

**UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL**

**Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas**



Tesis para la obtención del Grado Académico de Doctora en Ciencias

Biológicas

**ÁREAS PRIORITARIAS PARA LA  
CONSERVACIÓN DE LA HERPETOFAUNA Y  
SU APLICACIÓN EN EL ORDENAMIENTO  
TERRITORIAL DE BOSQUES EN LAS  
PROVINCIAS DE SALTA Y JUJUY**

Lic. María Soledad Andrade-Díaz

Director de Tesis: Dr. Juan Manuel Díaz Gómez

Co-director de Tesis: Dr. Alejandro Raúl Giraudó

Lugar de realización: Instituto de Bio y Geociencias del NOA

**-2020-**

## **2. AGRADECIMIENTOS**

A mi hija Cielo, quien me acompañó en este camino desde el principio y con quien tuvimos y tendremos muchas más aventuras y viajes juntas.

A mi compañero Gustavo por el amor, acompañamiento, aliento y el apoyo de siempre.

A mi mamá, a Belén, a Mario, a Facundo, mi querida familia, por todo el cariño y el apoyo incondicional.

A mi abuela Aurora, que siempre me alentó y confió en mí.

A mis amigas, por el aliento constante. A Flavia por escucharme tantas veces.

A mi director, el Dr. Juan Manuel Díaz Gómez, gracias por apoyar siempre mis ideas y motivarme para seguir adelante acompañándome en el planteamiento y desarrollo de la tesis.

A mi co-director, el Dr. Alejandro R. Giraudo, por sus enseñanzas y acompañamiento durante mi trabajo de tesis.

A Carlos Trucco, Iralys Ventosa, Peter Feinsinger, Andrés Talamo, Mónica Solis, Enrique Derlindati, Carolina Trigo, Flavia Caruso, Mauricio Nuñez-regueiro, Lyn Branch, Karl Didder y Bette Loiselle quienes me apoyaron durante diferentes etapas de mi doctorado.

A la Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional del Litoral, al Instituto de Bio y Geociencias del NOA y a la Universidad de Florida por permitirme realizar mi carrera de Doctorado y haberme brindado los elementos necesarios durante esta etapa de mi formación académica.

A la Fundación Miguel Lillo, el Museo Argentino de Ciencias Naturales, el IBIGEO y Museo de Ciencias Naturales de la Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Salta, el Instituto Nacional de Limnología, y sus autoridades que facilitaron el acceso a los registros que posibilitaron este estudio.

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

### 3. PUBLICACIONES

Los resultados obtenidos durante la realización de esta tesis forman parte de las siguientes publicaciones:

- **MS Andrade-Díaz**, JA Sarquis, BA Loiselle, AR Giraud, JM Díaz-Gómez (2019) Expansion of the agricultural frontier in the largest South American Dry Forest: Identifying priority conservation areas for snakes before everything is lost. *PLoS ONE* 14(9): e0221901. [https://doi.org/ 10.1371/journal.pone.0221901](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0221901)

#### Publicaciones en revistas internacionales indexadas

Además he participado en otros trabajos que dieron origen a las siguientes publicaciones:

- CB Trigo, P Villagra, P Cowper Coles, GA Marás, **MS Andrade-Díaz**, M Nuñez-Regueiro, E Derlindati, A Tálamo (2020) Can livestock exclusion affect understory plant community structure? An experimental study in the dry Chaco forest, Argentina. *Forest Ecology and Management*. 463 (2020) 118014 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118014>
- F Caruso, P Perovic, A Tálamo, C Trigo, **MS Andrade-Díaz**, G Maras, D Saravia, C Sillero-Zubiri, M Altrichter (2020) People and jaguars: New insights into the role of social factors in an old conflict. *Oryx*, 1-9. doi:10.1017/S0030605318001552
- TN Hibbard, **MS Andrade-Díaz**, JM Díaz-Gómez (2018) But they move! Vicariance and dispersal in southern South America: Using two methods to reconstruct the biogeography of a clade of lizards endemic to South America. *PLoS ONE* 13(9): e0202339. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0202339>
- **MS Andrade-Díaz**, TN Hibbard, JM Díaz-Gómez (2017). Identifying Endemism Areas: An Example Using Neotropical Lizards. *South American Journal of Herpetology* 12(1):61-75. <http://dx.doi.org/10.2994/SAJH-D-16-00038.1>

#### 4. ÍNDICE

2.	AGRADECIMIENTOS .....	2
3.	PUBLICACIONES .....	3
4.	ÍNDICE .....	4
5.	ABREVIATURAS Y SÍMBOLOS.....	6
6.	RESUMEN.....	7
6.1.	Resumen .....	7
6.2.	Abstract.....	8
7.	INTRODUCCIÓN.....	10
7.1.	Prioridades de conservación en Sudamérica.....	12
7.2.	Ley nacional 26.331 o “Ley de Bosques” .....	13
7.3.	La herpetofauna de Salta y Jujuy como valor de conservación en la planificación de la conservación.....	16
8.	OBJETIVOS DEL TRABAJO .....	17
8.1.	Objetivo General.....	17
8.2.	Objetivos específicos.....	17
9.	MATERIALES Y MÉTODOS.....	17
9.1.	Área de estudio .....	17
9.2.	Breve caracterización de los ambientes .....	20
9.2.1.	Chaco Seco .....	20
9.2.2.	Yungas Australes.....	21
9.3.	Base de datos y criterios de selección de especies .....	21
9.4.	Vacíos de información .....	23
9.5.	Modelos de distribución de especies (MDE) .....	24
9.5.1.	Variables predictoras ecológicas .....	24
9.5.2.	Generación de Modelos de distribución de especies (MDE) .....	25
9.6.	Análisis de priorización espacial para la conservación .....	28
9.7.	Análisis espaciales .....	30

10.	RESULTADOS .....	30
10.1.	Análisis espaciales: vacíos de información .....	30
10.2.	Anfibios .....	35
10.3.	Serpientes.....	45
10.4.	Lagartos y Anfisbenas .....	52
10.5.	Análisis de priorizaciones espaciales para la conservación.....	57
10.6.	Priorizaciones espaciales y el Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos .....	68
10.7.	Priorizaciones espaciales y Áreas Protegidas.....	72
11.	DISCUSIÓN DE RESULTADOS Y CONCLUSIONES .....	76
11.1.	Deforestación, transformación del paisaje y vacíos de información.....	76
11.2.	Modelos de distribución de especies y el rol de las AP para la conservación de la herpetofauna.....	77
11.3.	Priorizaciones espaciales y el sistema actual de AP .....	80
11.4.	Conectividad dentro y entre regiones .....	82
11.5.	Priorizaciones y el Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos .....	83
11.6.	Limitaciones y fututos trabajos.....	84
11.7.	Consideraciones Finales .....	85
11.8.	Conclusiones.....	85
12.	BIBLIOGRAFÍA.....	87
13.	ANEXOS.....	105
13.1.	Anfibios .....	105
13.2.	Serpientes.....	115
13.3.	Lagartos y anfibenas .....	122

## **5. ABREVIATURAS Y SÍMBOLOS**

AP: Áreas protegidas

APC: Áreas Prioritarias de conservación

AUC: Área Bajo la Curva

ABF: Additive Benefit Function

CAZ: Core Area Zonation

HII: Índice de Influencia Humana

MDE: Modelos de Distribución de Especies

OTBN: Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos

PN: Parque Nacional

PP: Parque Provincial

PSC: Planificación Sistemática para la Conservación

RN: Reserva Nacional

RP: Reserva Provincial

RM: Reserva Municipal

UICN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

## 6. RESUMEN

### 6.1. Resumen

El cambio en el uso y cobertura del suelo reduce y fragmenta los ecosistemas naturales generando pérdida de biodiversidad y de servicios ecosistémicos. El impacto de las actividades humanas genera la necesidad de desarrollar nuevas estrategias efectivas de conservación e identificar redes de áreas prioritarias que protejan adecuadamente la biodiversidad. En Argentina en los últimos 20 años, la deforestación y el incremento de la superficie agropecuaria generaron la pérdida de hábitats naturales y su biodiversidad. A esto se suma que la mayoría de las áreas protegidas existentes (AP) no fueron creadas en base a diferentes objetivos de conservación ni de forma sistemática. Además, los sitios considerados “de alto valor de conservación”, según el actual Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (OTBN - Ley Nacional 26.331), son sitios de bajo valor económico para la producción, remotos o inaccesibles. La planeación sistemática de la conservación (PSC) es un protocolo que permite evaluar, planificar, complementar y actualizar políticas ambientales logrando así una mayor efectividad en la conservación de la biodiversidad y de los ambientes. En las provincias de Salta y Jujuy, el intenso cambio en la cobertura y uso del suelo transformó grandes superficies de bosques nativos de Yungas y Chaco en sistemas agropecuarios. En comparación con otros grupos, los anfibios y reptiles no fueron considerados a la hora de establecer prioridades de conservación para el OTBN de dichas provincias. Estos grupos, altamente vulnerables, demandan estrategias de conservación rápidas y efectivas debido al acelerando cambio de sus hábitats naturales. En base a esto, este trabajo propone redes alternativas de áreas prioritarias para la conservación (APC) de la herpetofauna en los bosques nativos de Salta y Jujuy utilizando información obtenida de modelos de distribución de especies (MDE) y el algoritmo de optimización ZONATION. Además, se evaluó como el cambio del uso y cobertura del suelo (medido como índice de Huella Humana) influyó en la optimización de la selección de redes de áreas prioritarias para la conservación de los anfibios y reptiles. Los resultados obtenidos muestran que: (1) las AP existentes en Salta y Jujuy, que contienen un 3,76% de los bosques nativos de Yungas (2,60%), Chaco (0,29%), Yungas-Chaco (0,87%), son insuficientes para conservar la herpetofauna ya que solo protegen porcentajes muy bajos de los rangos de distribución de todos los grupos estudiados (en promedio un 0,64% de la distribución potencial de las especies principalmente distribuidas en el Chaco; un 3,27% de especies más ampliamente distribuidas en Yungas-Chaco, un 11,49% de la distribución predicha de anfibios en Yungas); (2) los análisis de priorización identificaron áreas de alta prioridad de conservación principalmente en el norte y centro de las Yungas y en el noroeste y centro del bosque del

Chaco, donde todavía existe un bosque continuo y bien conservado; (3) el sistema actual de AP consideró, en promedio, solo una pequeña porción de la distribución de los grupos focales, siendo los anfibios los que presentaron una mayor protección en las priorizaciones (escenario 2: 9,07% ABF; 7,57% CAZ – escenario 3: 11,09% ABF; 7,99% CAZ); (4) con un porcentaje de priorización del 17%, el porcentaje de protección de los tres grupos aumentó y se obtuvieron áreas que favorecerían a la conectividad entre las AP dentro de las Yungas y entre zonas de transición Yungas-Chaco; (5) mediante el solapamiento de la red de APC (consenso ABF-CAZ para el escenario 2) con los mapas actuales de OTBN, se obtuvo que la categoría I (rojo) protege la menor porción del rango de distribución potencial de todos los grupos focales, siendo la categoría II (amarillo) la que incluye un mayor porcentaje del paisaje priorizado. Este trabajo cobra relevancia al ser la primera vez que se considera la relación entre las distribuciones potenciales, las AP y la transformación progresiva de los ecosistemas naturales para la identificación de redes de APC de la herpetofauna en las provincias de Salta y Jujuy. Además, muestra cómo dichas redes pueden complementar el sistema actual de AP y las categorías de conservación del OTBN, aportando así insumos para la clasificación de los bosques de alto valor de conservación de la biodiversidad en la revisión del ordenamiento territorial.

## **6.2. Abstract**

The change in land use and coverage reduces and fragments natural ecosystems generating loss in the biodiversity and the ecosystem services. The impact of human activities creates the need to develop new effective conservation strategies and identify networks of priority areas that adequately protect biodiversity. In Argentina in the last 20 years, deforestation and the increment in the agricultural area generated the loss of natural habitats and their biodiversity. In addition to this, most of the existing protected areas (PAs) were not created based on different conservation objectives or systematically. Also, sites considered “high conservation value”, according to the current Territorial Planning of Native Forests (OTBN - National Law 26,331), truly are sites of low economic value for production, remote or inaccessible. Systematic conservation planning (PSC) is a protocol that allows evaluating, planning, complementing and updating environmental policies, thus achieving greater effectiveness in the conservation of biodiversity and environments. In the provinces of Salta and Jujuy, the intense change in land cover and use transformed large areas of Yungas and Chaco native forests into agricultural systems. In comparison with other groups, amphibians and reptiles were not considered when establishing conservation priorities for the OTBN of these provinces. These highly vulnerable groups demand fast and effective conservation strategies due to the accelerating change of their natural habitats. Based on this, the present work



proposes alternative networks of priority areas for the conservation (APC) of herpetofauna in the native forests of Salta and Jujuy using information obtained from species distribution models (MDE) and the ZONATION optimization algorithm. In addition, it was evaluated how the change in land use and coverage (measured as a Human Footprint index) influenced the optimization of the selection of priority area networks for the conservation of amphibians and reptiles. The results obtained show that: (1) the existing PAs in Salta and Jujuy, which contain 3.76% of the native forests of Yungas (2.60%) and Chaco (0.29%), are insufficient to conserve herpetofauna since they only protect percentages Very low distribution ranges of all the groups studied (on average 0.64% of the potential distribution of the species mainly distributed in the Chaco; 3.27% of species more widely distributed in Yungas-Chaco, 11.49% of the predicted distribution of amphibians in Yungas); (2) Prioritization analyzes identified areas of high priority conservation mainly in the north and center of the Yungas and in the north-west and center of the Chaco forest, where there is still a continuous and well preserved forest; (3) the current PA system considered, on average, only a small portion of the distribution of the focus groups, with amphibians being the ones that presented greater protection in the prioritization (scenario 2: 9.07% ABF; 7.57% CAZ - scenario 3: 11.09% ABF; 7.99% CAZ); (4) with a prioritization percentage of 17%, the protection percentage of the three groups increased and areas were obtained that would favor connectivity between PAs within the Yungas and between Yungas-Chaco transition zones; (5) by overlapping the APC network (ABF-CAZ consensus for scenario 2) with the current OTBN maps, it was obtained that category I (red) protects the smallest portion of the potential distribution range of all groups focal, being category II (yellow) that includes a higher percentage of the prioritized landscape. This work is relevant since it is the first time that the relationship between potential distributions, PAs and the progressive transformation of natural ecosystems for the identification of herpetofauna APC networks in the provinces of Salta and Jujuy is considered. It shows how these networks can complement the current PA system and the OTBN conservation categories, thus providing inputs for the classification of forests with a high biodiversity conservation value in the review of land use planning.

## 7. INTRODUCCIÓN

La transformación y fragmentación del paisaje, debido a la acelerada expansión de la frontera agropecuaria y la escasa protección de los ambientes, es una de las principales causas de la pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos a nivel global [1,2]. Con la creciente demanda internacional de productos agrícolas, la superficie dedicada a la agricultura aumentó exponencialmente provocando la transformación masiva de paisajes nativos en monocultivos a gran escala [3,4]. La expansión de la agricultura se logró priorizando intereses económicos y políticos [5,6]; en contraste, atributos ecológicos tales como riqueza y abundancia de especies, conectividad entre los parches del bosque remanentes, entre otros, no fueron tenidos en cuenta al momento de tomar decisiones con respecto al cambio del uso del suelo. El impacto de las actividades antrópicas en los ecosistemas y la falta de recursos destinados a la conservación genera la necesidad de desarrollar estrategias efectivas para preservar la biodiversidad y así, favorecer el mantenimiento de los servicios ecosistémicos a las poblaciones humanas.

Las áreas protegidas (AP) son una de las herramientas más destacadas en la implementación de acciones de conservación. En general, la creación de AP se basó principalmente en intereses económicos y políticos [7,8]. En América Latina, las AP existentes son insuficientes y, en general, no fueron diseñadas con objetivos de conservación, por el contrario, estas “áreas de papel” se crearon en sitios poco aptos para las actividades humanas, tierras fiscales o zonas con problemáticas limítrofes [9]. A esto se suman, los programas de manejo débiles o inexistentes y la falta de recursos económicos para infraestructura, mantenimiento y monitoreo [10]. Además, actualmente, la acelerada transformación del paisaje fue encerrando las AP, transformándolas en "islas" donde poblaciones de plantas y animales quedan aisladas [11]. Esta visión de creación de AP fue cambiando a lo largo de los años, abordando las soluciones en conservación desde múltiples dimensiones ecológicas, sociales, políticas y económicas. A finales del siglo XX, comenzaron los esfuerzos para planificar, diseñar y establecer áreas protegidas de alto valor de conservación [12]. Estos esfuerzos fueron acompañados del desarrollo de herramientas sistemáticas de la planificación para optimizar los recursos disponibles y generar estrategias de conservación [13] en un contexto de múltiples intereses y actores sociales [13–15].

La planificación sistemática para la conservación (PSC) es un protocolo que tiene como objetivo maximizar los recursos destinados a la conservación seleccionando áreas eficientes para la protección los ecosistemas y su biodiversidad [14,16,17]. Esta aproximación provee

algoritmos adecuados para una toma de decisiones basada en información científica que ayude a desarrollar escenarios de conservación realistas y eficientes. En su implementación considera el valor de conservación y la distribución de las especies e incorpora variables relacionadas con actividades antrópicas. Además, se evalúan diferentes criterios (por ejemplo, irremplazabilidad de ciertas áreas) estableciendo un *trade-off* o compensación en relación con los costos que generan diferentes disturbios humanos como la deforestación, la expansión de la agricultura, urbanización y otros uso de la tierra [18]. Estos criterios proveen una medida del valor de conservación del sitio seleccionado [19]. De esta forma, es posible obtener soluciones que se acerquen a la solución óptima para así invertir mejor los recursos financieros para la conservación [20]. La implementación de procedimientos claros y estandarizados, permite realizar una elección más flexible, transparente, modulada, eficiente y objetiva de las áreas prioritarias para conservar [21].

Durante la última década, se han desarrollado diferentes esquemas de planificación de la conservación [17,22] promoviendo una red representativa y conectada de AP que contribuya a la viabilidad de la biodiversidad y los ecosistemas [23]. Estos enfoques se basan en la distribución de características clave de la biodiversidad y las variables antrópicas; logrando identificar las áreas más importantes para la conservación compatibles con el uso sostenible [24,25]. Sin embargo, delimitar la distribución de una especie es una tarea compleja que involucra muchos factores determinantes, tanto bióticos como abióticos, que son difíciles de evaluar a través del trabajo de campo [26,27]. En general, los rangos de distribución de las especies están frecuentemente representados por polígonos [28] y con frecuencia se usan para decisiones de conservación [29]. Estos enfoques presentan problemas a múltiples niveles, y es probable que incluyan áreas donde no esta presente la especie o excluyan otras donde realmente si esta presente [27,30]. Por lo tanto, se han desarrollado técnicas basadas en datos (por ejemplo, los modelos de distribución de especies-MDE) para predecir la distribución potencial de las especies, mediante la identificación de áreas adecuadas o idóneas para la presencia de las especies, así como para identificar las variables bioclimáticas más relevantes que predicen su distribución [26,31,32]. Estos enfoques ofrecen métodos ampliamente aceptados para resumir los patrones de distribución de las especies para aplicaciones de conservación [30,33].

Es en este escenario de cambio acelerado en el uso de la tierra y sistemas inadecuados de AP, donde se necesitan estudios para predecir las distribuciones de especies con el fin de aplicar las herramientas de planificación de la conservación e identificar redes de

áreas prioritarias para la conservación (APC) como insumo para el desarrollo de estrategias efectivas para su protección a largo plazo.

### **7.1. Prioridades de conservación en Sudamérica**

Por más de tres décadas, el desarrollo de estrategias de conservación y políticas para la sustentabilidad de los recursos naturales en América Latina se enfocó principalmente en selvas tropicales, mientras que otros ecosistemas boscosos fueron mayormente ignorados [34–37]. Muchos de estos bosques, como el Gran Chaco o el pedemonte de las Yungas Australes, están gravemente amenazados por tener altas tasas de transformación y pocas AP con programas de manejo débiles o inexistentes [38].

El Gran Chaco es el segundo bosque más grande de Sudamérica, después de la selva amazónica [39]. Esta ecorregión corresponde a la Provincia Biogeográfica del Chaco [40] y se extiende a través de Argentina, Bolivia, Paraguay y el suroeste de Brasil [41]. Desde la perspectiva de los servicios ecosistémicos, este bosque es extremadamente importante ya que alberga una de las mayores reservas de carbono extra tropical del hemisferio sur [42,43]. A pesar de estar caracterizado por ambientes heterogéneos (mosaico de ambientes) y una gran diversidad de especies [44], este bosque se considera actualmente como uno de los ecosistemas subtropicales boscosos más amenazados del mundo debido a la intensa perturbación antropogénica [45–47]. De hecho, el principal impulsor de las altas tasas de deforestación (200.000 ha / año) en el bosque chaqueño es la expansión de la agroindustria [29,40]. Como resultado, esta acelerada transformación produce altas emisiones de carbono [48], cambios en la configuración del paisaje [41], degradación del hábitat [49] y extinciones de especies [50]. Asimismo, a pesar de que Argentina tiene la mayor extensión de Chaco (aproximadamente el 62% del área total) [40], solo el 1,7% de este bosque se encuentra dentro del sistema actual de AP.

Por otra parte, los Andes tropicales/subtropicales son considerados uno de los 25 *hotspots* de la biodiversidad mundial, priorizados globalmente debido al alto grado de endemismo y pérdida de hábitat [51]. Los bosques subtropicales andinos, conocidos localmente como Yungas Australes, son considerados una región con prioridad de conservación mundial y regional debido a su alta diversidad biológica, recursos madereros de alto valor, servicios ambientales y su función de conectividad entre diferentes ecorregiones [52–54]. Las Yungas Australes se encuentran amenazadas principalmente por la expansión agrícola y urbana, la ganadería extensiva y la explotación petrolera [55]. Como consecuencia, estos bosques se están transformando y la conectividad entre los sectores norte y centro de Yungas está

disminuyendo [56–58]. Las zonas de contacto entre estos bosques nativos se han reducido significativamente en las últimas décadas [54,59,60] provocando la fragmentación de poblaciones de especies [52].

Debido a la creciente transformación y degradación tanto del Gran Chaco como de las Yungas Australes, la conservación de estos ecosistemas Sudamericanos se ha vuelto una prioridad. Es en esta situación crítica, donde es crucial desarrollar estrategias de planificación que promuevan una red representativa y conectada de APC que contribuyan a la viabilidad de la biodiversidad y la conservación a largo plazo de estos bosques [23].

## **7.2. Ley nacional 26.331 o Ley de Bosques**

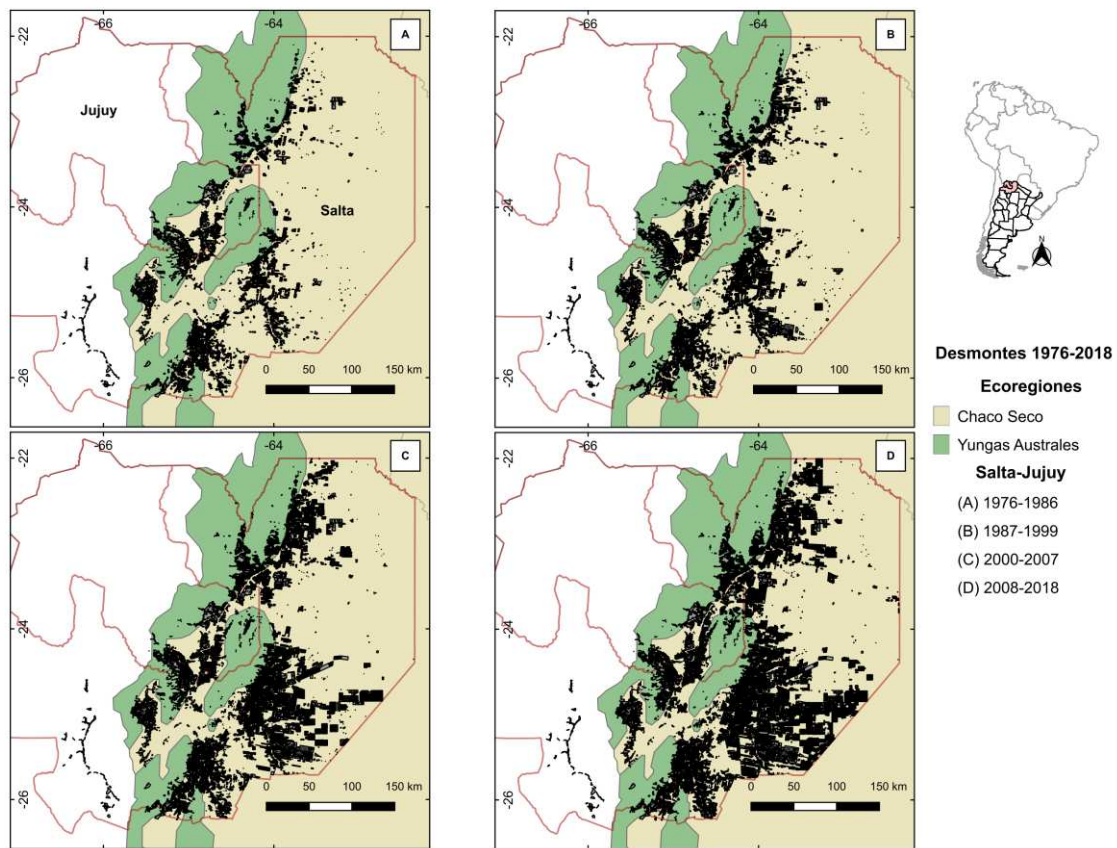
En Argentina, en los años '90, se perdieron más de 250.000 hectáreas de bosque nativo por año [57], la tasa de deforestación fue de -0,66%, superando enormemente la tasa de deforestación anual mundial para esa década, que fue -0,23% [61]. En respuesta a la creciente deforestación, en noviembre de 2007, el parlamento argentino promulgó la ley nacional N° 26.331 de presupuestos mínimos de protección ambiental de los bosques nativos [62], con los objetivos de promover la conservación de los bosques nativos mediante el ordenamiento territorial y la regulación de la expansión de la frontera agropecuaria y de cualquier otro cambio de uso del suelo. El cumplimiento de estos objetivos permitiría: (1) fomentar las actividades de enriquecimiento, conservación, restauración, manejo sostenible de los bosques nativos y (2) mantener los procesos ecológicos y culturales en los bosques nativos. La ley estipuló que cada provincia inicie un proceso de ordenamiento de los bosques nativos existentes en su territorio, consistente en la clasificación de los bosques nativos en tres categorías de conservación para desarrollar planes de uso de la tierra que aseguren la sustentabilidad de los ecosistemas boscosos [63]. La categoría I (rojo) consiste en aquellos sectores de muy alto valor de conservación que no deben desmontarse ni utilizarse para la extracción de madera, es decir deben mantenerse como bosque. Dentro de esta categoría, se incluyen las reservas naturales y sus áreas circundantes con altos valores biológicos, y/o sitios que protejan cuencas hídricas de importancia (nacientes de ríos y arroyos). La categoría II (amarillo) incluye aquellos sectores de alto o medio valor de conservación, que pueden estar degradados pero una vez restaurados tienen un alto valor de conservación. Si bien estos sectores no pueden desmontarse, pueden usarse para el aprovechamiento sostenible, turismo, recolección e investigación científica. Por último, la categoría III (verde) que esta compuesta por aquellos sectores de bajo valor de conservación que pueden transformarse parcialmente o en su totalidad, luego de que se haya realizado una evaluación de impacto ambiental. Cabe mencionar que, conforme a lo establecido

por dicha ley, el Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (OTBN) de las provincias deberá revisarse y actualizarse cada cinco (5) años. En el proceso de esta evaluación, las agencias provinciales a cargo de los recursos naturales establecen políticas a nivel provincial que identifican cuántos bosques nativos permanecen y dónde están ubicados. Las actualizaciones pueden cambiar las categorías de ciertas áreas o incluir nuevos sectores identificados como boscosos en el transcurso de los años y que no fueron incluidos en el OTBN original. El principal detonante para la sanción de esta ley fue la alta tasa de desmontes en la provincia de Salta y la desafectación y venta mediante licitación pública del Área Natural Provincial Protegida Lotes Fiscales 32 y 33 (creada por el Decreto N° 3397/1995; Lote Fiscal N° 32 de 5.298 ha y Lote Fiscal N° 33 de 20.028 ha) por medio de la sanción de la ley n.º 7.274- Decreto N° 809/2004 con el fin de fomentar el desarrollo agrícola y productivo en la región.

En las provincias de Salta y Jujuy, el acelerado cambio en la cobertura y uso del suelo transformó una gran superficie de las Yungas y el Chaco seco (de ahora en adelante solo Chaco) en agroecosistemas [64] (Figura 1). Actualmente, Salta es una de las provincias con mayor avance de la frontera agropecuaria de Sudamérica [63,65] y a su vez, la provincia con mayor superficie remanente de bosques nativos en la Argentina [66]. Entre los años 1998-2002 la provincia redujo la superficie de bosques nativos de 7.156.168 ha a 6.931.705 ha [60].

La sanción de la ley provincial N° 7.543 de Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos de la provincia de Salta en diciembre de 2008 y la posterior aprobación del decreto N° 2.785 que presentó el mapa del mencionado ordenamiento [67,68], pretendían disminuir estas tasas de deforestación. Sin embargo, si bien luego de la sanción de la Ley de bosques, la proporción entre bosques desmontados y bosques nativos disminuyó (periodo 2002-2006: -1,54; año 2006: -1,99; periodo 2008-2011: -1,34 y -0,84) [69], desde 2008 hasta la actualidad, ya se deforestaron más de 400.000 ha, de las cuales ~150.000 ha eran zonas protegidas de bosques nativos de las categorías I (rojo) y II (amarillo). Esto fue producto de la excesiva cantidad de permisos de recategorizaciones que se concedieron a los propietarios de los catastros. En el año 2010, las autoridades salteñas, sancionaron los Decretos 2211/10 [70] y 3136/11 que permitían las recategorizaciones prediales habilitando desmontes en áreas con algún valor de conservación (categoría I y II). En estos decretos también se especificaba que no era obligatorio llamar a audiencia pública ni realizar una evaluación de impacto ambiental para proyectos de recategorización menores de 300 ha. Esta sanción que claramente violaba el artículo 22 de la ley N° 26.331, permitió la recategorización y desmote de 144.984 ha desde 2010 a 2014. En el año 2014, luego de las constantes denuncias por parte de diversos actores

sociales, el gobierno salteño decretó la derogación de los Decretos 2211/10 y 3136/11 prohibiendo las recategorizaciones (Decreto 3749/2014).



**Figura 1.** Desmontes desde 1976 a 2018 en las ecoregiones de Yungas y Chaco seco en los bosques nativos de las provincias de Salta y Jujuy.

Por otra parte, en la provincia de Jujuy, del millón y medio de hectáreas de bosque nativo existente, en el año 2008 un 17% ya había sido transformado en áreas de producción agrícola ganadera y áreas urbanas [71,72]. Durante los años 2003-2008, la superficie promedio anual transformada fue de 3.400 ha/año con más de 250.000 ha desmontadas en el año 2005. Este acelerado proceso de transformación afectó principalmente la Selva Pedemontana y las zonas de contacto Yungas-Chaco [54,60]. Tanto en Jujuy como en Salta, más del 90% de la superficie de Selva Pedemontana desapareció transformándose en áreas de cultivos de caña de azúcar y soja [56]. Como consecuencia, la longitud de contacto Yungas-Chaco se redujo de 1.035 km a solo 162 km [59]. Actualmente, solo el 10% del ecotono Yungas-Chaco se encuentra sin desmontes, siendo el único relicto de conectividad que podría perdurar en el tiempo si se cumplen las políticas de conservación bi-provinciales. La falta de conectividad entre el sector norte y centro de las Yungas y sectores del bosque chaqueño produjo, entre otros efectos, reducciones en los tamaños poblacionales de plantas, mamíferos, aves, reptiles y anuros [52].

### **7.3. La herpetofauna de Salta y Jujuy como valor de conservación en la planificación de la conservación**

En los bosques, la pérdida de la integridad ecosistémica debido al cambio en la cobertura y uso del suelo [73] impide el flujo continuo de bienes y servicios [74]. Actualmente se considera que la degradación y pérdida de los hábitats naturales es la principal causa de la declinación y extinción global de poblaciones de anfibios y reptiles [75–79]. Las provincias de Salta y Jujuy tienen una gran diversidad de especies de herpetozoos que cumplen roles importantes en distintos niveles tróficos [76,77,80]. El mantenimiento de las interacciones tróficas contribuye a la preservación de la estructura, funcionalidad y biodiversidad de los bosques nativos [81]. Debido a la degradación y modificación de los ecosistemas naturales como los bosques de Chaco y Yungas, la herpetofauna en las provincias de Salta y Jujuy es altamente vulnerable [76,77,82].

La identificación de sistemas de redes de áreas prioritarias para la conservación de la herpetofauna en Salta y Jujuy es un paso necesario para el cumplimiento de los objetivos de conservación del ordenamiento territorial de los bosques nativos. Estos grupos han recibido poca atención en los estudios de cambios en el uso de la tierra [83,84], a pesar de que la pérdida y degradación del hábitat es uno de los principales factores que impulsan las disminuciones en sus poblaciones [57,85]. Algunos estudios han demostrado que la pérdida de hábitat y los patrones espaciales de la vegetación restante afectan la condición física, así como la distribución de reptiles y anfibios en el paisaje [86–88]. Además, los pobladores matan indiscriminadamente a los reptiles en especial a las serpientes, a pesar de su importante rol como presas y depredadores en los ecosistemas [89]. Estos animales “poco populares” han atraído menos atención que otros vertebrados carismáticos [90–92], y como consecuencia, los planes de acción para la conservación rara vez consideran anfibios y reptiles. De hecho, en comparación con otros grupos taxonómicos, sabemos poco sobre la historia natural, la ecología y la distribución de la mayoría de las especies de anfibios y reptiles asociadas a los bosques nativos de Yungas y Chaco [90]. La integración de MDE y la PSC son herramientas importantes para la conservación efectiva de la biodiversidad, en particular como base para asegurar que especies poco consideradas estén incluidas en el proceso de planificación de uso de la tierra de las provincias de Salta y Jujuy exigido por la Ley de Bosques. Por lo tanto, identificar cuales son los hábitats idóneos para la herpetofauna en los bosques nativos de Chaco y Yungas es un paso crucial para identificar las áreas prioritarias de conservación que requieren acciones de protección inmediata [83].



En este trabajo, mediante la utilización de criterios y algoritmos de optimización que permitan valorar la biodiversidad contenida en los bosques nativos, se identificarán redes de áreas prioritarias para la conservación de la herpetofauna en la provincia de Salta y Jujuy, con el objetivo de brindar información científica aplicable al ordenamiento territorial y actualización de los mapas de categorización de bosques nativos en la provincia de Salta y Jujuy.

## **8. OBJETIVOS DEL TRABAJO**

### **8.1. Objetivo General**

Diseñar sistemas alternativos de redes de áreas prioritarias para la conservación de herpetofauna en bosques de las provincias de Salta y Jujuy, como insumos para asignar valores de conservación de la biodiversidad a los bosques nativos en la revisión del ordenamiento territorial provincial que exige la ley nacional Nº 26.331.

### **8.2. Objetivos específicos**

1. Generar una base de datos de la distribución de la herpetofauna para los bosques nativos de las provincias de Salta y Jujuy.
2. Generar mapas de distribución potencial para la herpetofauna en los bosques nativos de las provincias de Salta y Jujuy e identificar regiones con escasez de registros.
3. Cuantificar el área en km<sup>2</sup> ocupado por las distribuciones modeladas en el objetivo n°2 y cuantificar la representatividad de cada grupo (medido como el porcentaje de estas distribuciones) dentro de las áreas protegidas de los bosques nativos de Salta y Jujuy.
4. Identificar redes de áreas prioritarias para la conservación de la herpetofauna en los bosques nativos de las provincias.
5. Cuantificar el grado de solapamiento entre las redes de áreas prioritarias de la herpetofauna y los mapas de ordenamiento territorial de bosques nativos de ambas provincias.
6. Cuantificar la eficiencia (medida como el rendimiento) de las áreas protegidas en las redes de áreas prioritarias para la conservación de la herpetofauna.

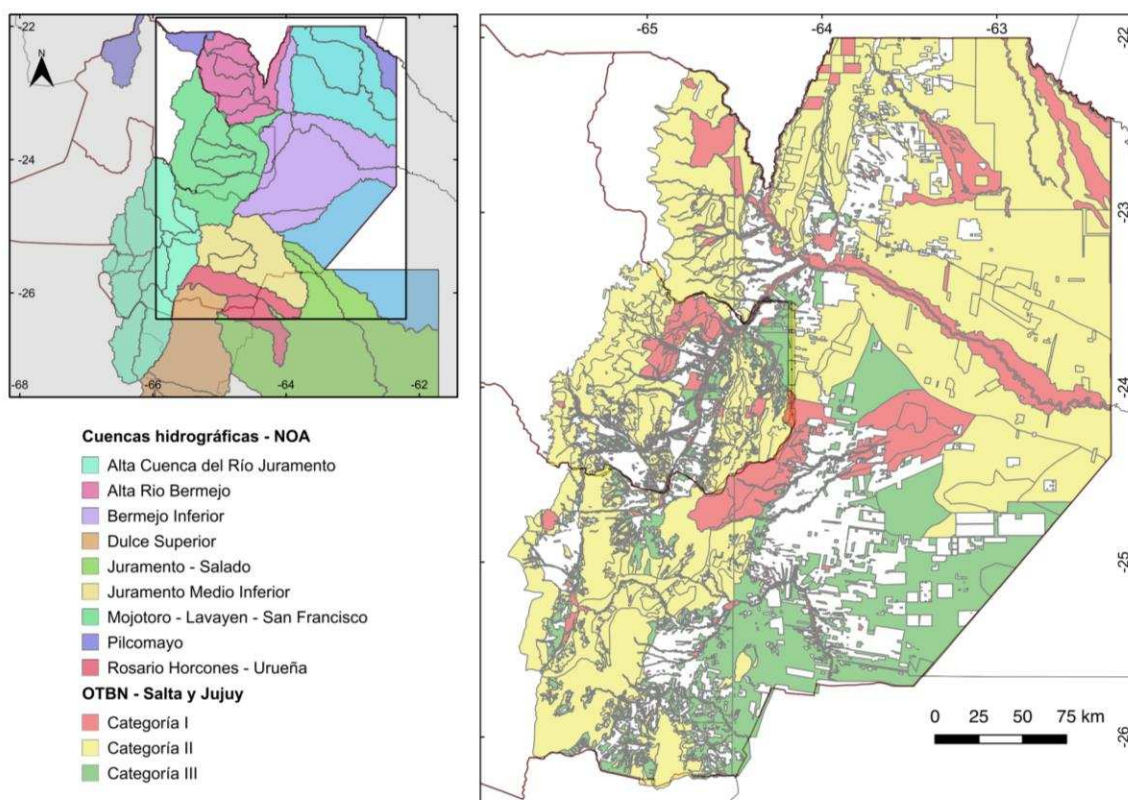
## **9. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **9.1. Área de estudio**

El área de estudio se corresponde con el área en la que se realizó el plan de ordenamiento territorial de bosques nativos de la provincia de Salta y Jujuy que incluye los ecosistemas forestales naturales (Yungas y Chaco) compuestos predominantemente por

especies arbóreas nativas maduras [93]. Estos ecosistemas comprenden tanto a los bosques nativos de origen primario, los de origen secundario formados luego de un desmonte, así como aquellos resultantes de una recomposición o restauración voluntaria [68,72]. Los palmares también fueron considerados bosques nativos (ver Art. 4º de la ley provincial N° 7.543 de ordenamiento territorial de bosques nativos de la provincia de Salta).

Para el OTBN de las provincias se tomó como unidad estructural y espacial de análisis a la cuenca hidrográfica y el porcentaje de pendiente (ver Art. 6º de la ley N° 7549 y ver Art. 2º ley N° 5676). De este modo el OTBN para la provincia de Salta incluye el área comprendida dentro de las cuencas: Alta Cuenca del Río Bermejo, Cuenca del Bermejo Inferior, Cuenca del Itiyuro-Pilcomayo, Cuenca del Mojotoro-Lavayén-San Francisco, Alta Cuenca del Río Juramento (sólo una pequeña superficie de bosques debido a que la mayoría de la cuenca corresponde a ambientes más áridos), Cuenca del Juramento Medio Inferior, Cuenca del Dulce Superior, Cuenca del Juramento-Salado y Cuenca Cerrada de la Puna [68,94]. El OTBN para la provincia de Jujuy incluye el área comprendida dentro de las cuencas: Alta Cuenca del Río Bermejo y Cuenca del Mojotoro-Lavayén-San Francisco que abarca las subcuencas Ledesma; Negro - San Francisco Superior; San Lorenzo; Mojotoro – Lavayén; Grande - Perico y San Francisco Inferior. Por último, contiene un corredor natural desde el sector de Sauzalito, entre los ríos Sauzalito y Yuto, pasando por la Serranía de Santa Bárbara y la Reserva Natural Provincial Las Lancitas, hasta el límite con la Provincia de Salta y el Parque Nacional El Rey [72] (Figura 2).



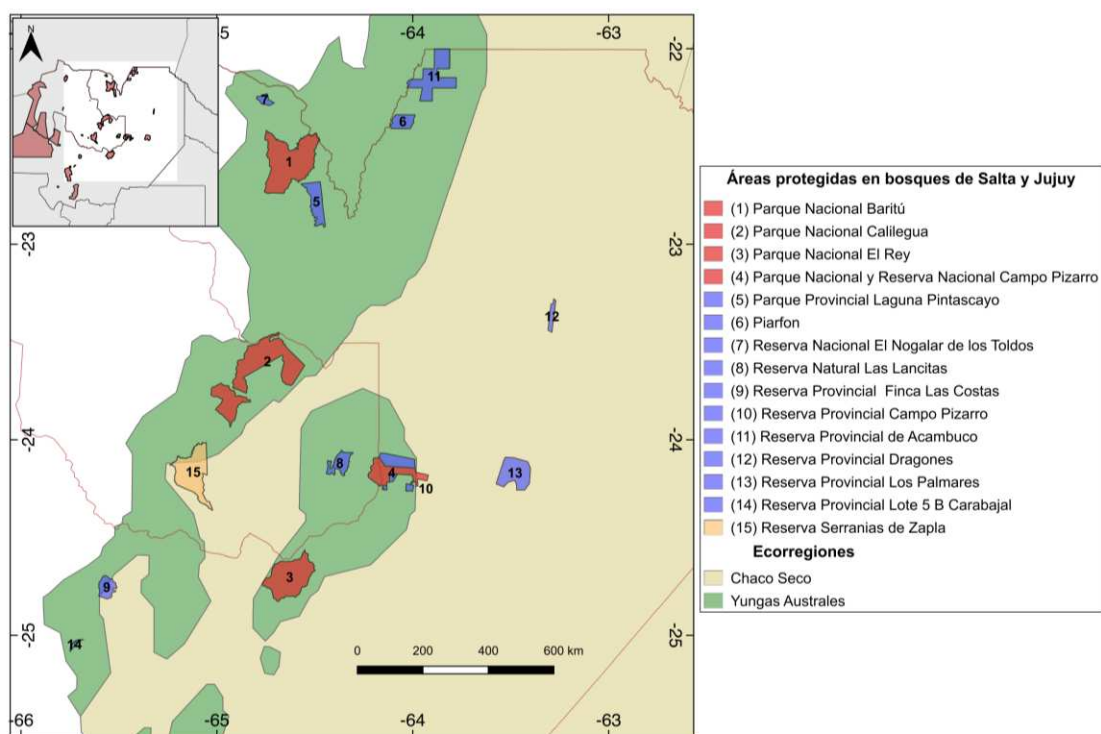
**Figura 2.** Área de estudio correspondiente al Ordenamiento de Bosques Nativos de las provincias de Salta y Jujuy (Argentina).

En el área de estudio se incluyeron 15 AP de cinco categorías diferentes. Dichas AP abarcan una superficie en total de 355.461 ha, siendo mayor la cantidad de AP en Yungas (246.109 ha) en comparación con las zonas de transición Yungas-Chaco (82.282 ha) y el Chaco (27.069 ha) (Tabla 1 y Figura 3).

**Tabla 1.** Áreas protegidas (AP) en bosques nativos de Yungas y Chaco de las provincias de Salta y Jujuy.

Nombre	Jurisdicción	Provincia	Ecorregión	Superficie (ha)
<b>Parque Nacional Baritú</b>	Nacional	Salta	Yungas	62.232
<b>Parque Nacional Calilegua</b>	Nacional	Jujuy	Yungas	73.666
<b>Parque Nacional El Rey</b>	Nacional	Salta	Yungas	41.918
<b>Parque Nacional y Reserva Nacional Campo Pizarro</b>	Nacional	Salta	Yungas-Chaco	21.343
<b>Reserva Nacional El Nogalar de los Toldos</b>	Nacional	Salta	Yungas	3.240
<b>Parque Provincial Laguna Pintascayo</b>	Provincial	Salta	Yungas	15.457
<b>Piarfon</b>	Provincial	Salta	Yungas	8.691
<b>Reserva Natural Las Lancitas</b>	Provincial	Jujuy	Yungas-Chaco	9.716
<b>Reserva Provincial Finca Las Costas</b>	Provincial	Salta	Yungas	8.609
<b>Reserva Provincial Campo Pizarro</b>	Provincial	Salta	Yungas-	14.076

				Chaco
<b>Reserva Provincial de Acambuco</b>	Provincial	Salta	Yungas	31.350
<b>Reserva Provincial Dragones</b>	Provincial	Salta	Chaco	3.690
<b>Reserva Provincial Los Palmares</b>	Provincial	Salta	Chaco	23.378
<b>Reserva Provincial Lote 5 B Carabajal</b>	Provincial	Salta	Yungas	942
<b>Reserva Municipal Serranías de Zapla</b>	Municipal	Jujuy	Yungas-Chaco	37.144
<b>Total</b>				<b>355.461</b>



**Figura 3.** Áreas protegidas presentes dentro del ordenamiento de bosques nativos de las provincias de Salta y Jujuy.

## 9.2. Breve caracterización de los ambientes

### 9.2.1. Chaco Seco

El Chaco Seco es una planicie cubierta por bosques espinosos semidecíduos, correspondiente a la Provincia Biogeográfica Chaqueña, Distrito Chaqueño Occidental [40]. El clima es marcadamente estacional, con estación seca invernal y un verano lluvioso. La precipitación media anual es de 700 mm, de los cuales el 80% ocurren entre octubre y marzo. La temperatura media anual es de 21,9°C (1951-1980, Campo Gallo, Servicio Meteorológico Nacional). El paisaje es un mosaico de ambientes dominado por bosques con especies tales como el quebracho colorado santiagueño (*Schinopsis lorentzii*), el quebracho blanco

(*Aspidosperma quebracho-blanco*), y el mistol (*Zizyphus mistol*), mientras que el estrato arbustivo está dominado por el sachá poroto (*Capparis retusa*), garabato (*Acacia praecox*), tala (*Celtis pallida*), tala blanco (*Achatocarpus praecox*) y molle (*Schinus polygamus*) [95,96] y en menor proporción pastizales [97]. Tradicionalmente el uso de la tierra en el Chaco, se caracterizó por la agricultura de subsistencia y la cría de ganado vacuno y caprino de manera extensiva hasta 1940-50 [98], pero actualmente gran parte de los bosques nativos fueron reemplazados por cultivos a gran escala y sistemas silvopastoriles con pasturas exóticas [99].

### **9.2.2. Yungas Australes**

Las Yungas Australes, también conocidas como el bosque andino subtropical, se extienden a lo largo de un gradiente norte-sur, desde los Andes desde el sur de Bolivia hasta el noroeste de Argentina; corresponden a la Provincia Biogeográfica de las Yungas del Dominio Amazónico, Región Neotropical [40]. Su distribución discontinua hace que las Yungas Australes limiten con otras ecorregiones como los Altos Andes, Puna, Montes de Sierras y Bolsones y el bosque chaqueño [100]. Estas selvas tienen un régimen de precipitaciones que varían entre 1000 y 3000 mm anuales (80% concentradas en verano) y las temperaturas promedio varían entre 14°C en invierno y 24°C en verano. Presentan un gradiente altitudinal característico (desde 400 a 3.000 m s.n.m.), con un relieve montañoso. En este gradiente se pueden distinguir tres subregiones principalmente por la fisonomía de la vegetación y la composición específica [100]: Selva Pedemontana (400-700 m s.n.m.); Selva montana (700-1.500 m s.n.m.) y Bosque montano (1.500-3.000 m s.n.m.) [100]. Las Yungas Australes tienen altos niveles de riqueza de especies y endemismo [51,100,101] distribuidos en este gradiente altitudinal que responde a variaciones en la temperatura, precipitación, topografía y factores de perturbación [58,100,102].

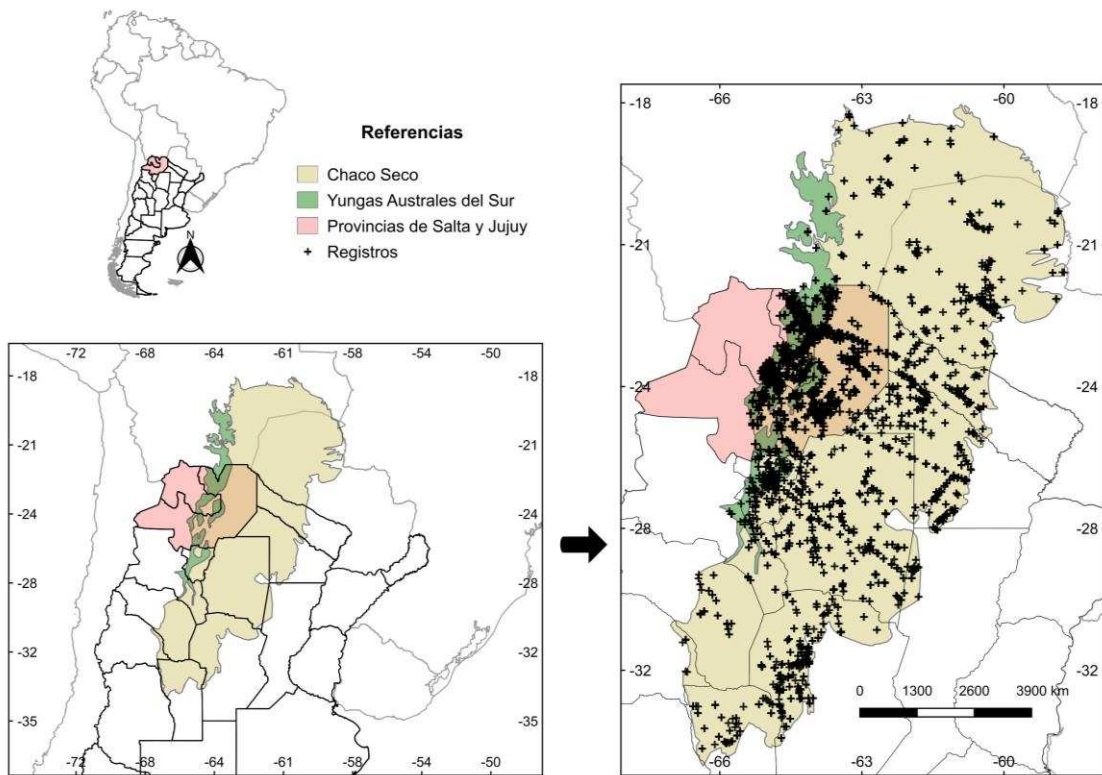
### **9.3. Base de datos y criterios de selección de especies**

Los criterios de selección de especies fueron los siguientes: (a) especies con presencia en bosques nativos de Salta y Jujuy (Yungas y Chaco), (b) especies con alguna categoría de amenaza, (c) especies ampliamente distribuidas y especies endémicas, (d) especies con por lo menos 10 registros únicos (un solo registro por coordenada geográfica) y que no posean autocorrelación espacial. Cabe destacar que, si bien se recopilaron registros para todo el rango de distribución de algunas de las especies, debido a los objetivos propuestos, sólo se consideraron en el caso de especies ampliamente distribuidas, los registros presentes en las ecorregiones de Yungas y Chaco.

Se recopilaron datos de distribución de:

- Anfibios: de un total de 54 especies para la provincia de Salta y 44 especies para la provincia de Jujuy, pertenecientes a las familias Bufonidae, Ceratophryidae, Hylidae, Leptodactylidae, Microhylidae, Odontophrynidae [80], unas 26 especies están relacionadas con bosques, 23 especies están ampliamente distribuidas y 9 especies están presentes en ambientes de puna y altos andes. Varias de ellas se encuentran en listas rojas como amenazadas o insuficientemente conocidas, por ejemplo, *Rhinella rumbolli*, *Phyllomedusa boliviana*, *Leptodactylus laticeps*, *Oreobates barituensis*, y *O. discoidalis* (vulnerables); *Melanophryniscus stelzneri spegazzini* (insuficientemente conocida); *Gastrotheca christiani*, *G. chrisosticta*, y *G. gracilis* (en peligro) [80,103].
- Serpientes: de un total de 53 especies para Salta y 35 especies para Jujuy, 34 especies pertenecientes a las familias Typhlopidae, Leptotyphlopidae, Boidae, Colubridae y Dipsadidae se relacionan con la existencia de bosques, incluyendo especies categorizadas como *Epictia striatula* (amenazada), *Epicrates alvarezii*, *Boa constrictor occidentalis*, *Drymarchon corais corais* (amenazadas) e *Imantodes cenchoa* (en peligro) [77].
- Lagartos y Anfisbenas: 53 especies para la provincia de Salta y 28 especies para Jujuy, de las cuales 32 especies están relacionadas con bosques o están más ampliamente distribuidas. Varias de estas especies pertenecen a las familias Leiosauridae, Polychrotidae, Tropiduridae, Phyllodactylidae, Anguidae, Gymnophthalmidae, Scincidae, Teiidae, Amphisbaenidae y Leposternidae [76].

Los registros de todas las especies se obtuvieron de colecciones de museos (Fundación Miguel Lillo, Museo de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia, Museo de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Salta, Instituto de Bio y Geociencias del NOA, Instituto Nacional de Limnología) y registros de literatura confiables. En el caso de serpientes adicionalmente se utilizó la base de datos generada mediante muestreos intensivos durante más de 28 años por Giraud y Arzamendia (depositada en el Instituto Nacional de Limnología – INALI-Santa Fe). En cuanto a los registros de anfibios, también se trabajó con bases de datos generadas por especialistas en anfibios (Vaira y colaboradores, depositadas en la Fundación Miguel Lillo y el IBIGEO-Museo de Ciencias Naturales de la Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Salta). Estos datos se complementaron con bases de datos online obtenidas de Global Biodiversity Facility [104], Sistema Nacional de Datos Biológicos [105] y HerpNet [106]. El uso de múltiples fuentes de datos proporcionó complementariedad y sirvió para minimizar los sesgos en nuestros datos [107,108] (Figura 4).



**Figura 4.** Registros obtenidos de anfibios, serpientes, lagartos y anfibisbénidos distribuidos en las ecorregiones de Chaco seco y Yungas Australes.

Debido a que la información de los registros de especies tiene muchas deficiencias, se filtró la información para evitar la taxonomía inadecuada e identificar registros de localidad problemáticos o imprecisas [109]. Luego, se comparó la distribución espacial de los registros obtenidos con los rangos de especies según los polígonos de la UICN y también se verificó esta información con la ayuda de especialistas con el posterior filtrado y eliminación de registros dudosos. Para especímenes sin coordenadas geográficas, se utilizó Google Earth para definir una ubicación georreferenciada utilizando la información proporcionada con el registro. Usando el paquete 'ecospat' en el programa R [110–112], se eliminaron los registros repetidos en múltiples fuentes y para evitar la autocorrelación espacial, se conservaron solo localidades únicas dentro de un radio de 5 km para especies de Yungas, 7 km para especies de Yungas-Chaco y 10 km para Chaco. Las diferencias en estas distancias de deben al relieve de las distintas ecorregiones. Se modelaron sólo aquellas especies con por lo menos 8 registros luego del filtrado.

#### 9.4. Vacíos de información

Para identificar sitios con escasez de registros, se cuadrículó el área de estudio en celdas de 20 km x 20 km y se superpusieron los registros obtenidos para cada grupo. Para cada grupo de estudio (anfibios, serpientes y lagartos+anfisbenas) se clasificaron las celdas en

tres clases: (a) celdas con mayor cantidad de registros ( $\geq 4$  registros x celda); (b) celdas con menor cantidad de registros ( $< 4$  registros x celda) y (c) celdas sin ningún registro. Luego, se calculó el porcentaje de celdas correspondientes a cada clase y se superpusieron los mapas del OTBN, para para identificar visualmente como se distribuían las celdas con y sin registros en cada categoría de protección para los bosques nativos (I-rojo, II-amarillo, III-verde).

## **9.5. Modelos de distribución de especies (MDE)**

### **9.5.1. Variables predictoras ecológicas**

Para seleccionar el conjunto de variables predictoras ecológicas, primero se compiló un total de 21 posibles variables y luego, se redujo este conjunto descartando variables altamente correlacionadas. El conjunto de posibles variables incluyó: (a) 19 variables bioclimáticas de la base de datos WorldClim v1.4 a una resolución espacial de 30", que representan diversas formas de la desviación media y estándar de temperatura y precipitación para el período 1950–2000 [113]; (b) datos de altitud con una resolución de 0.5' de SRTM Digital Elevation Database VERSIÓN 4.1 (DEM) [114]; y (c) una variable de rugosidad calculada para determinar el grado de irregularidad de la topografía derivada del DEM. Los valores de cada variable se extrajeron de 10.000 puntos distribuidos aleatoriamente en tres áreas de referencias o *backgrounds*: Yungas, Chaco y Yungas+Chaco, obteniéndose así una muestra representativa de la variabilidad de las condiciones ambientales en los diferentes sitios [115]. Esta diferenciación se hizo debido a que, dentro del conjunto de especies propuestas en este estudio, existen especies restringidas a ecorregiones más húmedas como son las Yungas Australes, a ecorregiones más áridas como es el Chaco o bien están distribuidas ampliamente en ambas ecorregiones. Cabe señalar que no se incluyeron las variables de altitud y rugosidad para la ecorregión del Chaco caracterizado por ser una planicie extensa; sin embargo, si se las incluyó cuando se consideró como área de referencia las ecorregiones de Yungas+Chaco. Para reducir los efectos de la multicolinealidad y el número excesivo de variables para el desarrollo de MDE, se realizó un análisis de correlación de Pearson entre todas las variables y se descartaron las variables altamente correlacionadas ( $r > 0,8$ ). Los criterios de selección de variables en función de la importancia biológica fueron distintos para anfibios y reptiles (serpientes, lagartos+anfisbenas). En este sentido, si bien ambos grupos son ectotermos terrestres, los anfibios son más sensibles a cambios en las temperaturas y dependen del agua para su reproducción [116]. Las variables utilizadas para la realización de los modelos están resumidas en la Tabla 2. Todas las capas se prepararon y procesaron utilizando el software Quantum GIS (QGIS 2.18.13) [117]. El sistema geodésico de coordenadas geográficas utilizado fue el WGS 84



(*World Geodetic System 1984* - Sistema Geodésico Mundial 1984) y las coordenadas del rectángulo (*extent*) en las cuales se cortaron las variables ambientales y luego se hicieron los análisis fueron para la ecorregión de las Yungas: -66,51;-29,13 : -63,41;-18,70 y para la ecorregión de Yungas-Chaco: -67,72;-33,86 : -57,98;-17,53.

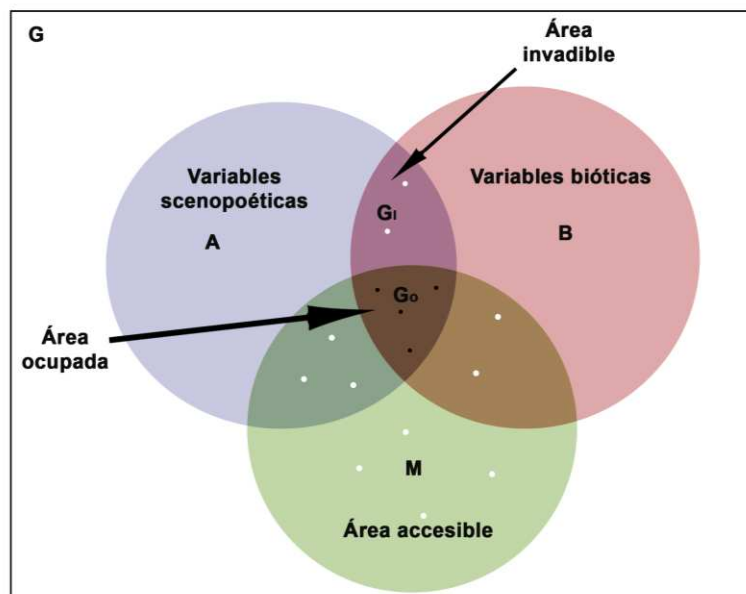
**Tabla 2.** Variables predictoras seleccionadas luego del análisis de correlación de Pearson para los anfibios, serpientes, lagartos y anfisbenas en las ecorregiones de Yungas y Chaco. BIO1 = Temperatura media anual; BIO2 = Rango medio diurno; BIO4 = Estacionalidad (°C); BIO5 = Máxima temperatura del mes más cálido; BIO6 = Mínima Temperatura del mes más frío; BIO10 = Temperatura media del cuarto más cálido; BIO11 = Temperatura media del cuarto más frío; BIO12 = Precipitación anual; BIO13 = Precipitación del mes más húmedo; BIO14 = Precipitación del mes más seco; BIO15 = Estacionalidad (mm)(Coeficiente de variación); BIO17 = Precipitación del cuarto más seco; ALT = altitudes; RUG = rugosidad.

Grupo	Ecorregión		
	Yungas	Chaco	Yungas+Chaco
Anfibios	BIO2	BIO2	BIO1
	BIO5	BIO4	BIO2
	BIO6	BIO5	BIO4
	BIO12	BIO6	BIO5
	BIO17	BIO13	BIO12
	ALT	BIO15	BIO13
	RUG		BIO14
			ALT
Serpientes		BIO2	BIO2
		BIO4	BIO4
		BIO5	BIO10
		BIO6	BIO11
		BIO13	BIO14
		BIO14	BIO15
Lagartos y anfisbenas		BIO15	ALT
			BIO2
			BIO4
			BIO10
			BIO11
			BIO14
		BIO15	
		ALT	

### 9.5.2. Generación de Modelos de distribución de especies (MDE)

Dado que el área de distribución de una especie está determinada por factores geográficos y ambientales que interactúan entre sí de forma dinámica [118], para modelar la distribución de las especies se utilizó el enfoque teórico de movilidad biótica-abiótica (BAM)

propuesto por Soberón y Peterson [26]. El diagrama BAM es una representación abstracta del espacio geográfico (G) con tres componentes: 1) la zona "A" que representa la región donde las variables ambientales o scenopoéticas (variables climáticas y topográficas que afectan la adecuación de las especies pero no son afectadas por ellas) son favorables a la especie, es decir la tasa de crecimiento es positiva; 2) la zona "B" que representa la región donde las condiciones bióticas son favorables, es decir, el sitio donde la especie carece de competidores, donde no pueden excluirla los depredadores ni parásitos, donde existen especies mutualistas y están presentes los recursos biológicos necesarios para su presencia y 3) la zona "M" representando a la región del mundo que ha estado accesible a la especie en algún periodo de tiempo relevante. El componente "B" no suele incluirse en el proceso de modelado ya que es difícil recopilar este tipo de información de manera precisa [119]. El diagrama BAM supone que la intersección de estos tres componentes "A", "B" y "M" ( $A \cap B \cap M$ ) es el área ocupada por la especie ( $G_o$ ), mientras que "A" (excluyendo el componente "B") representa un área potencialmente ocupable ( $G_i$ ) [120].



**Figura 5.** Diagrama de BAM con los tres componentes del espacio geográfico (G) (Figura modificada de Soberón y Peterson, 2005).

Por lo tanto, siguiendo este enfoque, se definieron tres hipótesis "M" [26] teniendo en cuenta los patrones de distribución de las especies presentes en Yungas, Chaco y Yunga+Chaco (sensu Olson et al.[97]). Cabe destacar que, si bien se modelaron especies más ampliamente distribuidas, debido al número de especies y los objetivos de priorización de este trabajo, se restringieron las áreas de calibración a estas tres ecorregiones. Tal consideración

asumió que en general, estas ecorregiones representan los límites de tolerancia ambiental de las especies. El componente "A" o las variables ambientales se seleccionaron en el punto anterior.

Los MDE se calibraron usando el algoritmo de máxima entropía MAXENT v3.3.3K [121] implementado en el paquete *dismo* en el programa R. El algoritmo MAXENT mediante la vinculación de los registros espaciales y las variables ambientales [121,122], calcula un valor de idoneidad en cada uno de los píxeles del área de calibración o referencia para luego estimar el rango geográfico donde las condiciones son aptas para la presencia de dichas especies [123]. Aunque estudios recientes han demostrado que existen incertidumbres al predecir distribuciones de especies dependiendo del algoritmo empleado [87,88], se decidió usar MAXENT sobre otros métodos disponibles dado que es una metodología robusta para datos de sólo presencia [32,124] y se comporta mejor que otros métodos cuando se tienen pocos registros de ocurrencia [32,124–126]. En cuanto la configuración de los parámetros, se seleccionaron sólo respuestas de tipo lineal y cuadrática debido a que se obtuvieron pocos registros para algunas especies y se ejecutaron los modelos con diferentes multiplicadores de regularización (RM: 0.02, 0.1, 0.46, 1, 2.2, 4.6) [127]. Para obtener el valor de RM óptimo, se usó el Criterio de información de Akaike (AICc) de paquete el paquete ENMeval [128] obteniendo así el mejor modelo con menor número de parámetros. Para la evaluación de los modelos, se usó la validación cruzada de K iteraciones o *K-fold cross-validation* [129]. Este método, equivalente a la validación cruzada en el software MAXENT, divide aleatoriamente los datos de presencia en un número específico de K subconjuntos (en este caso usamos  $k = 5$  para especies con más de 10 registros y 3 para especies con hasta 8 registros luego del filtrado). En este tipo de validación, uno de los subconjuntos se utiliza como datos de prueba o validación y el resto ( $K-1$ ) como datos de entrenamiento. Este proceso se repitió durante K iteraciones, con cada uno de los 5 o 3 subconjuntos de datos de prueba. Como medida de evaluación del desempeño o capacidad predictiva de los modelos, se obtuvieron los valores del Área bajo la curva (AUC) de la curva Característica Operada por el Receptor o *Receiver Operating Characteristic* (ROC) [130] para los datos de la prueba ( $AUC_{TEST}$ ). Esta medida es independiente de un umbral y relaciona la sensibilidad (fracción de verdaderos positivos:  $A/(A+C)$ ) y la especificidad (fracción de verdaderos negativos:  $D/(B+D)$ ) de los modelos [131] (Tabla 3). Para las especies con más de 10 registros, también se incluyeron los valores de la Característica Operada por el Receptor parcial (ROC-parcial) [132,133] obtenidos a través de la plataforma NICHE TOOLBOX [134]. A diferencia de AUC, ROC-Parcial permite una ponderación diferencial de los errores de omisión y comisión y se enfoca en predicciones

significativas para la evaluación del modelo. Se seleccionaron las predicciones correspondientes al 5% del error de omisión, se muestrearon aleatoriamente el 50% de los datos de la prueba y se replicaron 500 veces para el análisis de bootstrap [132]. Luego, se convirtieron los modelos continuos en mapas binarios (presencia / ausencia) considerando para cada modelo un valor umbral que maximizó la sumatoria de los valores de sensibilidad y especificidad llamado *True Skill Statistic* (max (tss) sensibilidad+ especificidad -1). Finalmente, usando los mapas binarios para cada especie se estimó mediante un análisis espacial (1) el área total (km<sup>2</sup>) para cada especie en Yungas, Chaco y Yungas-Chaco, (2) el área (km<sup>2</sup>) para cada especie en los bosques nativos de Salta y Jujuy y (3) el área (km<sup>2</sup>) para cada especie que esta siendo contenida en sistema actual de AP de los bosques nativos de Salta y Jujuy.

**Tabla 3.** Matriz de confusión o de contingencia. \*El error de omisión es más grave debido a que no predice lugares donde esta presente la especie y pueden ser importantes para la supervivencia de la especie.

**Datos de prueba**

		Especie presente		Especie ausente	
		+		-	
<b>Datos de entrenamiento</b>	Especie predicha	+	Verdadero positivo (A)	Falso positivo (B) <b>ERROR POR COMISIÓN</b> (sobrepredicción)	
	Especie no predicha	-	Falso negativo* (C) <b>ERROR POR OMISIÓN</b> (Infrapredicción)		Verdadero negativo (D)

**9.6. Análisis de priorización espacial para la conservación**

Se identificaron áreas prioritarias de conservación (APC) utilizando el programa ZONATION 4.0 [22]. Los algoritmos de ZONATION generan una priorización jerárquica del paisaje basada en los valores de conservación de las unidades de planeación (celdas de una cuadrícula). La implementación de ZONATION permite que la optimización de APC se realice mediante métodos cuantitativos que consideren los patrones de distribución de especies [20,135]. Mediante el uso de este programa se puede: (1) obtener alternativas de áreas prioritarias incorporando al proceso de selección la maximización de la representatividad de la biodiversidad minimizando los costos [136] y (2) comparar la complementariedad entre las

áreas elegidas y las pre-existentes evaluando cuanto contribuye cada área seleccionada (en aspectos de la biodiversidad o procesos ecológicos adicionales) al conjunto de áreas previamente establecido [19,137]. Para esto, el programa elimina iterativamente los sitios (celdas) menos valiosos del paisaje para así minimizar la pérdida marginal del valor de conservación. El orden en el que ocurre la eliminación de celdas depende de las diferentes reglas de remoción de celdas. Como resultado final, se obtienen redes de áreas igualmente adecuados para representar la biodiversidad pero que varían en función de diferentes metas de conservación [22,138]. ZONATION también considera en el análisis las categorías de conservación de las especies (asignación de pesos), el costo de la tierra, la calidad del hábitat, las medidas de conectividad, etc. [139–141].

En el análisis de priorización, se consideró como características de biodiversidad los mapas de idoneidad de hábitat para cada especie estudiada y se ponderaron las especies asignando un valor alto (5) para las especies amenazadas o insuficientemente conocidas y un valor bajo (1) para aquellas especies de preocupación menor según la UICN (2018) y las categorizaciones nacionales [76,77,80,103]. Para promover la selección de áreas óptimas para la expansión o complementación de las actuales AP, se utilizó como máscara jerárquica [138] una capa de AP nacionales, provinciales y municipales. De esta forma, el programa identificó los mejores sitios o áreas del paisaje para una expansión óptima de las AP existentes (que se seleccionan como la primera opción en el análisis) [138]. También, dado que la mayoría de las especies estudiadas no pueden protegerse adecuadamente dentro de áreas altamente modificadas, se asignaron pesos negativos o valor de penalización a los píxeles cubiertos por cultivos o áreas urbanizadas. Para esto, se usó el Índice de Huella Humana para Argentina (HII) [142] como una variable negativa, penalizando aquellos píxeles con alta influencia humana. Este índice se generó teniendo en cuenta datos de densidad de poblacional, uso de la tierra humana, infraestructura y acceso humano [143]. Este último paso evitó que el programa seleccionara áreas altamente modificadas y les asignara altos valores de conservación.

Para determinar la importancia relativa de las AP actuales e identificar APC complementarias para la protección de las especies estudiadas, se realizaron cuatro análisis de priorizaciones. En cada análisis, se compararon dos opciones diferentes de pérdida marginal: (1) Función de Beneficio Aditivo (*Additive Benefit Function* - ABF), que enfatiza la riqueza de especies minimizando el riesgo de extinción; y (2) Área-Núcleo Zonation (*Core Area Zonation* - CAZ), que enfatiza las áreas con los puntajes de idoneidad más altos y los valores de incertidumbre más bajos para cada especie [138,140,144]. En el primer análisis de priorización (escenario control) , se usaron sólo las distribuciones de las especies, igualmente pesadas, con

el objetivo de obtener información acerca de donde estarían las áreas más importantes para conservar en un escenario ideal sin modificaciones en el paisaje. Luego, en un segundo análisis (escenario 1), se consideraron las distribuciones de las especies, también pesadas por igual, pero con las AP como máscara jerárquica. Este análisis permitió identificar las áreas complementarias a las AP, suponiendo que no haya transformación en el uso de la tierra. En tercer lugar, para identificar las mejores áreas para una expansión óptima de las AP existentes, se desarrolló un análisis (escenario 2) considerando las distribuciones de especies, pesadas individualmente según su categoría de conservación, las AP como máscara jerárquica y el índice de Huella Humana (HII) como una variable negativa. Finalmente, para determinar la importancia relativa de las AP actuales, se realizó un análisis (escenario 3) con las mismas variable que el escenario 2 pero sin usar a las AP como máscara jerárquica. Después de ejecutar estos análisis de priorización, para los escenarios 2 y 3 se realizaron mapas de consensos entre las APC correspondiente a cada grupo con priorizaciones al 5%, 10% y 17% para ambas reglas de remoción de celdas (AFB y CAZ). Para los mapas de consenso del escenario 2, se realizó un segundo consenso entre ambas reglas de remoción de celdas ABF-CAZ con priorizaciones al 5%, 10% y 17%.

Después de ejecutar estos análisis de priorización, se trazaron curvas de rendimiento para todos los escenarios. Estas curvas de rendimiento cuantifican la proporción en la que cada característica de la biodiversidad es retenida en cada fracción del paisaje seleccionado para la conservación [22,138]. Finalmente, se determinó la eficiencia de (1) las actuales AP; (2) las AP en Yungas; (3) las AP que incluyen bosques transición Yungas-Chaco; (4) las AP en Chaco y (5) el 17% del paisaje bajo protección (este porcentaje representa la meta de Aichi del 17% propuesta en el Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 [145]).

## **9.7. Análisis espaciales**

Para cuantificar el grado de solapamiento entre las redes de APC de la herpetofauna (mapas de consensos del escenario 2 con una priorización al 5%,10% y 17%) y el mapa de OTBN, se cuantificó qué porcentaje de la superficie de cada mapa de consenso se encuentra incluido dentro de cada categoría del OTBN.

## **10. RESULTADOS**

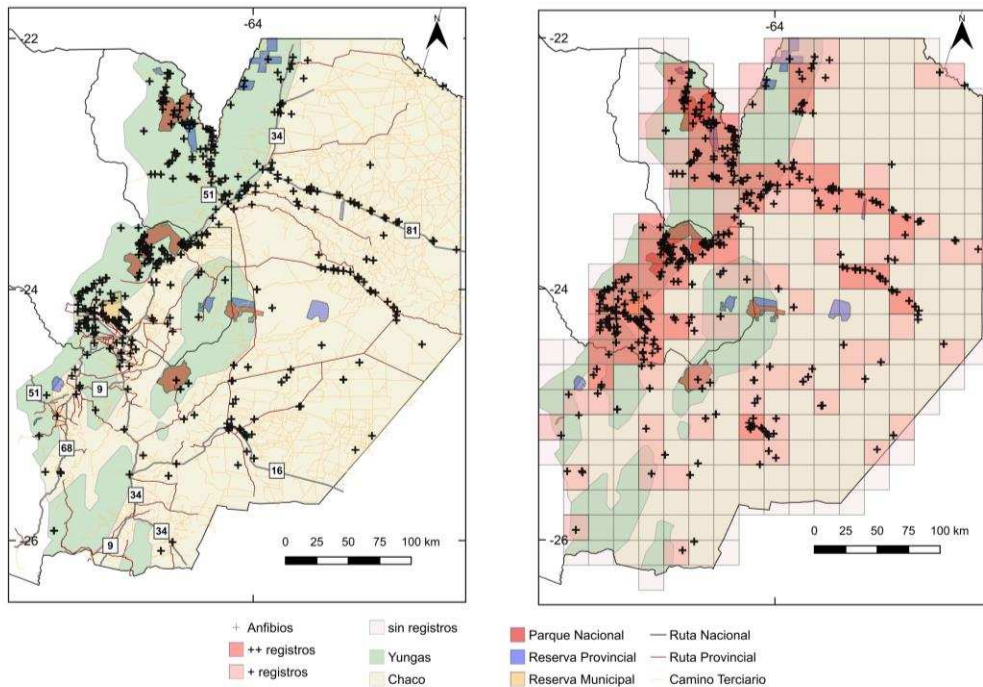
### **10.1. Análisis espaciales: vacíos de información**

Luego de cuadricular el área de estudio, se obtuvieron un total de 288 celdas de 20km x 20km. La gran mayoría de los registros se ubicaron a lo largo de las rutas nacionales N°81,

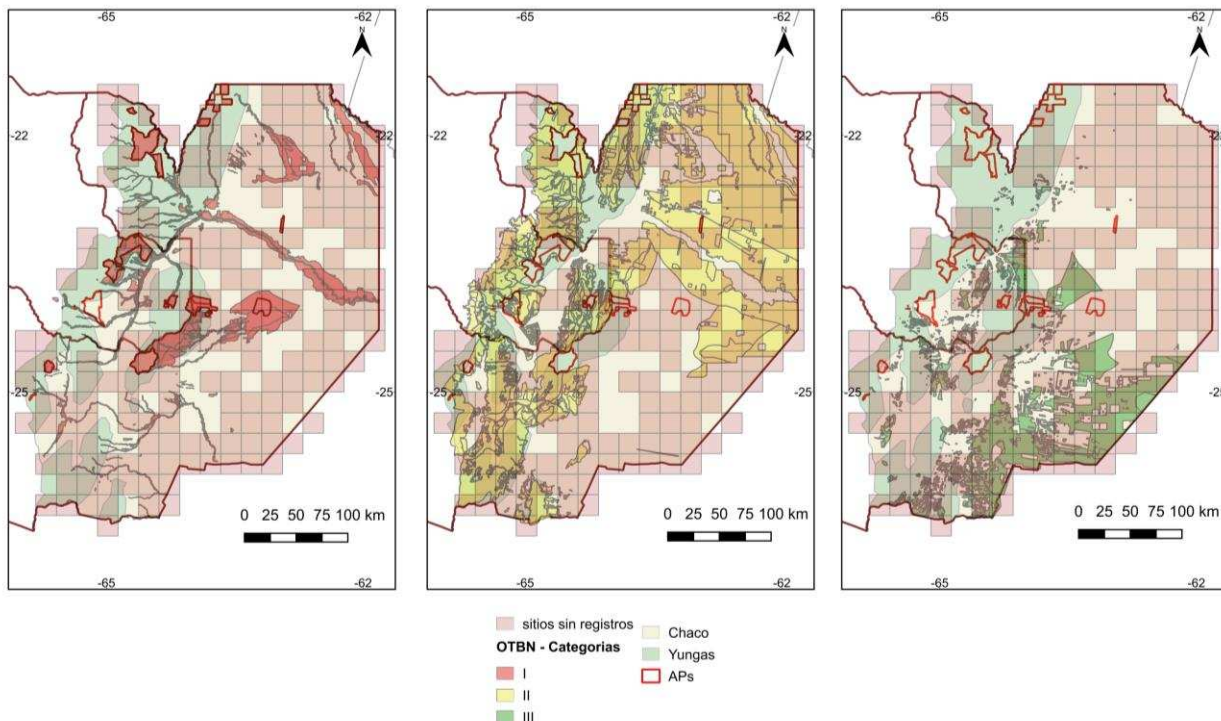
N°51, N°34, N°9, N°16, las rutas provinciales y/o se concentraron principalmente en AP de las Yungas tales como PN Baritú, PN Calilegua, PN El Rey, PP Laguna Pintascayo y RM Serranía de Zapla. Los anfibios tuvieron mayor cantidad de celdas con muchos registros (15,28%) (Figura 6a) en comparación con los otros dos grupos (serpientes [7,99%] (Figura 6b) y lagartos+anfisbenas [5,56%] (Figura 6c)). Las serpientes presentaron la mayor cantidad de celdas con pocos registros (27,78%) seguidas de lagartos+anfisbenas (20,83%) y anfibios (19,44%). En general, todos los grupos presentaron la mayor cantidad de celdas sin ningún registro (anfibios [65,28%], serpientes [64,24%] y lagartos y anfisbenas [73,61%]). En su mayoría, estas celdas estuvieron distribuidas en zonas amarillas y verdes del OTBN correspondientes al bosque chaqueño (Figura 7).

a)

Anfibios de bosques nativos de Salta y Jujuy



Anfibios de bosques nativos de Salta y Jujuy

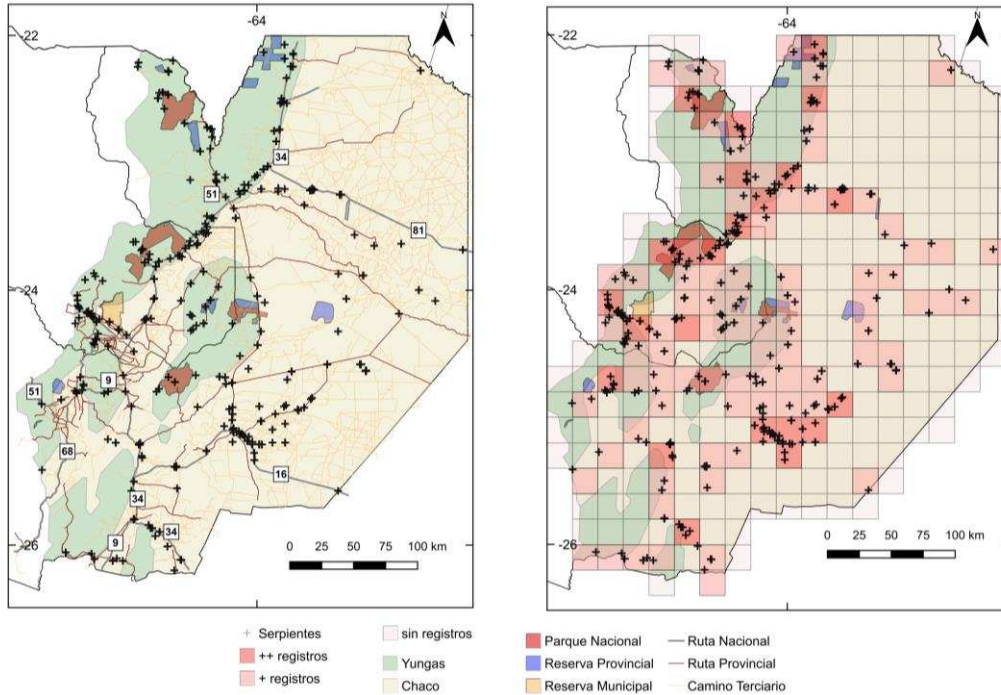


**Figura 6a.** Grilla con registros de anfibios para los bosques nativos de Salta y Jujuy. Los colores de las celdas indican: mayor cantidad de registros ( $\geq 4$  registros x celda); menor cantidad de registros ( $< 4$  registros x celda) y sin registros (“vacíos de información”). También se indican las celdas sin registros contenidas en las categorías I, II, III del OTBN de las provincias de Salta y Jujuy.

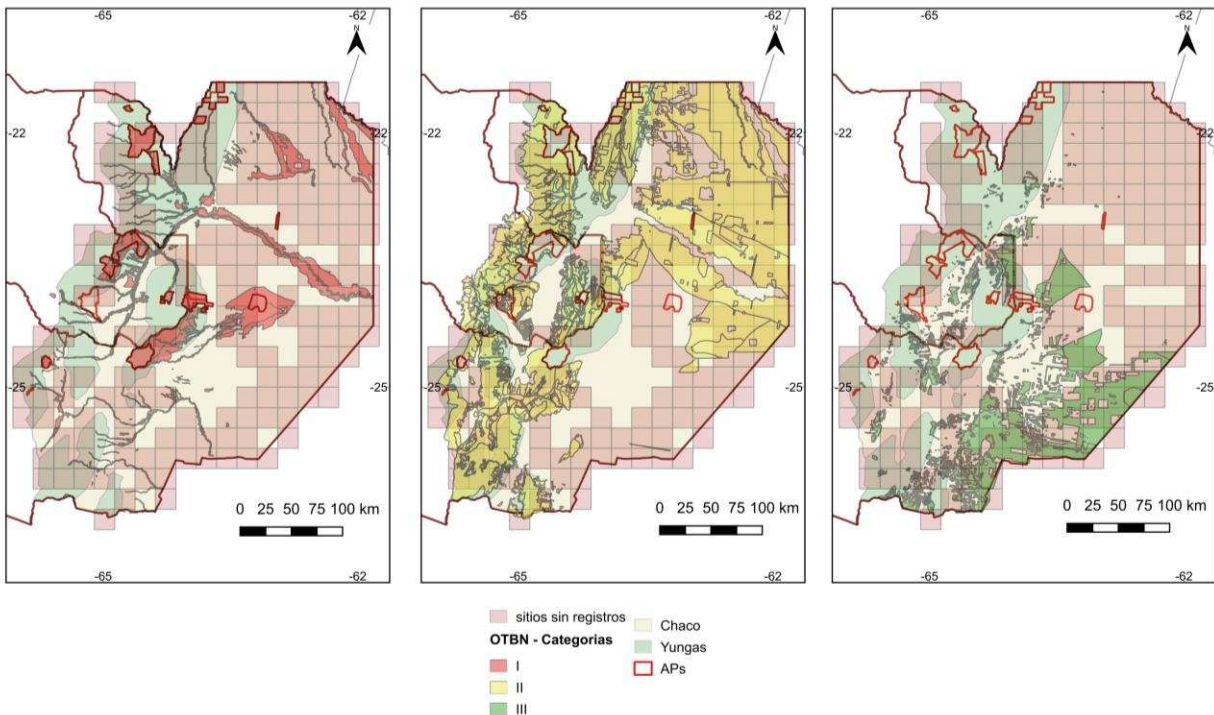


b)

Serpientes de bosques nativos de Salta y Jujuy



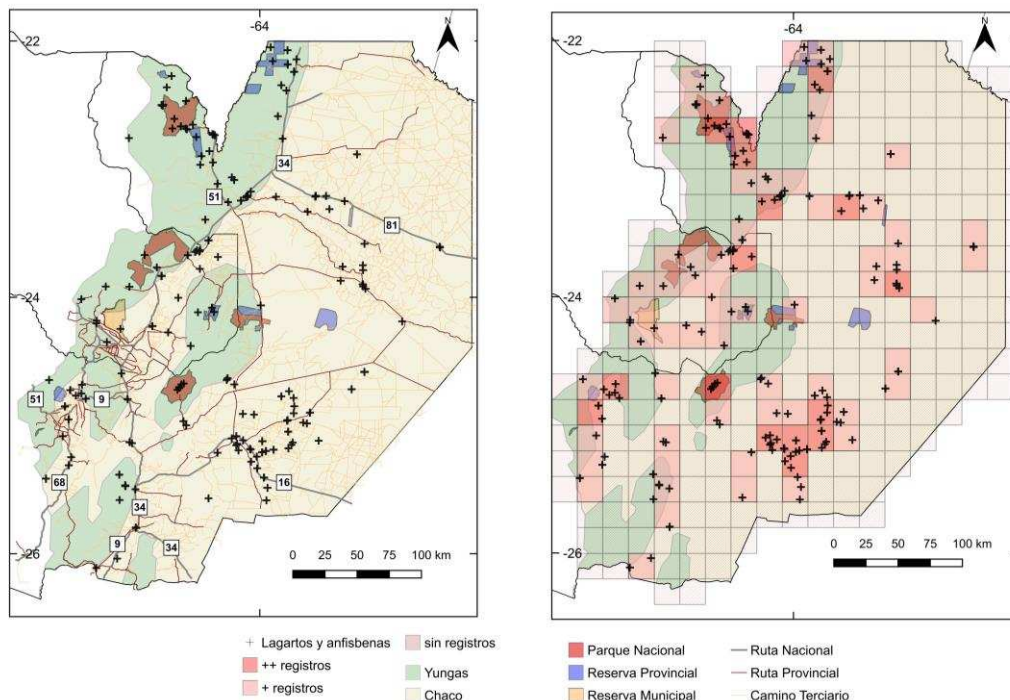
Serpientes de bosques nativos de Salta y Jujuy



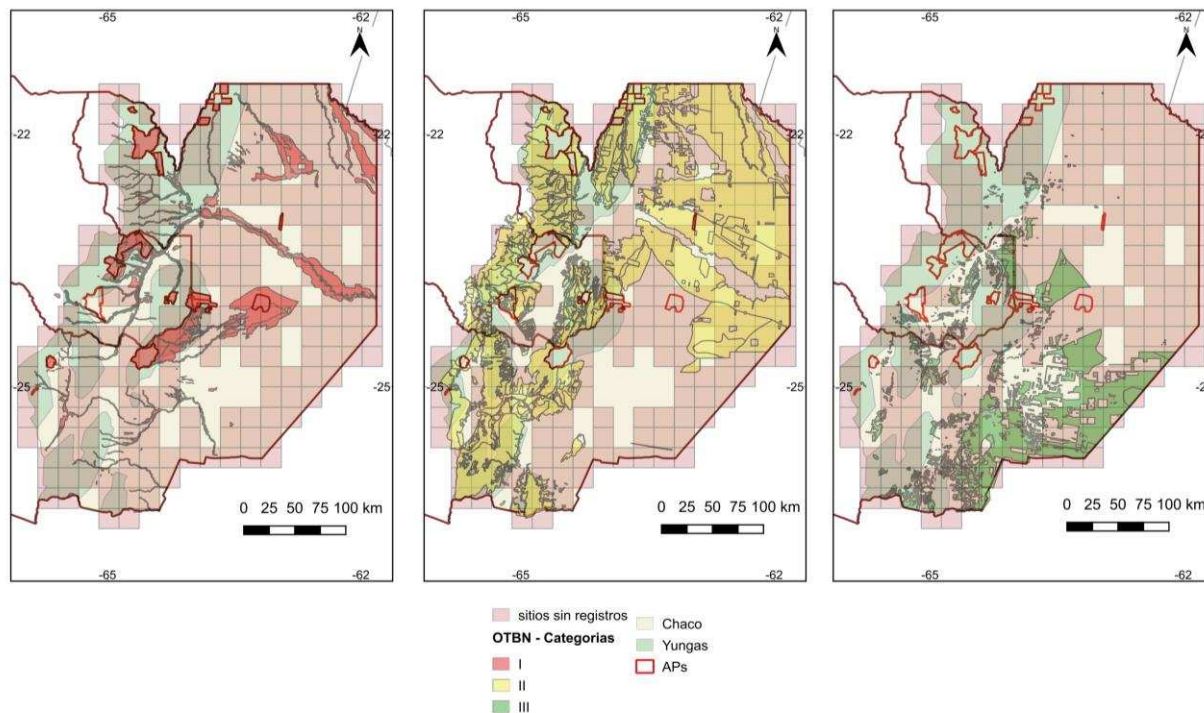
**Figura 6b.** Grilla con registros de serpientes para los bosques nativos de Salta y Jujuy. Los colores de las celdas indican: mayor cantidad de registros ( $\geq 4$  registros x celda); menor cantidad de registros ( $< 4$  registros x celda) y sin registros ("vacíos de información"). También se indican las celdas sin registros contenidas en las categorías I, II, III del OTBN de las provincias de Salta y Jujuy.

Lagartos y anfibios de bosques nativos de Salta y Jujuy

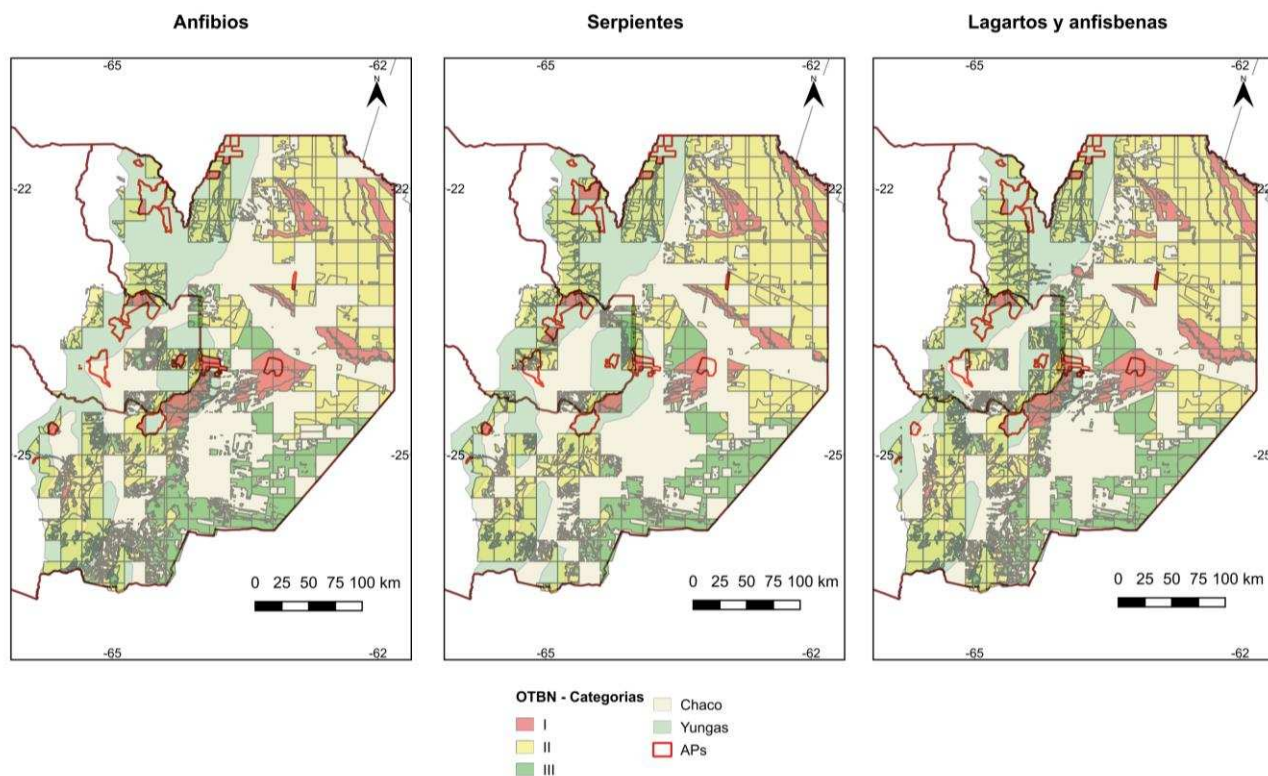
c)



Lagartos y anfibios de bosques nativos de Salta y Jujuy



**Figura 6c.** Grilla con registros de lagartos y anfibios para los bosques nativos de Salta y Jujuy. Los colores de las celdas indican: mayor cantidad de registros ( $\geq 4$  registros x celda); menor cantidad de registros ( $< 4$  registros x celda) y sin registros ("vacíos de información"). También se indican las celdas sin registros contenidas en las categorías I, II, III del OTBN de las provincias de Salta y Jujuy.



**Figura 7.** Solapamiento de las celdas sin registro (“vacíos de información”) con las categorías I, II y III del OTBN para las provincias de Salta y Jujuy.

## 10.2. Anfibios

De un total de 49 especies de anfibios relacionados con bosques (26 especies) y ampliamente distribuidos (23 especies), se modelaron 31 especies con por lo menos 10 registros únicos separados por un radio de 7 km para Yungas-Chaco, 10km Chaco y 5km para las Yungas. Dentro de las especies modeladas, siete especies están categorizadas como “vulnerables”, “casi amenazadas” y como “insuficientemente conocidas” (Tabla 4 y Anexo 13.1).

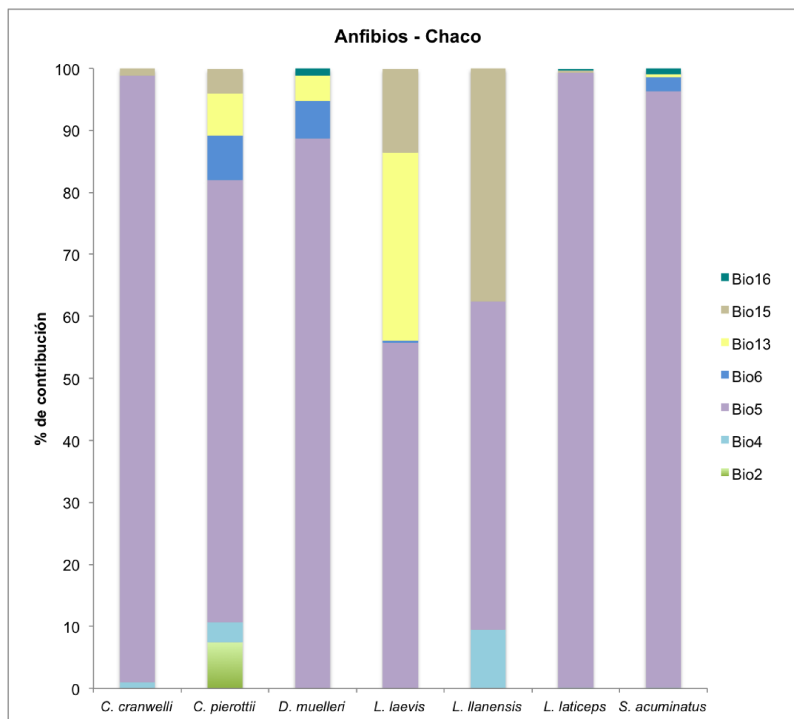
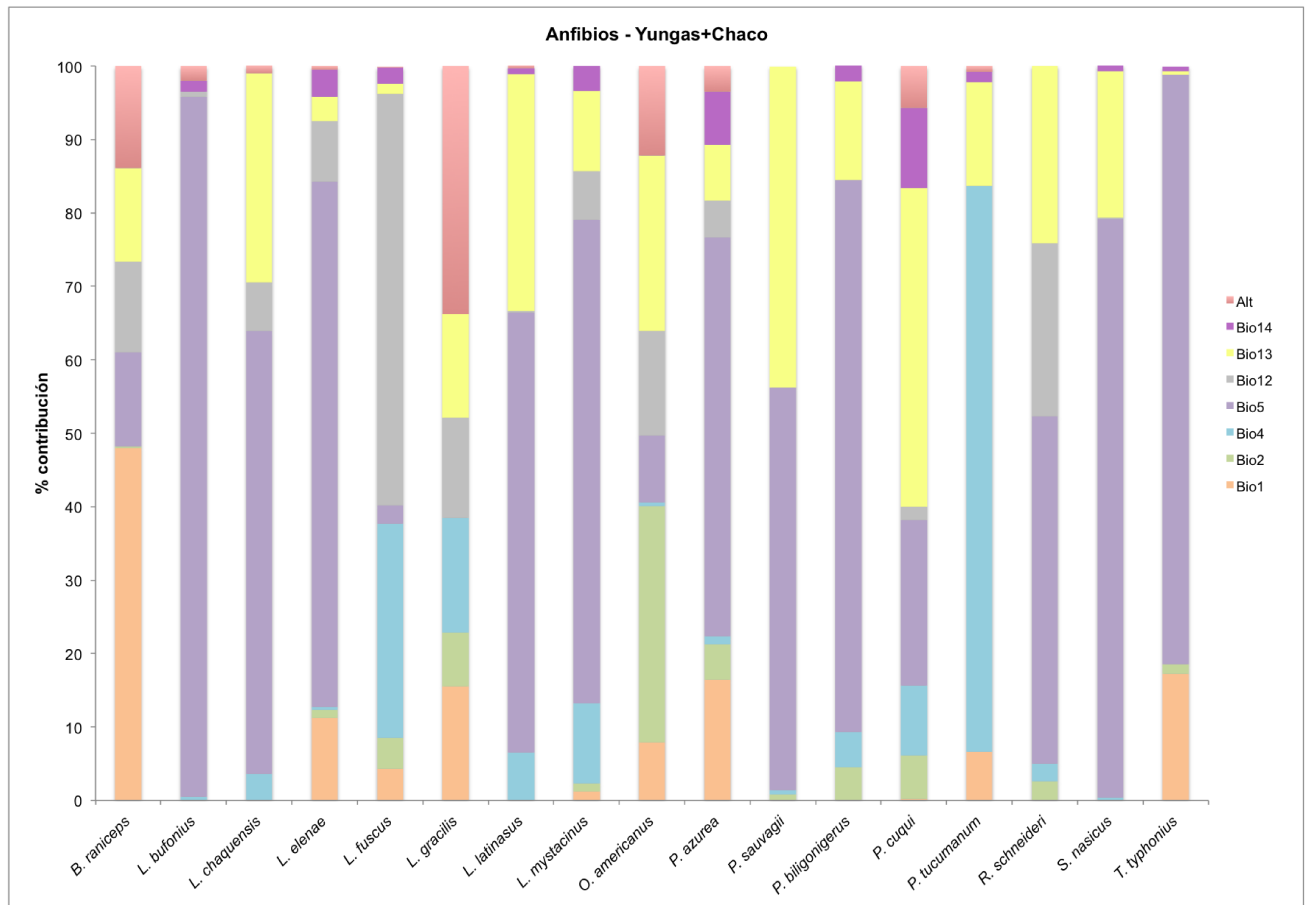
Las contribuciones de las variables ambientales para los modelos de cada especie se resumen en la Figura 8. En general, las variables climáticas que tuvieron un mayor aporte en los modelos de los anfibios distribuidos en Yungas+Chaco y Chaco fueron: el rango diurno promedio (BIO2), la temperatura máxima del mes más cálido (BIO5), la precipitación del mes más húmedo (BIO13) y la precipitación estacional (BIO15); para las especies distribuidas en Yungas: el rango diurno promedio (BIO2) y la temperatura máxima del mes más cálido (BIO5) (Figura 8). En términos generales, todos los modelos obtuvieron mejores resultados que los aleatorios, con valores de AUC altos ( $AUC > 0,7$ ) y  $AUC_{RATIO} \geq 1,4$  con desviaciones estándar bajas y valores de  $p < 0,001$  (Tabla 4).

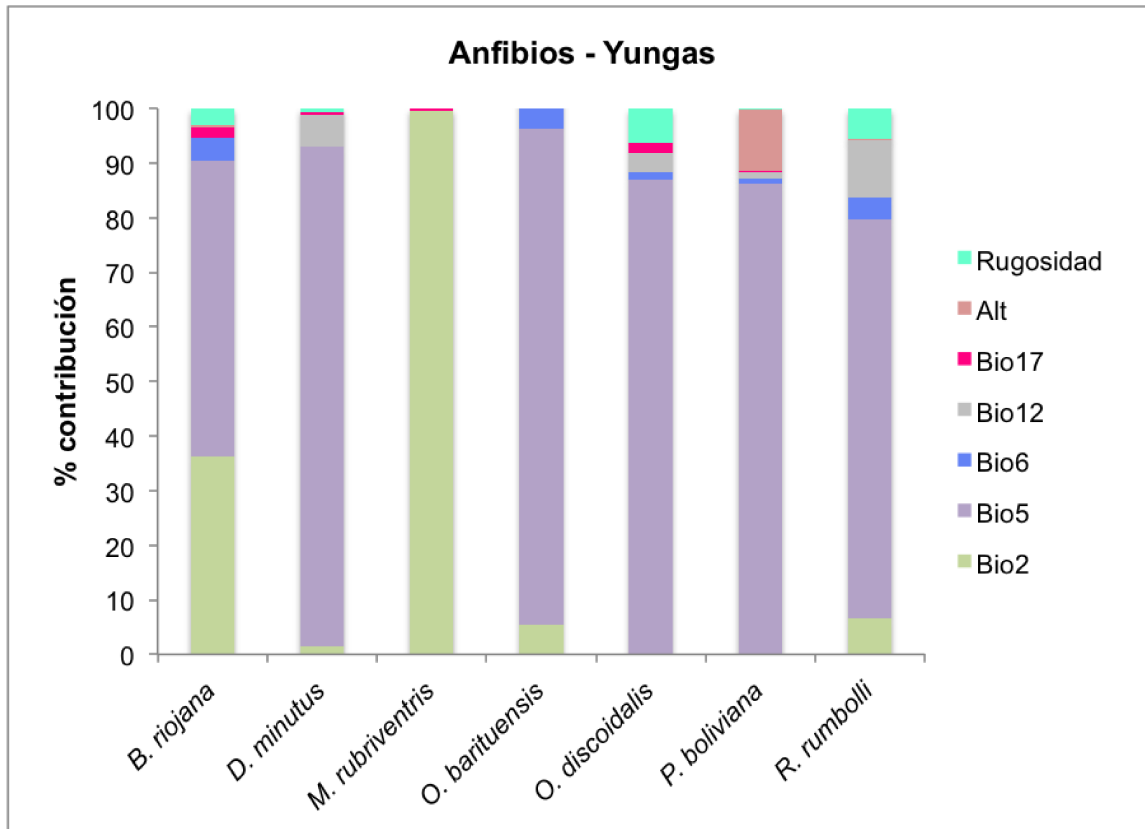
**Tabla 4. Anfibios.** Especies de anfibios presentes en los bosques nativos de Salta y Jujuy con más de 10 registros únicos en un radio de 7km para la ecorregión de Yungas+Chaco, 10km para Chaco y 5km para Yungas. También se presenta la categorización de conservación según UICN 2019 y Vaira et al. [80,103] para las provincias de Salta y Jujuy y los valores de las medidas de rendimiento de los modelos independientes de un umbral: Media (AUC), sd (AUC) y valor de AUC<sub>RATIO</sub>; y dependiente de un umbral: Media (max.tss). Categorización Vaira et al. [80]: En Peligro (EP); Amenazadas (AM); Vulnerables (VU); Insuficientemente conocida (IC); NA: No amenazadas; categorización UICN: Vulnerable (VU); Casi amenazada (NT); Preocupación menor (LC); Datos insuficientes (DD). Media (AUC): valores del área bajo la curva; sd (AUC): desvío estándar de AUC; AUC<sub>RATIO</sub>: ROC parcial; Media (max.tss): media máximo *True Skill Statistic*.

Especies	Vaira et al. [80,103]									
	YUNGAS+CHACO	UICN	Salta	Jujuy	Nº	Filtro 7 km	RM	Media (AUC)	sd (AUC)	Media AUC ratio
<i>Boana raniceps</i>	LC	NA	NA	22	21	1	0,8364	0,1299	1,4269	0,3749
<i>Leptodactylus bufonius</i>	LC	NA	NA	277	202	4,6	0,8289	0,0148	1,4777	0,3294
<i>Leptodactylus chaquensis</i>	LC	NA	IC	265	180	4,6	0,8710	0,0127	1,5651	0,3908
<i>Leptodactylus elenae</i>	LC	NA		78	59	4,6	0,8808	0,0231	1,6342	0,3995
<i>Leptodactylus fuscus</i>	LC	NA		181	114	4,6	0,8932	0,0180	1,5432	0,3488
<i>Leptodactylus gracilis</i>	LC	NA	NA	89	47	4,6	0,9681	0,0135	1,9589	0,2024
<i>Leptodactylus latinasus</i>	LC	NA	NA	262	161	4,6	0,8690	0,0260	1,5443	0,4620
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	LC	NA	NA	117	78	4,6	0,8848	0,0273	1,5313	0,4393
<i>Odontophrynus americanus</i>	LC	NA	NA	88	36	4,6	0,9050	0,0602	1,9776	0,2095
<i>Pithecopus azureus</i>	DD	NA		21	17	1	0,9275	0,0451	1,6917	0,4357
<i>Phyllomedusa sauvagii</i>	LC	NA	NA	83	52	4,6	0,8631	0,0285	1,5668	0,4073
<i>Physalaemus biligonigerus</i>	LC	NA	NA	99	59	4,6	0,8647	0,0507	1,5264	0,4940

<i>Physalaemus cuqui</i>	LC	NA	NA	72	45	1	0,9309	0,0372	1,7189	0,2406
<i>Pleurodema tucumanum</i>	LC	NA	NA	72	45	4,6	0,9385	0,0221	1,6840	0,3192
<i>Rhinella schneideri</i>	LC	NA	NA	81	55	4,6	0,8823	0,0246	1,5421	0,3130
<i>Scinax nasicus</i>	LC	NA	NA	46	36	4,6	0,8859	0,0327	1,7635	0,5245
<i>Trachycephalus typhonius</i>	LC	NA	NA	21	18	1	0,8690	0,0673	1,6161	0,2601
<b>Total</b>				<b>1.874</b>	<b>1.225</b>					
<b>CHACO</b>	<b>UICN</b>	<b>Salta</b>	<b>Jujuy</b>	<b>Nº</b>	<b>Filtro 10 km</b>	<b>RM</b>	<b>Media (AUC)</b>	<b>sd (AUC)</b>	<b>Media AUC ratio</b>	<b>Media (max.tss)</b>
<i>Ceratophrys cranwelli</i>	LC	NA	NA	34	30	4,6	0,7721	0,0953	1,5824	0,7005
<i>Chacophrys pierottii</i>	LC	NA		11	8	1	0,8214	0,0010	1,6711	0,1310
<i>Dermatonotus muelleri</i>	LC	NA	NA	15	12	1	0,8593	0,0621	1,8370	0,4295
<i>Lepidobatrachus laevis</i>	LC	NA		27	18	1	0,7530	0,1524	1,7001	0,5701
<i>Lepidobatrachus llanensis</i>	LC	NA		25	19	2,2	0,8458	0,1206	1,8866	0,6990
<i>Leptodactylus laticeps</i>	<b>NT</b>	<b>VU</b>		44	34	4,6	0,8977	0,0397	1,8006	0,3029
<i>Scinax acuminatus</i>	LC	NA		38	30	4,6	0,9227	0,0231	1,6896	0,5799
<b>Total</b>				<b>194</b>	<b>151</b>					
<b>YUNGAS</b>	<b>UICN</b>	<b>Salta</b>	<b>Jujuy</b>	<b>Nº</b>	<b>Filtro 5 km</b>	<b>RM</b>	<b>Media (AUC)</b>	<b>sd (AUC)</b>	<b>Media AUC ratio</b>	<b>Media (max.tss)</b>
<i>Boana riojana</i>	<b>DD</b>	NA	NA	36	26	1	0,9454	0,0374	1,8737	0,3473

<i>Dendropsophus minutus</i>	LC	NA	NA	18	14	1	0,9418	0,0239	1,8226	0,3900
<i>Melanophryniscus rubriventris</i>	LC	NA	NA	44	17	1	0,9713	0,0214	1,9551	0,3740
<i>Oreobates barituensis</i>	NT	VU	VU	14	10	1	0,9407	0,0345	1,7710	0,5226
<i>Oreobates discoidalis</i>	LC	VU	VU	20	15	1	0,943	0,0237	1,8605	0,4506
<i>Phyllomedusa boliviana</i>	LC	VU	VU	20	14	1	0,9564	0,0060	1,9076	0,4096
<i>Rhinella rumbolli</i>	VU	VU	VU	18	10	1	0,9619	0,0177	1,9028	0,5120
<b>Total</b>				<b>170</b>	<b>106</b>					
<b>TOTAL ANFIBIOS</b>				<b>2.238</b>	<b>1.482</b>					

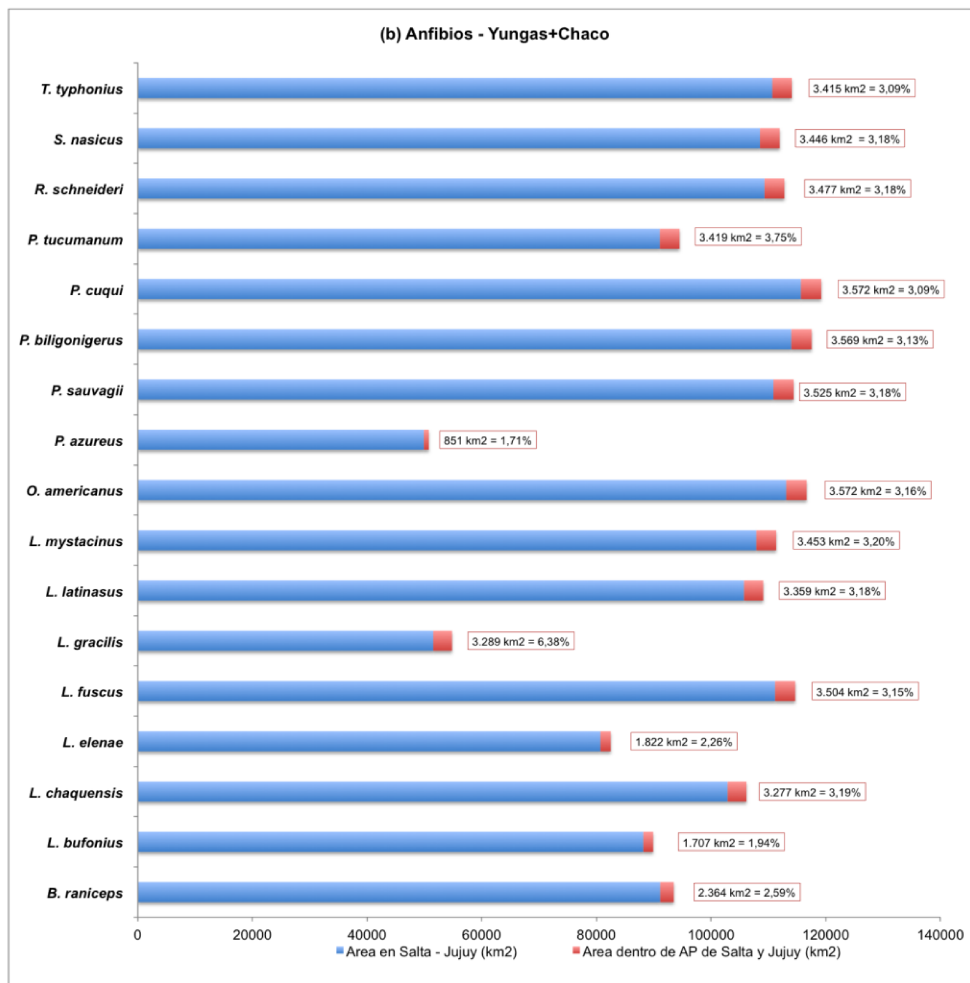
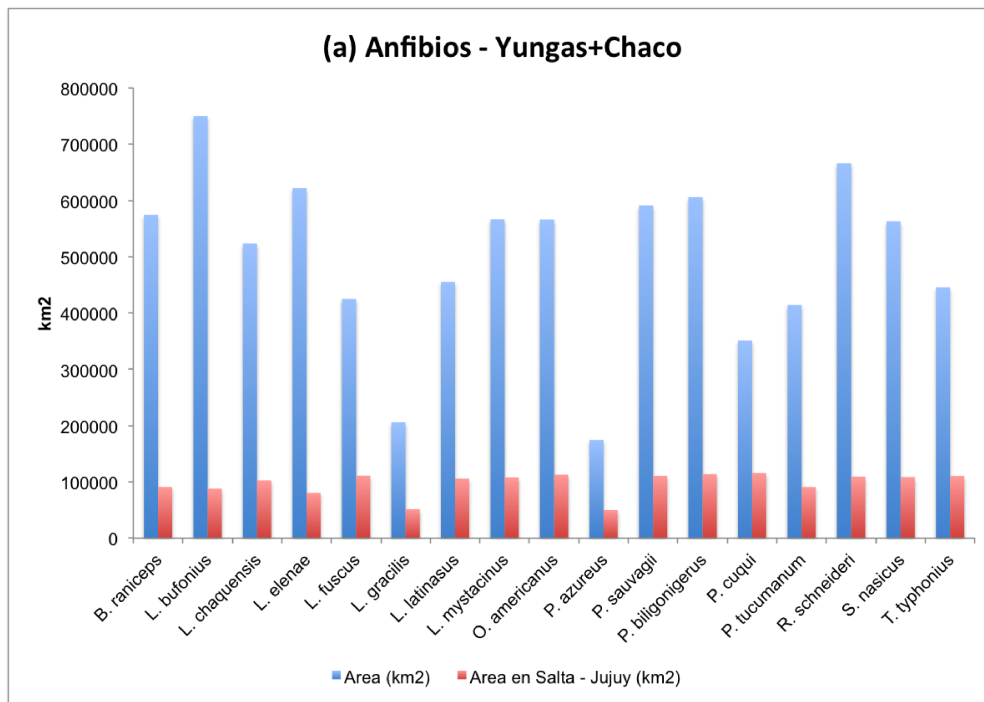




**Figura 8.** Porcentaje de contribución de cada variable bioclimática en los modelos de los anfibios. BIO1 = Temperatura media anual; BIO2 = Rango medio diario; BIO4 = Estacionalidad (°C); BIO5 = Máxima temperatura del mes más cálido; BIO6 = Mínima Temperatura del mes más frío; BIO12 = Precipitación anual; BIO13 = Precipitación del mes más húmedo; BIO14 = Precipitación del mes más seco; BIO15 = Estacionalidad (mm) (Coeficiente de variación); BIO17 = Precipitación del cuarto más seco; ALT = altitud; RUG = rugosidad.

En cuanto al área potencial en km<sup>2</sup>, *Leptodactylus bufonius* y *Rhinella schneideri* ocuparon una mayor superficie en Yungas+Chaco en comparación con otras especies tales como *Leptodactylus gracilis* y *Pithecopus azureus*. En los bosques nativos de Salta y Jujuy, en general el área ocupada por las especies fue similar excepto para *L. gracilis* y *P. azureus* quienes tuvieron áreas de menor tamaño (Figura 9a). En las AP, la representatividad fluctuó entre un 1,74%-6,38%, siendo *P. azureus* la especie menos representada (Figura 9b).

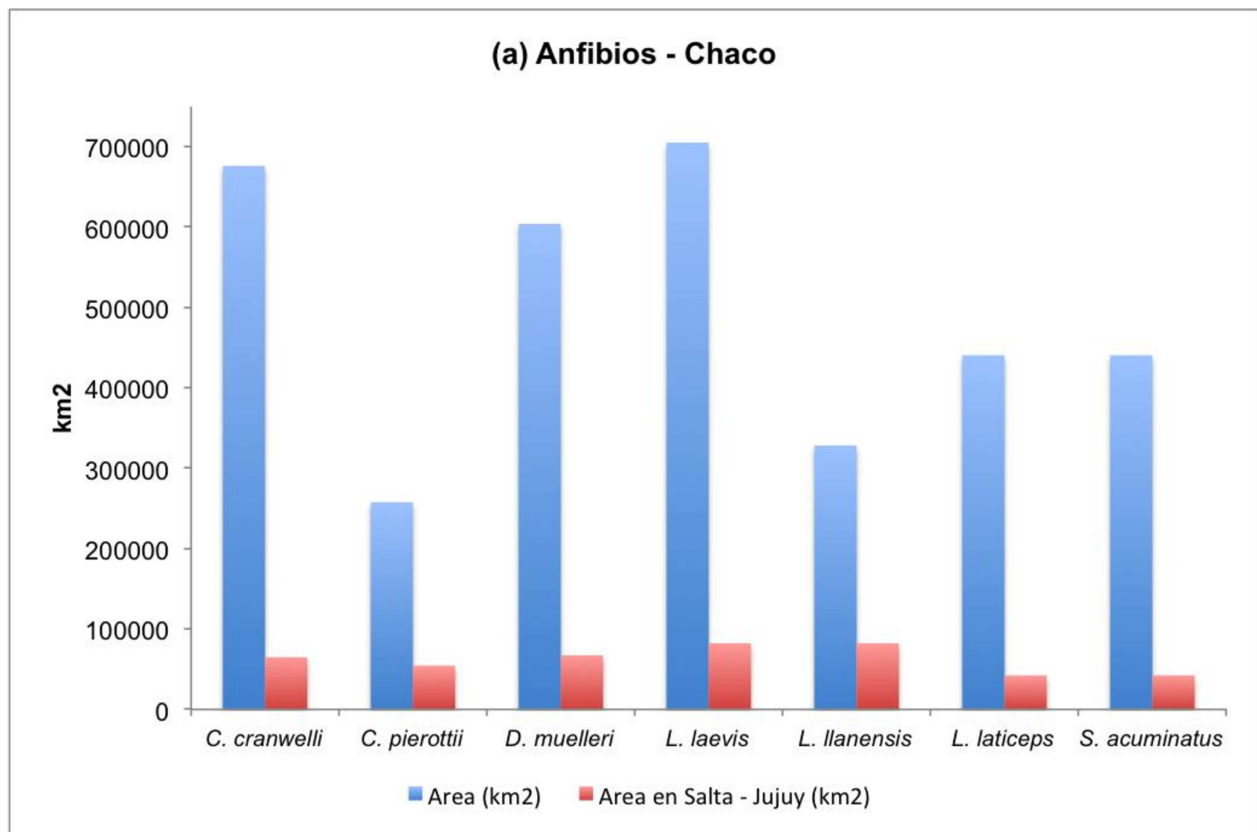


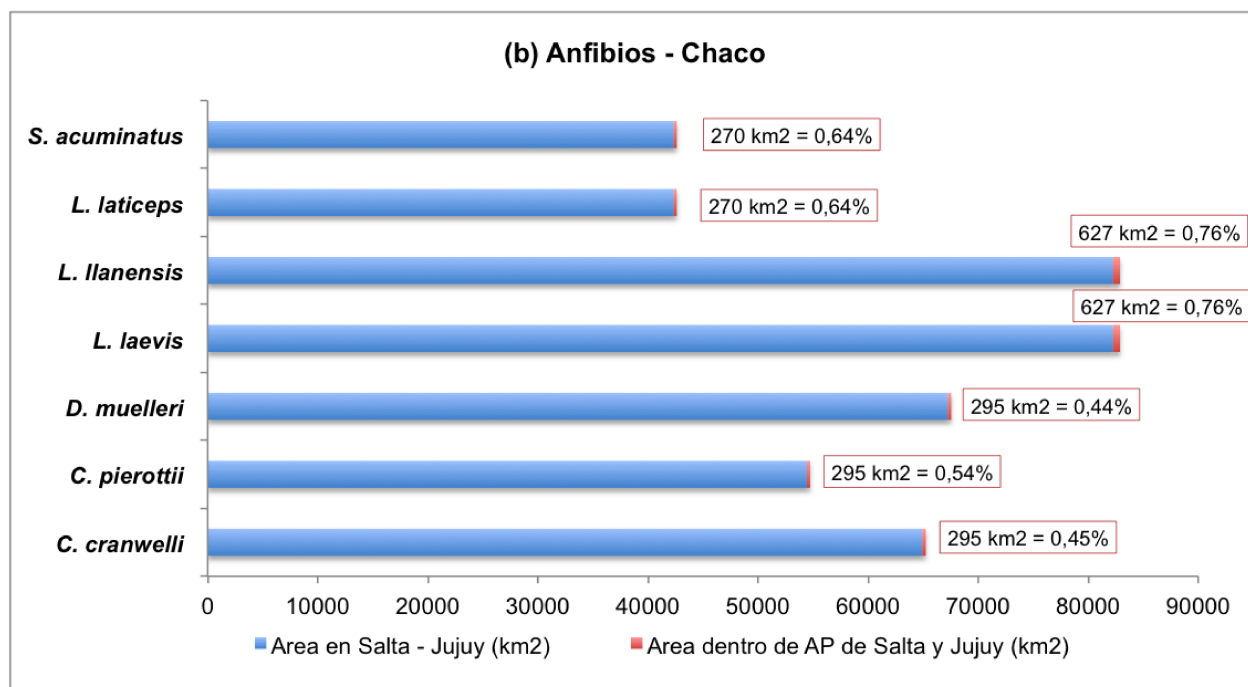


**Figura 9.** Área en km<sup>2</sup> ocupada por la distribución potencial de cada una de las especies de anfibios ampliamente distribuidas en Yunga+Chaco. (a) Comparación entre el área potencialmente ocupada en las ecorregiones Yungas+Chaco (Hipótesis M – área accesible para las especies) y el área en las provincias

de Salta-Jujuy. (b) Comparación entre el área potencialmente ocupada en las provincias de Salta y Jujuy y el área incluida dentro del sistema de áreas protegidas en los bosques nativos de dichas provincias.

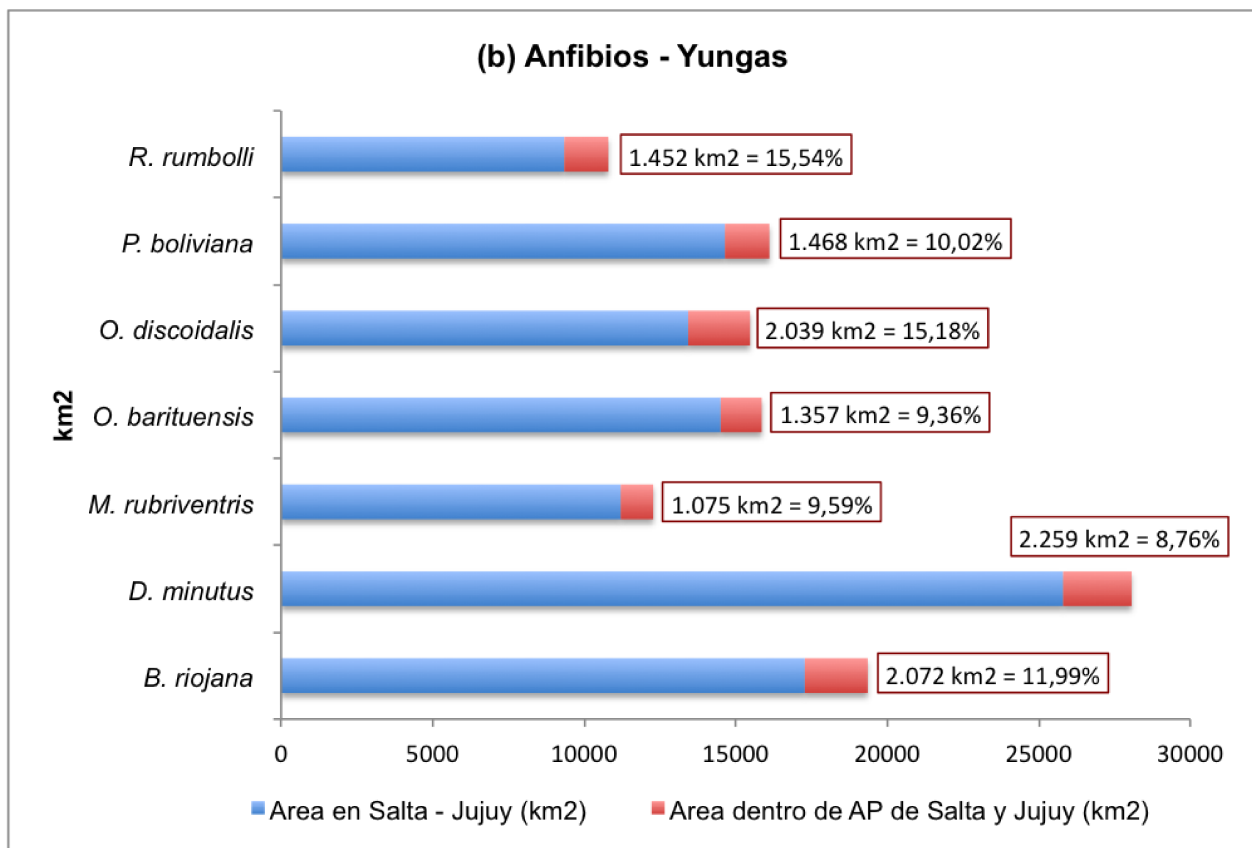
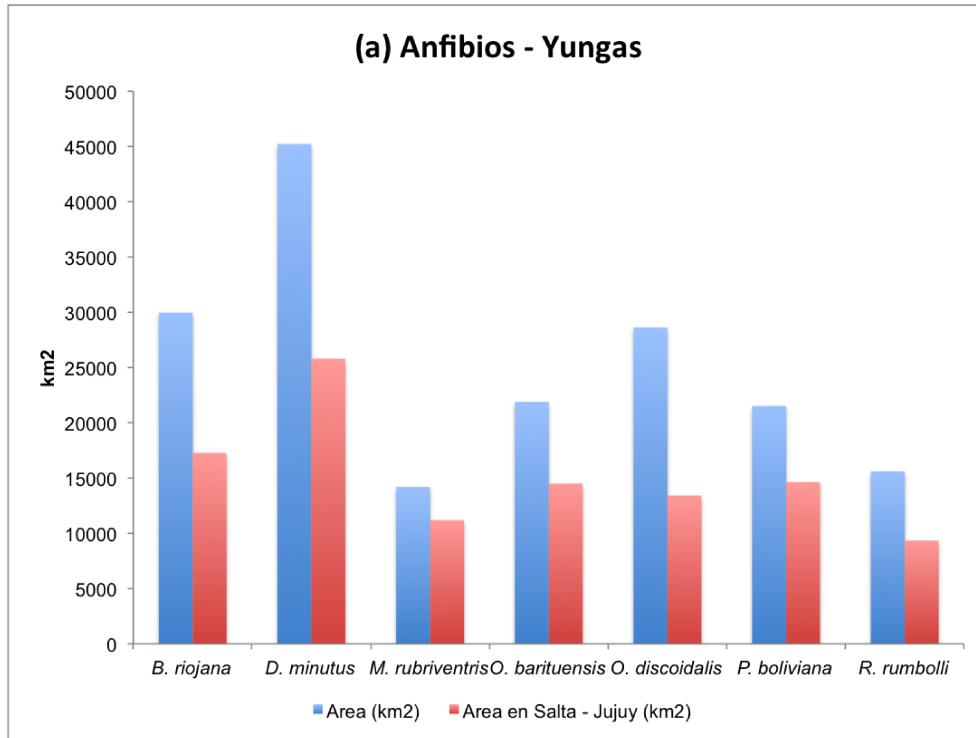
En la región de Chaco, *Lepidobatrachus laevis* y *Ceratophrys cranwelli* ocuparon la mayor superficie y *Chacophrys pierotti* y *Lepidobatrachus llanensis* la menor superficie. En los bosques nativos de Salta y Jujuy, *C. pierotti*, *Scinax acuminatus* y *Leptodactylus laticeps* tuvieron una distribución más pequeña en comparación con las otras especies (Figura 10a). En las AP, la representatividad fluctuó entre un 0,44%-0,76%, siendo *Dermatonotus muelleri*, *C. pierotti* y *C. cranwelli* las especies menos representadas (Figura 10b).





**Figura 10.** Área en km<sup>2</sup> ocupada por la distribución potencial de cada una de las especies de anfibios distribuidas en Chaco. (a) Comparación entre el área potencialmente ocupada en la ecorregión Chaco (Hipótesis M – área accesible para las especies) y el área en las provincias de Salta-Jujuy. (b) Comparación entre el área potencialmente ocupada en las provincias de Salta y Jujuy y el área incluida dentro del sistema de áreas protegidas en los bosques nativos de dichas provincias.

El área potencial en km<sup>2</sup> de las especies distribuidas en las Yungas, fue mayor para *Dendropsophus minutus* seguida de *Boana riojana* y *Oreobates discoidalis*. Las especies con menor área fueron *Rhinella rumbolli* y *Melanophryniscus rubriventris* (Figura 11a). La representatividad en las AP de los bosques nativos de Salta y Jujuy fluctuó entre un 8,76%-15,18%, siendo *D. minutus* y *M. rubriventris* las especies con menor proporción de área representada (Figura 11b).



**Figura 11.** Área en km<sup>2</sup> ocupada por la distribución potencial de cada una de las especies de anfibios distribuidas en Yungas. (a) Comparación entre el área potencialmente ocupada en la ecorregión Yungas (Hipótesis M – área accesible para las especies) y el área en las provincias de Salta-Jujuy. (b) Comparación entre el área potencialmente ocupada en las provincias de Salta y Jujuy y el área incluida dentro del sistema de áreas protegidas en los bosques nativos de dichas provincias.

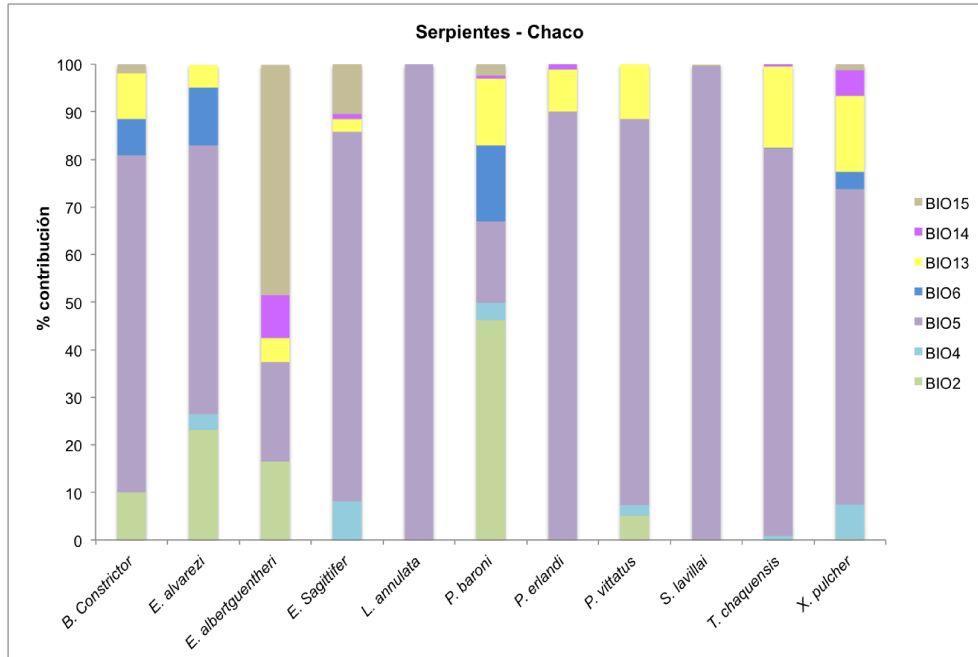
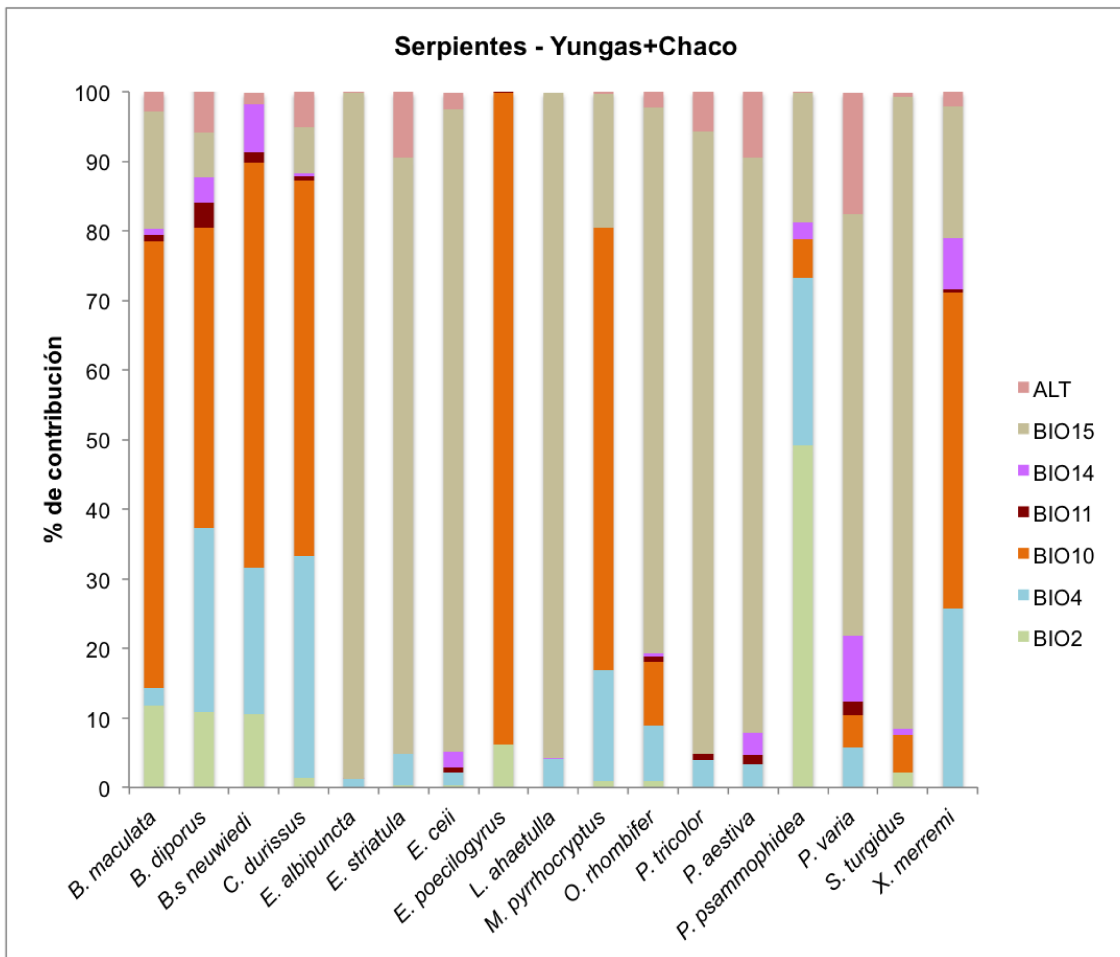
### 10.3. Serpientes

De las 54 especies para Salta y Jujuy, se generaron modelos para 28 especies con por lo menos 10 registros únicos. De estas especies, 3 están categorizadas como “amenazadas” y 1 como “insuficientemente conocida” (Tabla 5 y Anexo 13.2). Según el análisis de correlación, para las especies de serpientes principalmente distribuidas en el Chaco, las variables climáticas relevantes fueron el rango diario medio (BIO2); la temperatura máxima del mes más cálido (BIO5) y precipitación estacional (BIO15). En cuanto a las serpientes distribuidas en Yungas+Chaco, las variables que más contribución tuvieron en los modelos fueron: la temperatura estacional (BIO4); la temperatura media del cuarto más cálido (BIO10) y precipitación estacional (BIO15) (Figura 12). Los MDE tuvieron buen desempeño con valores de  $AUC > 0,7$  y  $AUC_{RATIO} \geq 1,4$  con desviaciones estándar bajas y valores de  $p < 0,001$  (Tabla 5).

**Tabla 5. Serpientes.** Especies de serpientes presentes en los bosques nativos de Salta y Jujuy con más de 10 registros únicos en un radio de 10km para Chaco y 7km para la ecorregión de Yungas+Chaco. También se presenta la categorización de conservación según UICN, 2019 y Giraudo et al.[77] para las provincias de Salta y Jujuy y los valores de las medidas de rendimiento de los modelos independientes de un umbral: Media (AUC), sd (AUC) y valor de AUC<sub>RATIO</sub>; y dependientes de un umbral Media (max.tss). Categorización Giraudo et al. [77]: En Peligro (EP); Amenazadas (AM); Vulnerables (VU); Insuficientemente conocida (IC); NA: No amenazadas; categorización UICN: Vulnerable (VU); Casi amenazada (NT); Preocupación menor (LC); Datos insuficientes (DD). Media (AUC): valores del área bajo la curva; sd (AUC): desvío estándar de AUC; AUC<sub>RATIO</sub>: ROC parcial; Media (max.tss): media máximo “True Skill Statistic”.

Especies	Giraudo et al. [77]										
	CHACO	UICN	Salta	Jujuy	Nº	Filtro 10 km	RM	Media (AUC)	sd (AUC)	Media AUC ratio	Media (max.tss)
<i>Boa constrictor occidentalis</i>	-		AM	AM	79	44	2,2	0,8539	0,0027	1,5722	0,4325
<i>Epicrates alvarezii</i>	-		AM	AM	65	34	4,6	0,8933	0,0015	1,8145	0,5647
<i>Erythrolamprus albertguentheri</i>	LC		NA		22	16	2,2	0,9334	0,0016	1,9626	0,4658
<i>Erythrolamprus sagittifer modestus</i>	LC		NA	NA	85	45	2,2	0,8494	0,0037	1,4922	0,3886
<i>Leptodeira annulata pulchriceps</i>	-		NA		57	15	4,6	0,7969	0,0065	1,6301	0,6394
<i>Philodryas baroni</i>			IC		110	63	1	0,9182	0,0005	1,5683	0,3772
<i>Philodryas erlandi</i>	LC				48	27	1	0,8555	0,006	1,5954	0,4074
<i>Phimophis vittatus</i>	-		IC		37	22	1	0,8982	0,0069	1,7256	0,4217
<i>Sibynomorphus lavillai</i>	-		NA	NA	13	8	2,2	0,7534	0,0692	-	0,6491
<i>Thamnodynastes chaquensis</i>	-		NA	NA	71	8	4,6	0,804	0,0246	-	0,5459
<i>Xenodon pulcher</i>	LC		NA		112	72	1	0,8593	0,0155	1,4737	0,3265
<b>Total</b>					<b>699</b>	<b>354</b>					
Especies	Giraudo et al. [77]										
	YUNGAS+CHACO	UICN	Salta	Jujuy	Nº	Filtro 7 km	RM	Media (AUC)	sd (AUC)	Media AUC ratio	Media (max.tss)
<i>Boiruna maculata</i>	-		NA	NA	41	34	1	0,8340	0,0514	1,8116	0,4503
<i>Bothrops diporus</i>	LC		NA	NA	74	67	4,6	0,8982	0,0226	1,4997	0,3766
<i>Bothrops neuwiedi</i>			NA	NA	33	33	4,6	0,8240	0,0900	1,3976	0,4862

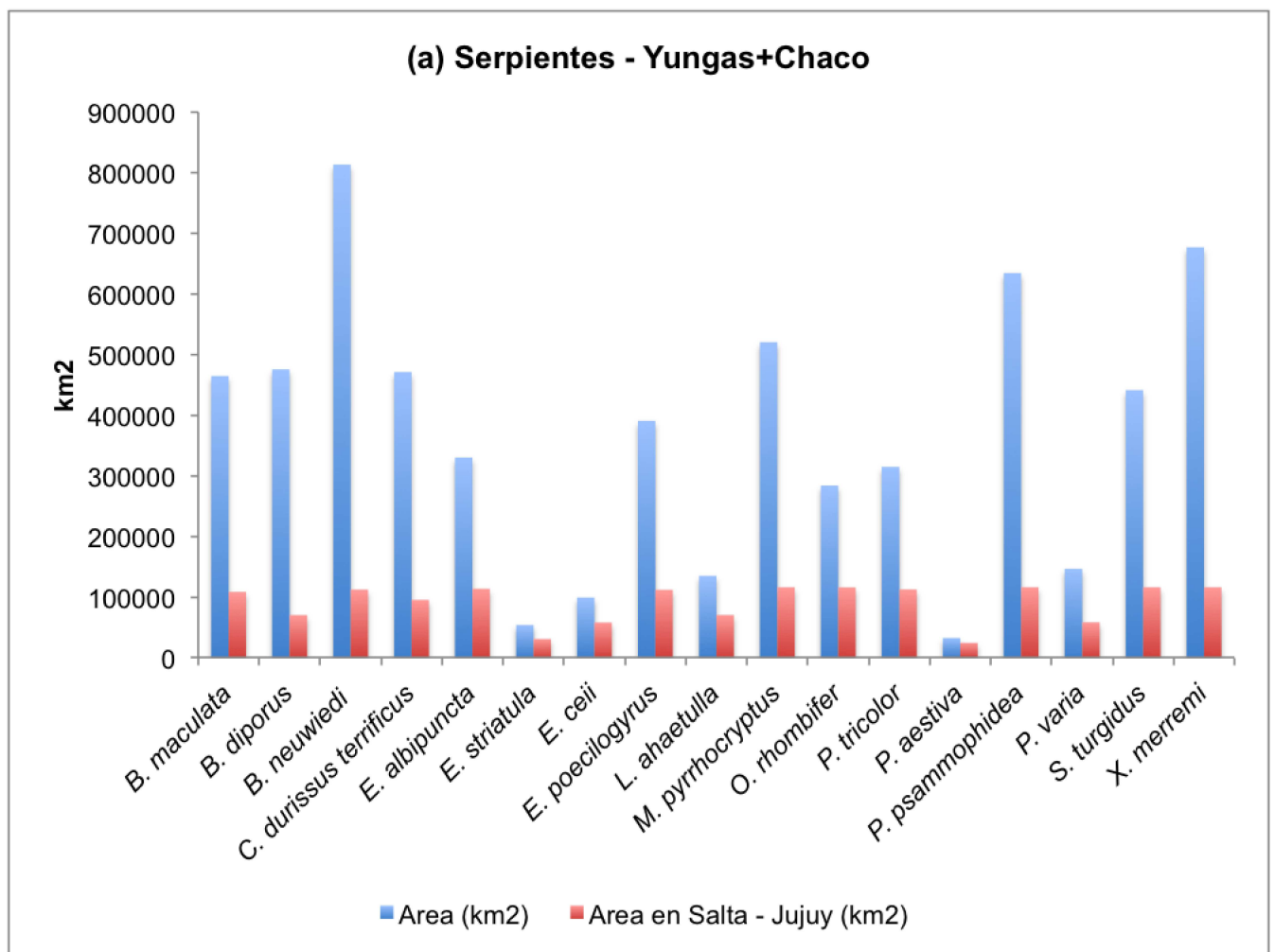
<i>Crotalus durissus terrificus</i>	LC	NA	NA	127	90	4,6	0,8915	0,0212	1,5833	0,4409
<i>Epictia albipuncta</i>	LC	NA	NA	25	20	4,6	0,9432	0,0352	1,9666	0,5423
<i>Epictia striatula</i>		<b>AM</b>		23	8	4,6	0,9929	0,0062	-	0,6439
<i>Erythrolamprus ceii</i>	LC	NA	NA	40	27	1	0,9583	0,0246	1,9639	0,3434
<i>Erythrolamprus poecilogyrus</i>	-	NA		65	51	4,6	0,9038	0,0292	1,5605	0,5863
<i>Leptophis ahaetulla</i>	-	NA	NA	17	11	1	0,8399	0,1505	-	0,6073
<i>Micrurus pyrrhocryptus</i>	LC	NA	NA	70	62	4,6	0,8689	0,0278	1,4035	0,5264
<i>Oxyrhopus rhombifer</i>	-	NA	NA	44	35	1	0,9079	0,0402	1,8440	0,4093
<i>Phalotris tricolor</i>	LC	NA		19	14	1	0,8744	0,1181	1,8628	0,4968
<i>Philodryas aestiva</i>	-	NA	NA	35	17	1	0,9204	0,0640	1,8073	0,7070
<i>Philodryas psammophidea</i>	LC	NA	NA	54	47	4,6	0,8983	0,0291	1,6337	0,3102
<i>Philodryas varia</i>	LC	NA	NA	64	44	1	0,9356	0,0452	1,9457	0,2257
<i>Sibynomorphus turgidus</i>	-	NA	NA	107	42	4,6	0,9151	0,0287	1,8040	0,3047
<i>Xenodon merremi</i>	-	NA	NA	96	82	4,6	0,9046	0,0189	1,5899	0,4095
<b>Total</b>				<b>934</b>	<b>684</b>					
<b>TOTAL SERPIENTES</b>				<b>1.633</b>	<b>1.038</b>					

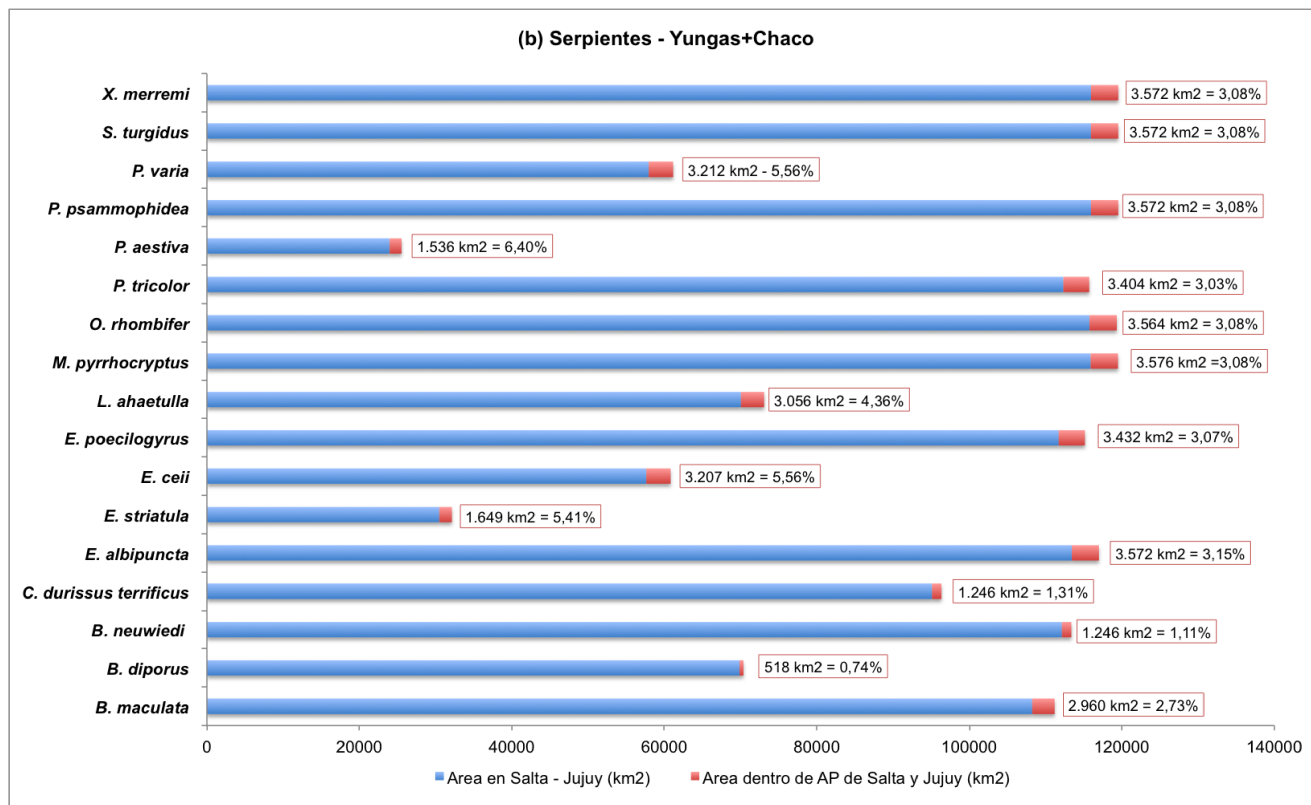


**Figura 12.** Porcentaje de contribución de cada variable bioclimática para cada modelo de las especie de serpientes. BIO2 = Rango medio diario; BIO4 = Estacionalidad (°C); BIO5 = Máxima temperatura del mes más cálido; BIO6 = Mínima Temperatura del mes más frío; BIO12 = Precipitación anual; BIO13 = Precipitación del mes más húmedo; BIO14 = Precipitación del mes más seco; BIO15 = Estacionalidad (mm) (Coeficiente de variación); ALT = altitud.



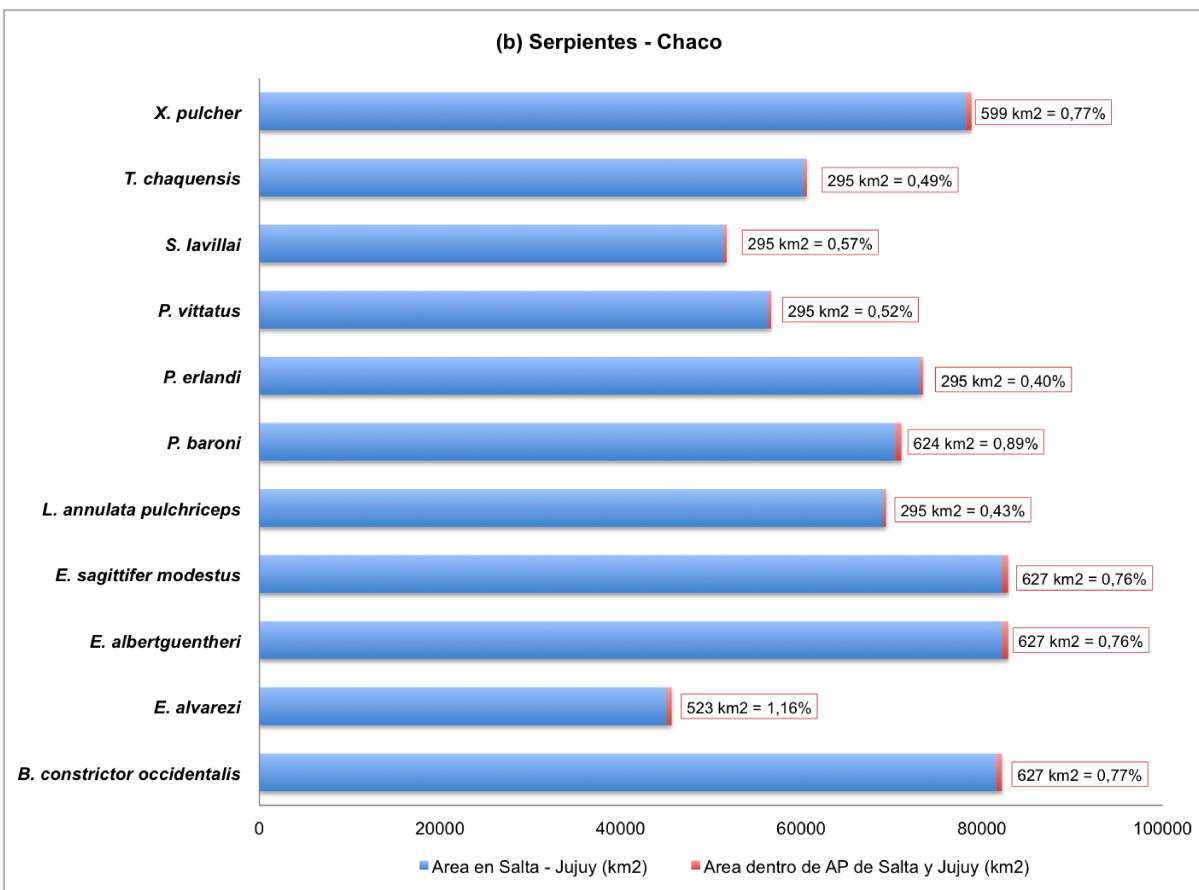
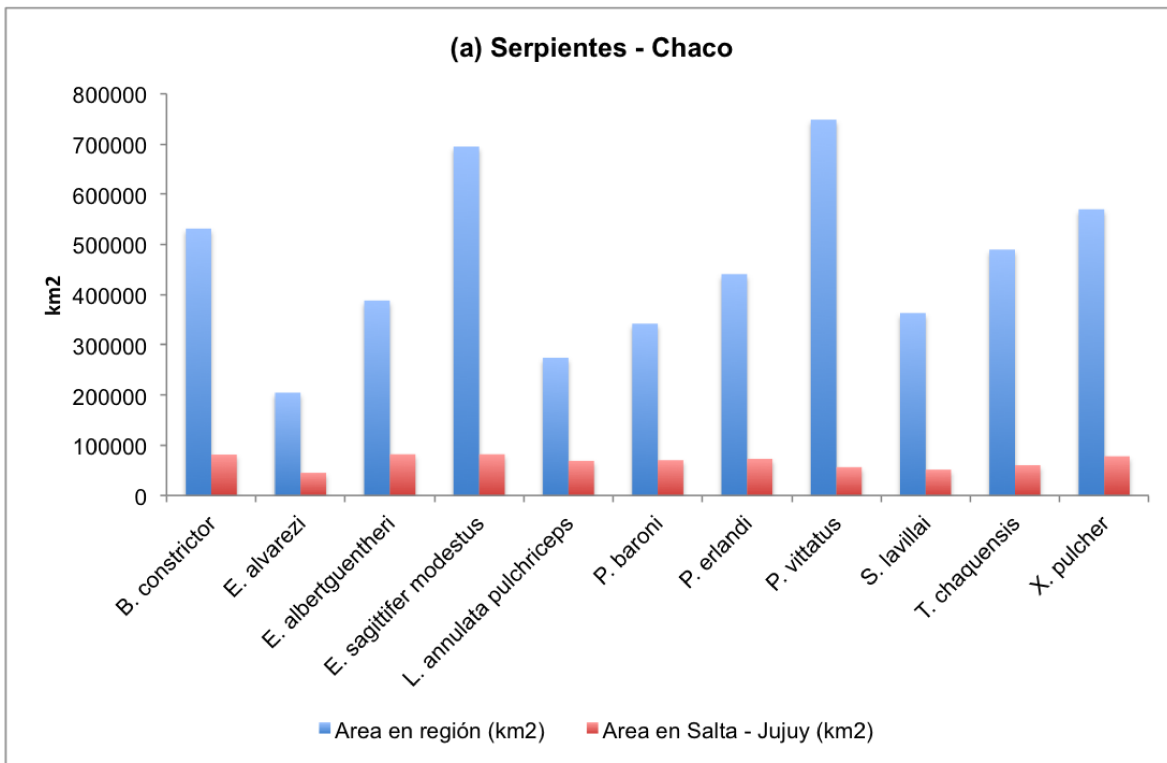
En cuanto al área potencial (km<sup>2</sup>) para cada una de las especies distribuidas en Yungas+Chaco, especies tales como *Bothrops neuwiedi*, *Philodryas psammophidea*, *Micrurus pyrrhocryptus* y *Xenodon merremi* ocuparon una mayor superficie en comparación con *Epictia striatula*, *Erythrolamprus ceii*, *Philodryas aestiva* (Figura 13a). En los bosques nativos de Salta y Jujuy, estas tres últimas especies también ocuparon superficies más pequeñas. La representatividad de las especies en las AP, fluctuó entre los valores de 0,74%-6,40%. Las especies menos representadas fueron: *Bothrops diporus* (0,74%), *B. neuwiedi* (1,11%) y *Crotalus durissus terrificus* (1,31%) (Figura 13b).





**Figura 13.** Área en km<sup>2</sup> ocupada por la distribución potencial de cada una de las especies de serpientes ampliamente distribuidas en Yunga+Chaco. (a) Comparación entre el área potencialmente ocupada en las ecorregiones Yungas+Chaco (Hipótesis M – área accesible para las especies) y el área en las provincias de Salta-Jujuy. (b) Comparación entre el área potencialmente ocupada en las provincias de Salta y Jujuy y el área incluida dentro del sistema de áreas protegidas en los bosques nativos de dichas provincias.

En cuanto a las especies distribuidas principalmente en la ecorregión de Chaco, *Boa constrictor*, *Erythrolamprus sagittifer modestus*, *Phimophis vittatus*, *Xenodon pulcher* tuvieron una mayor área a diferencia de *Epicrates alvarezi* y *Leptodeira annulata pulchriceps*. En los bosques nativos de Salta y Jujuy, la superficie ocupada fue similar entre las especies excepto *E. alvarezi* que tuvo un área de distribución menor (Figura 14a). La representatividad en las AP de bosques nativos, fluctuó entre 0,40%-1,16%. Las especies menos representadas en las AP fueron: *Philodryas erlandi* (0,40%), *L. annulata pulchriceps* (0,43%) y *Thamnodynastes chaquensis* (0,49%) (Figura 14b).



**Figura 14.** Área en km<sup>2</sup> ocupada por la distribución potencial de cada una de las especies de serpientes principalmente distribuidas en Chaco. (a) Comparación entre el área potencialmente ocupada en la ecorregión Chaco (Hipótesis M – área accesible para las especies) y el área en las provincias de Salta-Jujuy. (b) Comparación entre el área potencialmente ocupada en las provincias de Salta y Jujuy y el área incluida dentro del sistema de áreas protegidas en los bosques nativos de dichas provincias.

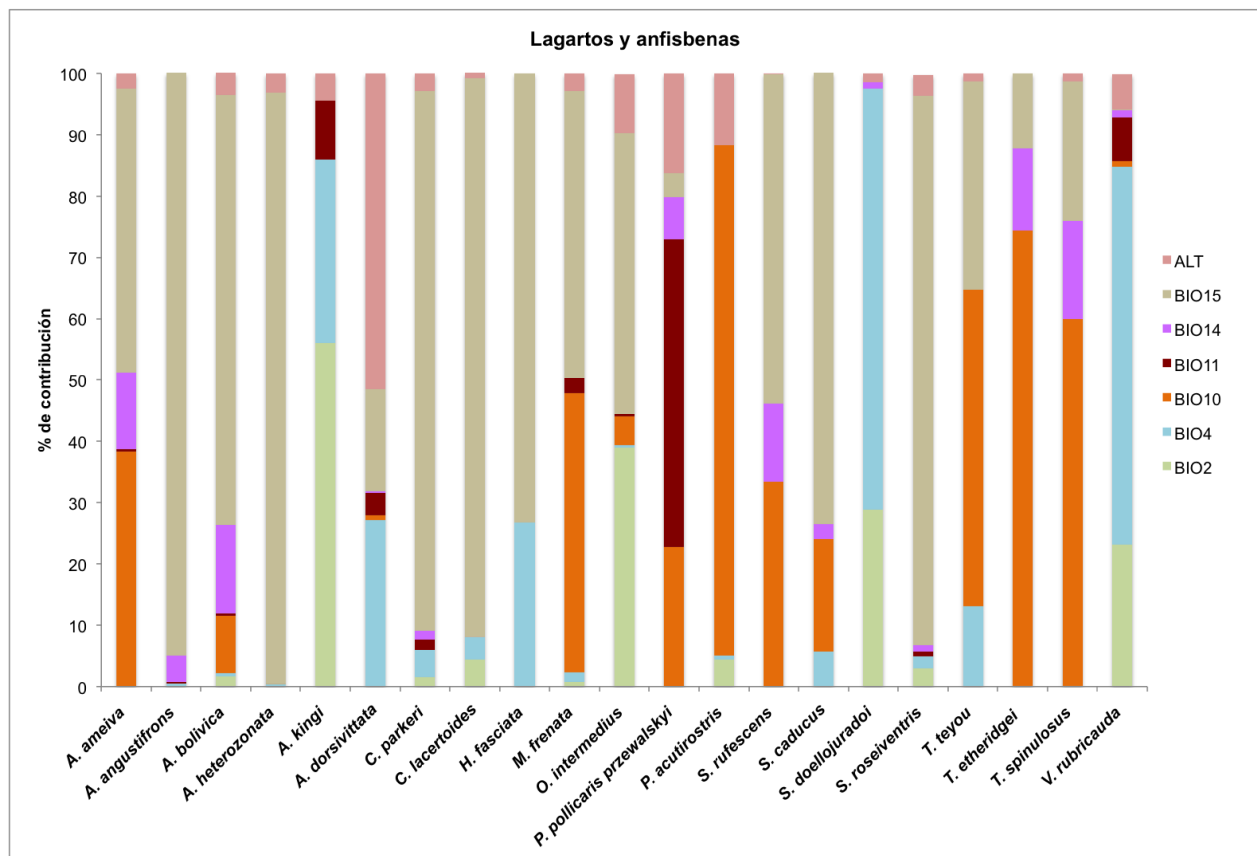
#### **10.4. Lagartos y Anfisbenas**

De aproximadamente 60 especies de lagartos, sólo 32 especies están relacionadas con bosques o están ampliamente distribuidas [76]. De este total se modelaron 21 especies con al menos 10 registros únicos. Entre estas especies, cuatro están categorizadas como “vulnerables” y dos como “insuficientemente conocidas” (Tabla 6 y Anexo 13.3). Las variables climáticas que más contribuyeron a los modelos fueron: la estacionalidad (°C) (BIO4); la temperatura media del cuarto más cálido (BIO10); la temperatura media del cuarto más frío (BIO11) y la estacionalidad (mm) (BIO15) (Figura 15). En general, todos los modelos obtuvieron mejores resultados que los aleatorios, con valores de AUC >0,7 y AUC<sub>RATIO</sub> ≥1,4 con desviaciones estándar bajas y valores de  $p < 0,001$  (Tabla 6).

**Tabla 6. Lagartos y anfisbenas.** Especies de lagartos y anfisbenas presentes en los bosques nativos de Salta y Jujuy con más de 10 registros únicos en un radio de 7km para la ecorregión de Yungas+Chaco. También se presenta la categorización de conservación según UICN, 2019 y Abdala et al.[76] para las provincias de Salta y Jujuy y los valores de las medidas de rendimiento de los modelos independientes de un umbral: Media (AUC), sd (AUC) y valor de AUC<sub>RATIO</sub>; y dependientes de un umbral Media (max.tss). Categorización Abdala et al.[76]: En Peligro (EP); Amenazadas (AM); Vulnerables (VU); Insuficientemente conocida (IC); NA: No amenazadas; categorización UICN: Vulnerable (VU); Casi amenazada (NT); Preocupación menor (LC); Datos insuficientes (DD). Media (AUC): valores del área bajo la curva; sd (AUC): desvío estándar de AUC; AUC<sub>RATIO</sub>: ROC parcial; Media (max.tss): media máximo *True Skill Statistic*.

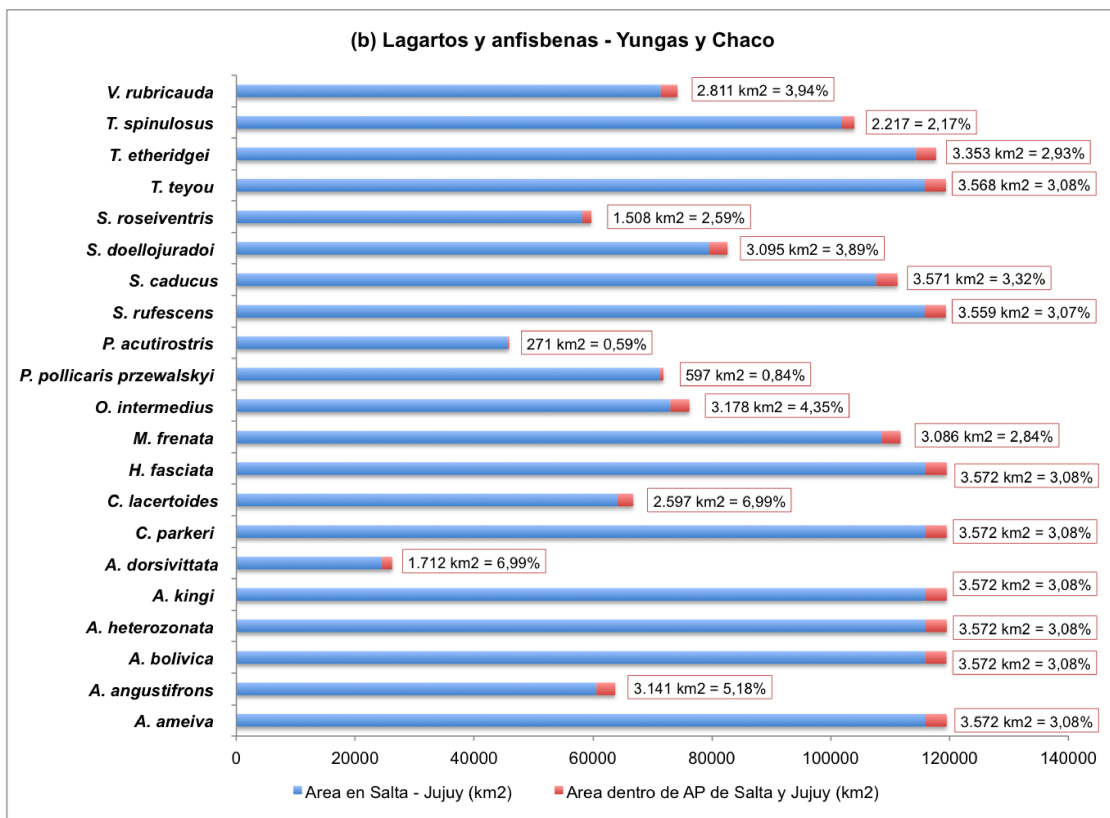
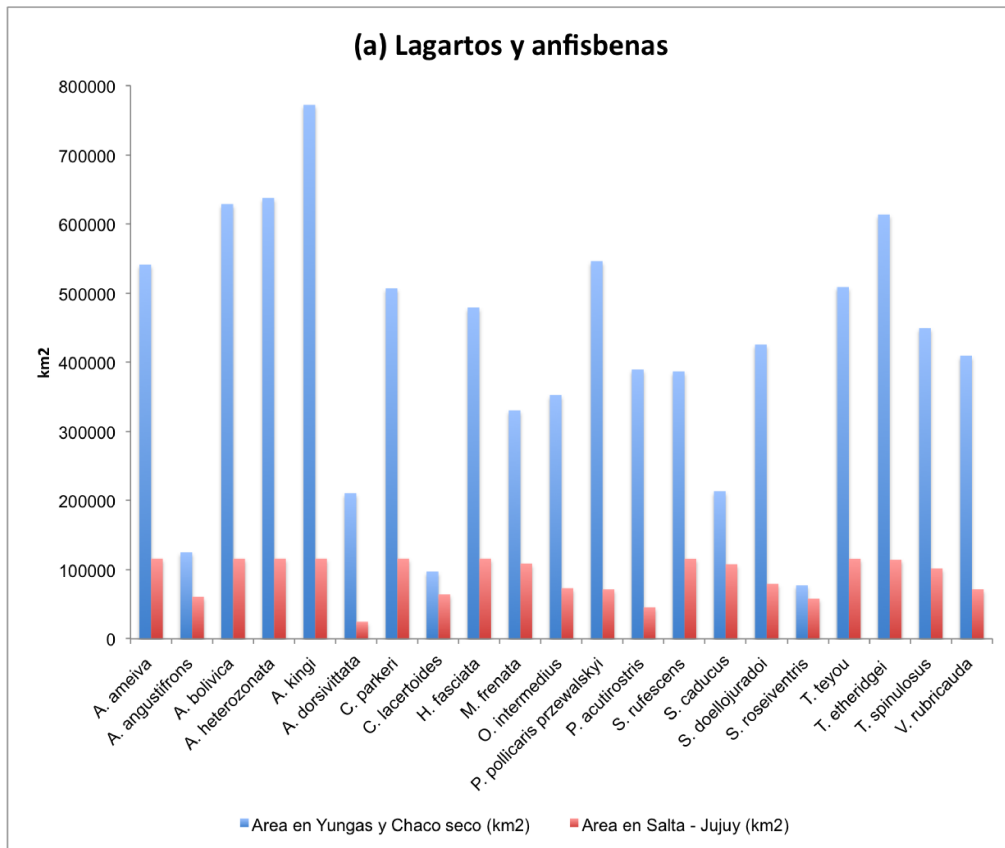
Especies	Abdala et al.		Nº	Filtro 7 km	RM	Media (AUC)	Sd (AUC)	Media AUC ratio	Media (max.tss)		
	YUNGAS-CHACO	UICN								Salta	Jujuy
<i>Ameiva ameiva</i>		LC	NA	10	10	4,6	0,9425	0,0199	-	0,5354	
<i>Amphisbaena angustifrons</i>		LC	NA	NA	11	10	1	0,9227	0,0801	-	0,2312
<i>Amphisbaena bolivica</i>		LC	NA	NA	11	10	1	0,7995	0,1711	-	0,3255
<i>Amphisbaena darwini</i>		LC	NA	NA	17	15	4,6	0,9278	0,0815	1,9829	0,1910
<i>Anops kingii</i>		-	NA	NA	23	19	2,2	0,9135	0,0327	1,6814	0,1737
<i>Aspronema dorsivittatum</i>		-	NA		15	13	1	0,9064	0,0891	1,7527	0,3488
<i>Cercosaura parkeri</i>		-	NA	NA	36	25	4,6	0,9702	0,003	1,8582	0,2070
<i>Contomastix lacertoides</i>		-	IC	IC	10	10	1	0,9533	0,0049	-	0,5866
<i>Homonota fasciata</i>		LC	NA	NA	33	28	4,6	0,8731	0,0607	1,5198	0,5219
<i>Mabuya frenata</i>		LC	NA	NA	25	22	1	0,8884	0,0386	1,8510	0,6475
<i>Ophiodes intermedius</i>		LC	NA	NA	20	19	0,1	0,8308	0,0410	1,6368	0,4733
<i>Phyllopezus pollicaris przewalskyi</i>		LC	NA		9	9	1	0,8856	0,0426	-	0,1499
<i>Polychrus acutirostris</i>		LC	VU	VU	9	8	0,46	0,8196	0,1436	-	0,4080
<i>Salvator rufescens</i>		-	NA	NA	51	30	4,6	0,9207	0,0581	1,9694	0,4234
<i>Stenocercus caducus</i>		LC	IC	IC	17	16	1	0,8527	0,0855	1,8780	0,6234
<i>Stenocercus doellojuradoi</i>		NT	VU		10	10	1	0,8400	0,0798	-	0,4546
<i>Stenocercus roseiventris</i>		-	IC	IC	11	10	0,1	0,9445	0,0085	-	0,6017
<i>Teius teyou</i>		-	NA	NA	51	46	4,6	0,8840	0,0409	1,5756	0,4191
<i>Tropidurus etheridgei</i>		-	NA		41	38	4,6	0,8543	0,0615	1,5303	0,3567
<i>Tropidurus spinulosus</i>		LC	VU	VU	22	16	4,6	0,9631	0,0188	1,9170	0,4848

<i>Vanzosaura rubricauda</i>	LC	VU	19	15	1	0,8904	0,0723	1,7781	0.4193
<b>TOTAL LAGARTOS Y ANFISBENAS</b>			<b>451</b>	<b>379</b>				-	



**Figura 15.** Porcentaje de contribución de cada variable bioclimática para cada modelo de las especies de lagartos y anfibios. BIO2 = Rango medio diurno; BIO4 = Estacionalidad (°C); BIO6 = Mínima Temperatura del mes más frío; BIO10 = Temperatura media del cuarto más cálido; BIO11 = Temperatura media del cuarto más frío; BIO13 = Precipitación del mes más húmedo; BIO14 = Precipitación del mes más seco; BIO15 = Estacionalidad (mm) (Coeficiente de variación); ALT = altitud.

En cuanto al área potencial en km<sup>2</sup>, *Anops kingi*, *Amphisbaena darwini*, *Amphisbaena bolivica* y *Tropidurus etheridgei* tuvieron más superficie en comparación con otras especies tales como *Amphisbaena angustifrons*, *Aspronema dorsivittatum*, *Contomastix lacertoides* y *Stenocercus roseiventris*. En los bosques nativos de Salta y Jujuy, *A. angustifrons*, *C. lacertoides* y *S. roseiventris* fueron las especies con menor superficie ocupada (Figura 16a). En las AP, la representatividad fluctuó entre un 0,59%-6,99%, siendo *A. angustifrons* y *A. dorsivittatum* las especies más representadas y, *Polychrus acutirostris* y *Phyllopezus pollicaris przewalskyi* las menos representadas (Figura 16b).



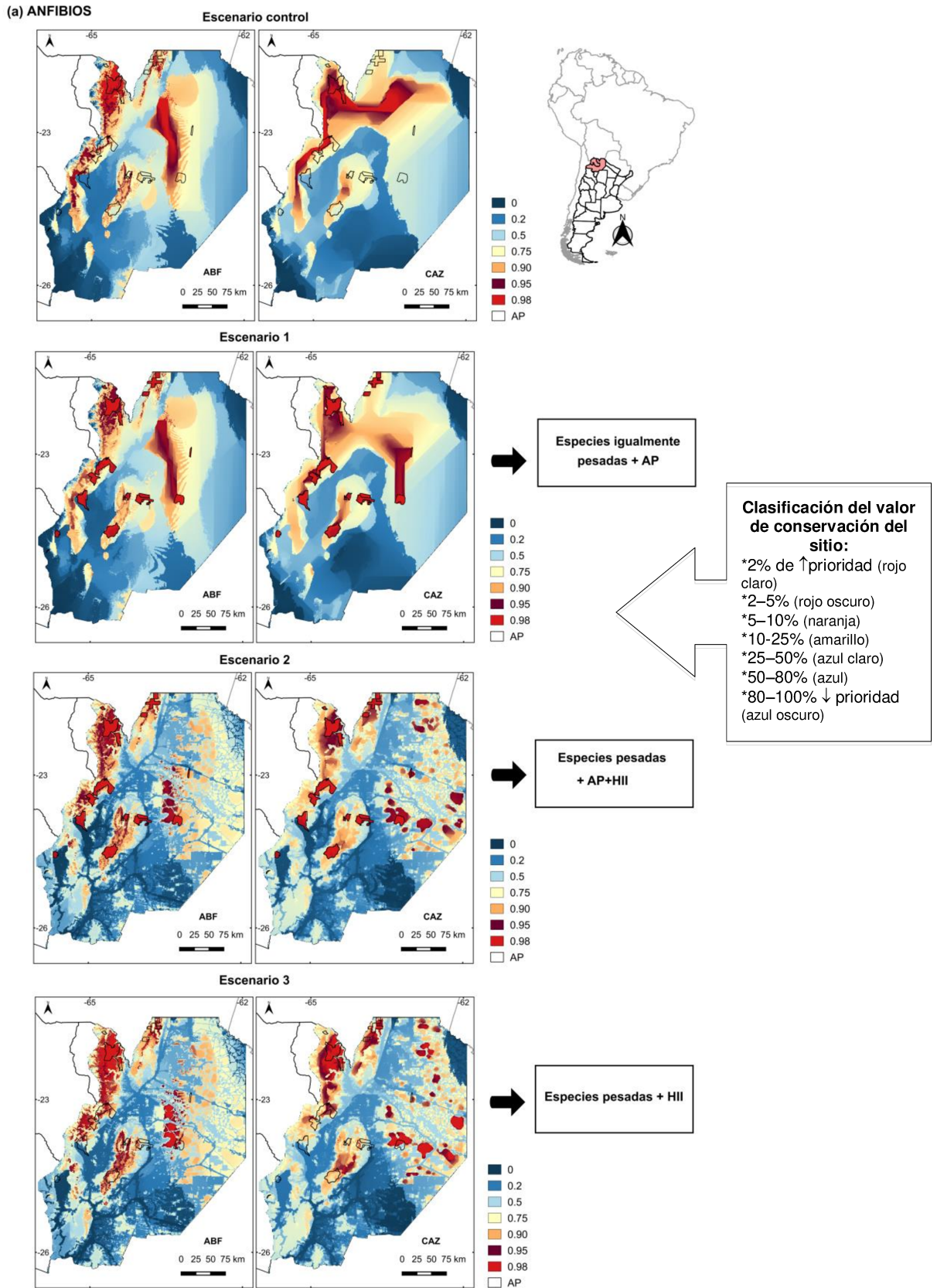
**Figura 16.** Área en km<sup>2</sup> ocupada por la distribución potencial de cada una de las especies de lagartos y anfisbenas distribuidas en Yungas-Chaco. (a) Comparación entre el área potencialmente ocupada en las ecorregiones de Yungas+Chaco (Hipótesis M – área accesible para las especies) y el área en las provincias de Salta-Jujuy. (b) Comparación entre el área potencialmente ocupada en las provincias de



Salta y Jujuy y el área incluida dentro del sistema de áreas protegidas en los bosques nativos de dichas provincias.

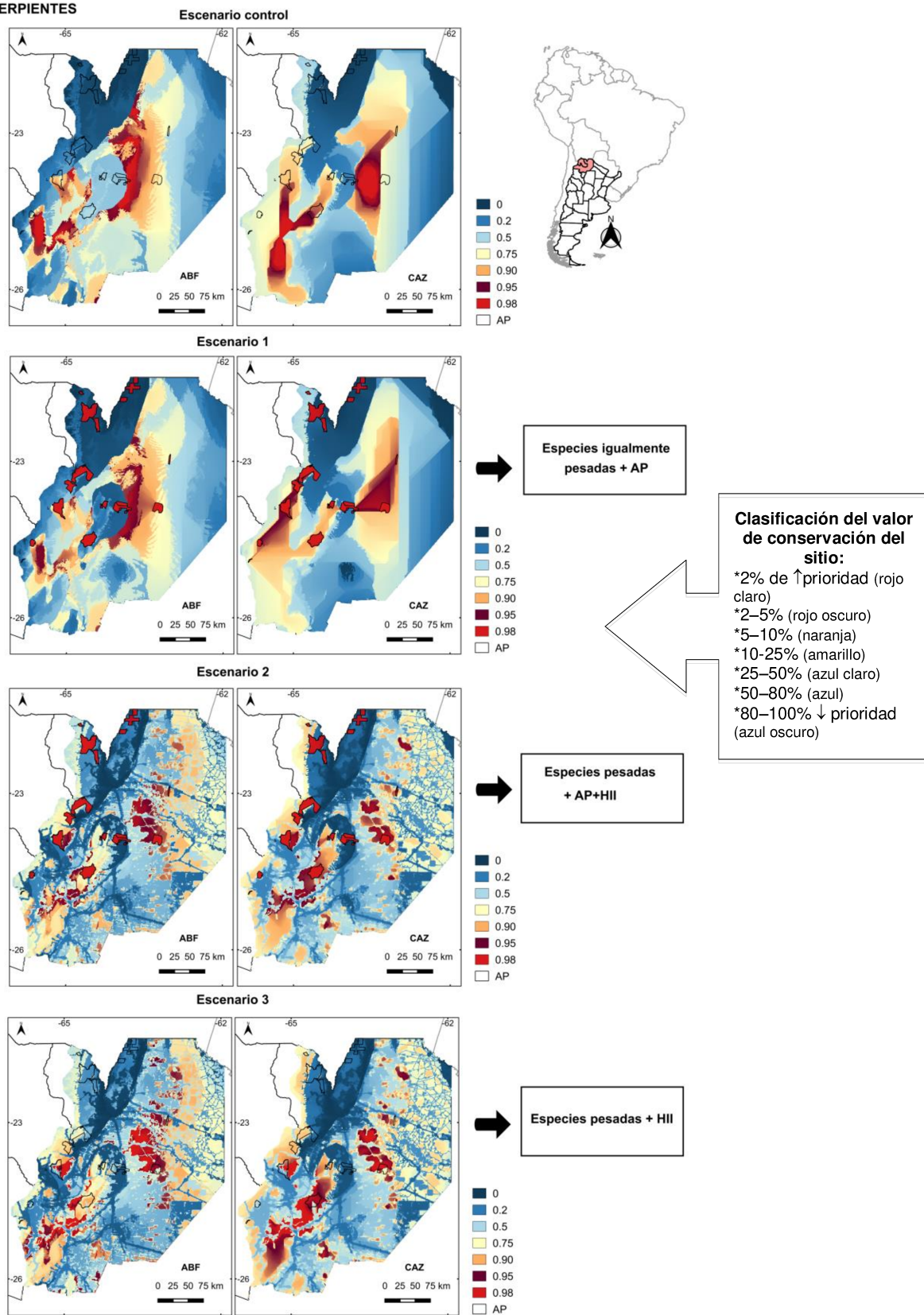
#### **10.5. Análisis de priorizaciones espaciales para la conservación**

En el escenario control, se observa que para los anfibios las APC, obtenidas con ZONATION, se ubicaron en el noroeste (correspondiente al sector norte de la ecorregión de Yungas) y centro norte (correspondiente al Chaco) del área de estudio mientras que para las serpientes y los lagartos+anfisbenas en el sudoeste (sectores de transición Yungas-Chaco) y centro (Chaco) (Figura 17a-c, el esquema de color muestra la clasificación o jerarquización anidada en los mapas). También, si se considera una priorización del 10% (color naranja) y 25% (color amarillo), las APC tanto en el escenario 1 como en el escenario 2 complementaron el sistema actual de AP en Salta y Jujuy. Cabe destacar que en el escenario 1, la complementariedad y la conectividad entre las AP del sector norte y centro de las Yungas fueron mayores para anfibios que para serpientes, lagartos y anfibisbenas. Para los reptiles, el escenario 1 mostró mayor importancia de priorización en sectores de transición Yungas-Chaco y centro de Chaco (Figura 17b-c).



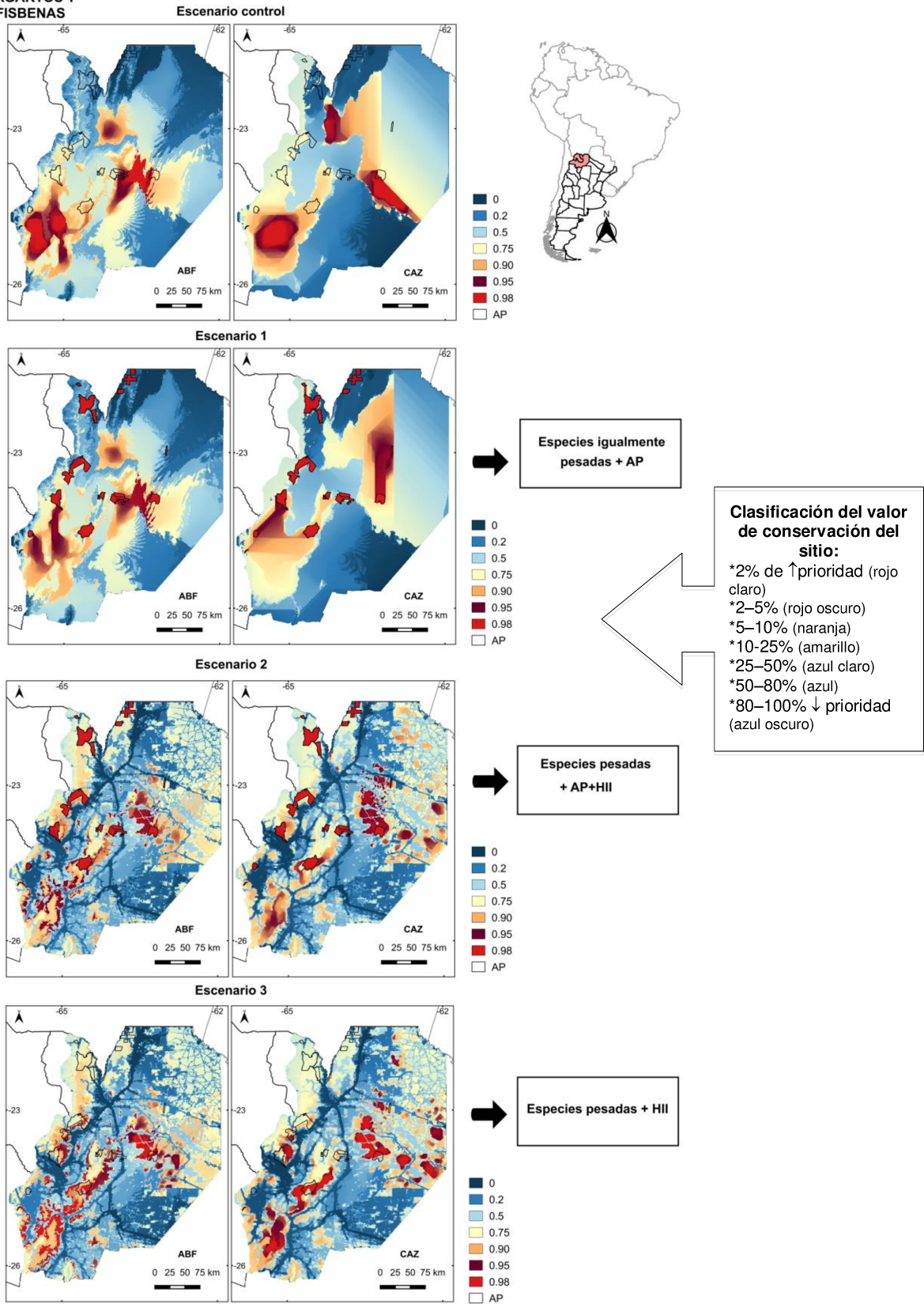
**Figura 17a.** Áreas prioritarias para la conservación de anfibios en los bosques nativos de las provincias de Salta y Jujuy bajo diferentes escenarios de priorización. En todos los escenarios se compararon los resultados del algoritmo ABF (esfatiza la riqueza de especies) y CAZ (especies raras).

(b) SERPIENTES



**Figura 17b.** Áreas prioritarias para la conservación de serpientes en los bosques nativos de las provincias de Salta y Jujuy bajo diferentes escenarios de priorización. En todos los escenarios se compararon los resultados del algoritmo ABF (esfatiza la riqueza de especies) y CAZ (especies raras).

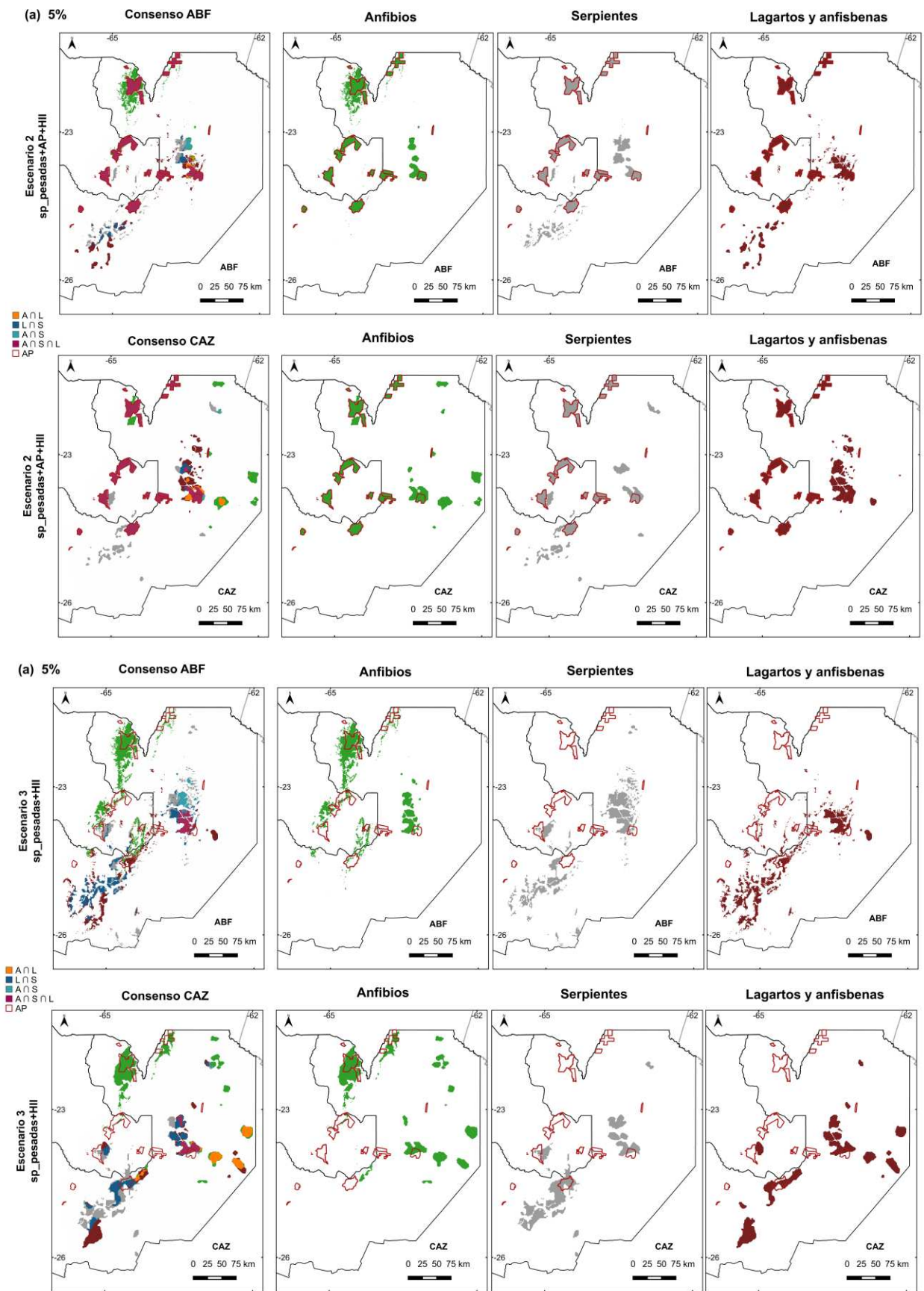
(c) LAGARTOS Y ANFISBENAS



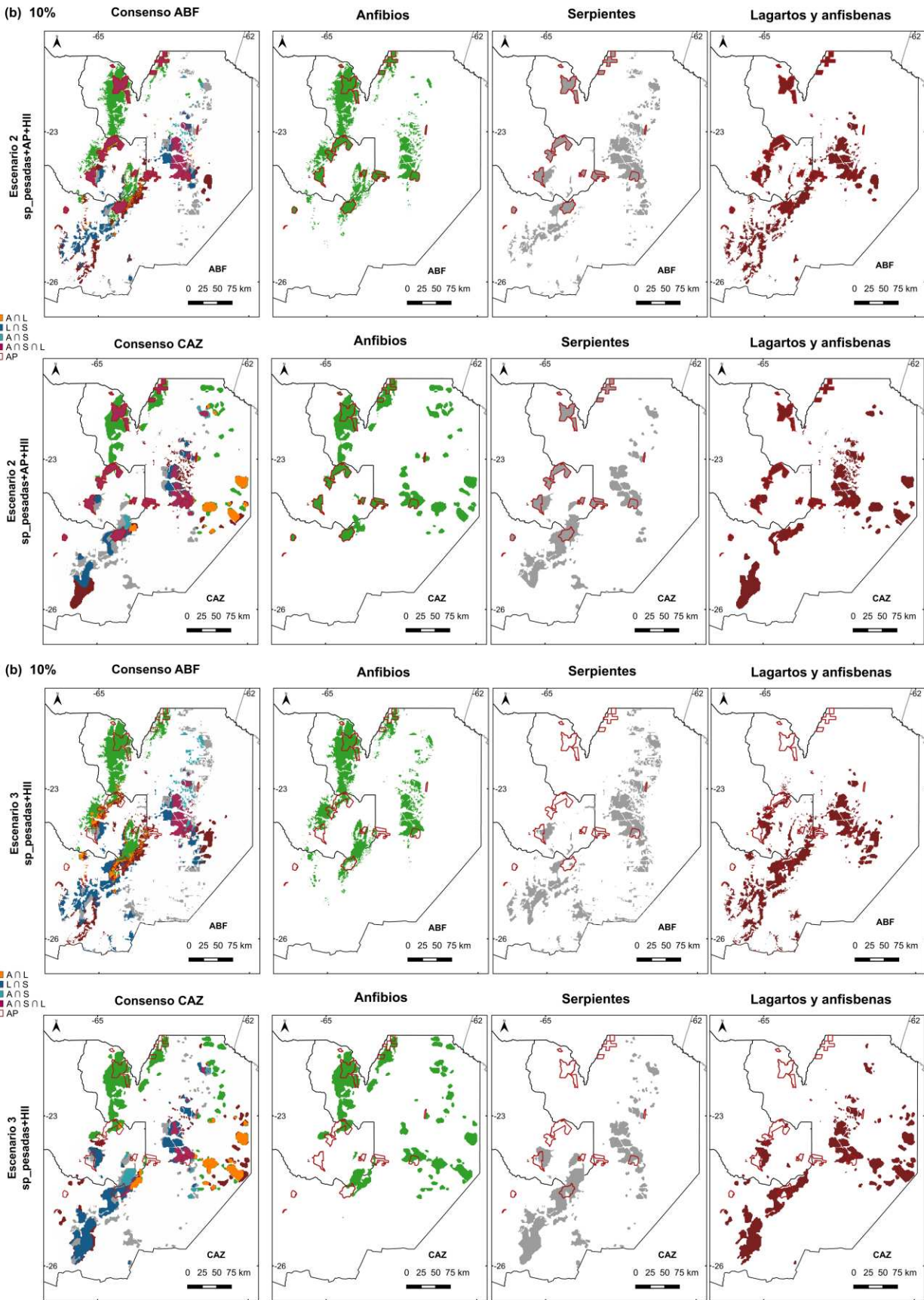
**Figura 17c.** Áreas prioritarias para la conservación de lagartos+anfisbenas en los bosques nativos de las provincias de Salta y Jujuy bajo diferentes escenarios de priorización. En todos los escenarios se compararon los resultados del algoritmo ABF (esfatiza la riqueza de especies) y CAZ (especies raras)

En cuanto a los escenarios 2 y 3, la Figura 18 indica los consensos de cada algoritmo de remoción de celdas (ABF-CAZ) con prioridades de conservación al 5%,10% y 17% para cada grupo. En el escenario 2, priorizando un 5% del paisaje, se obtuvieron áreas que complementaron en algunas AP y áreas pequeñas en sitios de transición de Yungas-Chaco. Comparando los diferentes algoritmos, las áreas seleccionadas fueron similares para serpientes, lagartos+anfisbenas predominando sitios en el centro del Chaco y sur de las Yungas. Sin embargo, para anfibios, ABF también priorizó áreas con mayor riqueza de especies en las inmediaciones del PN Baritú y el PP Laguna Pintascayo en el sector norte de las Yungas. En el escenario 3, donde solo se incluyó HII y no las actuales AP, las APC para lagartos+anfisbenas y serpientes estuvieron ubicadas en el centro y suroeste de Chaco a diferencia de anfibios que predominaron en los sectores norte y centro de Yungas. Cabe destacar que tanto ABF como CAZ, recuperan como APC para anfibios a casi todo el PN Baritú y parte de RP Acambuco y PP Laguna Pintascayo (sector norte de las Yungas) mientras que para los reptiles se recupera principalmente parte del PN El Rey y RM Serranías de Zapla (sector centro de las Yungas) (Figura 18a).

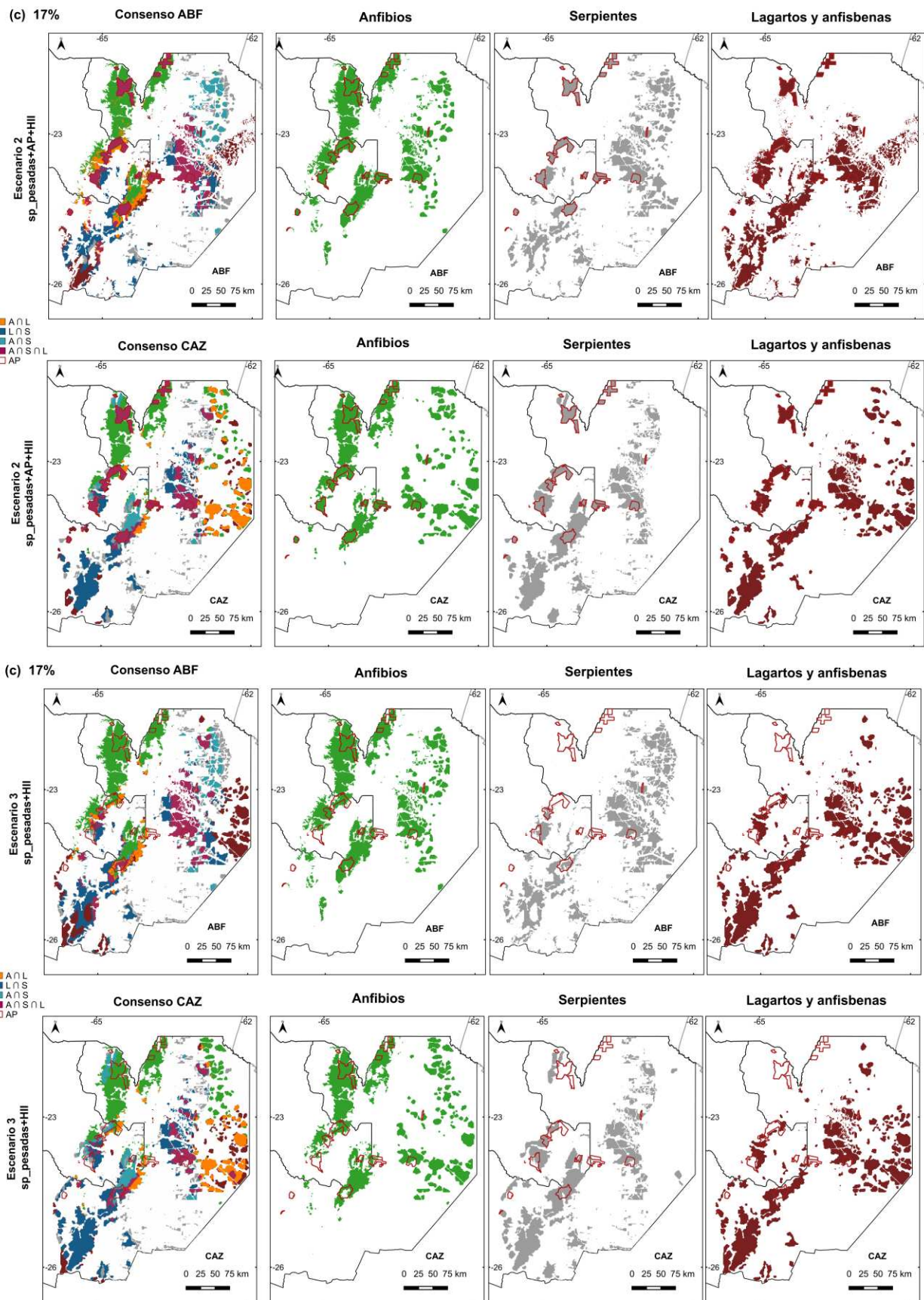
Priorizando un 10% y un 17% del paisaje, como indica la Figura 18b-c, en el escenario 2 se obtienen numerosas áreas que complementan y expanden significativamente las AP actuales tanto en Yungas como en Chaco. Al igual que en los otros escenarios y con diferentes priorizaciones, las APC para anfibios estuvieron ubicadas en su mayoría en el sector norte y centro de las Yungas y en menor medida en el sector centro y norte del bosque chaqueño. A diferencia de este grupo, las APC para los reptiles predominaron en los sectores centro y suroeste del Chaco y centro y sur de las Yungas. En el escenario 3, nuevamente se repitió este patrón donde se recuperan las AP del norte de las Yungas para anfibios y parte de la RP Los Palmares y RP Dragones tanto para serpientes como para lagartos+anfisbenas. Cabe destacar que, CAZ seleccionó como prioridades de conservación para todos los grupos, áreas cercanas al cauce del Río Bermejo en el centro del Chaco y para serpientes áreas complementarias al PN Baritú, PN Calilegua y RM Serranías de Zapla.



**Figura 18a.** Consensos de las priorizaciones al 5% para anfibios, serpientes y lagartos y anfisbenas bajo los escenarios 2 y 3 comparando los algoritmos de remoción de celdas ABF-CAZ. En la leyenda: A (Anfibios); S (Serpientes); L (Lagartos y anfisbenas); AP (Áreas protegidas).



**Figura 18b.** Consensos de las priorizaciones al 10% para serpientes bajo los escenarios 2 y 3 comparando los algoritmos de remoción de celdas ABF-CAZ. En la leyenda: A (Anfibios); S (Serpientes); L (Lagartos y anfibenas); AP (Áreas protegidas).

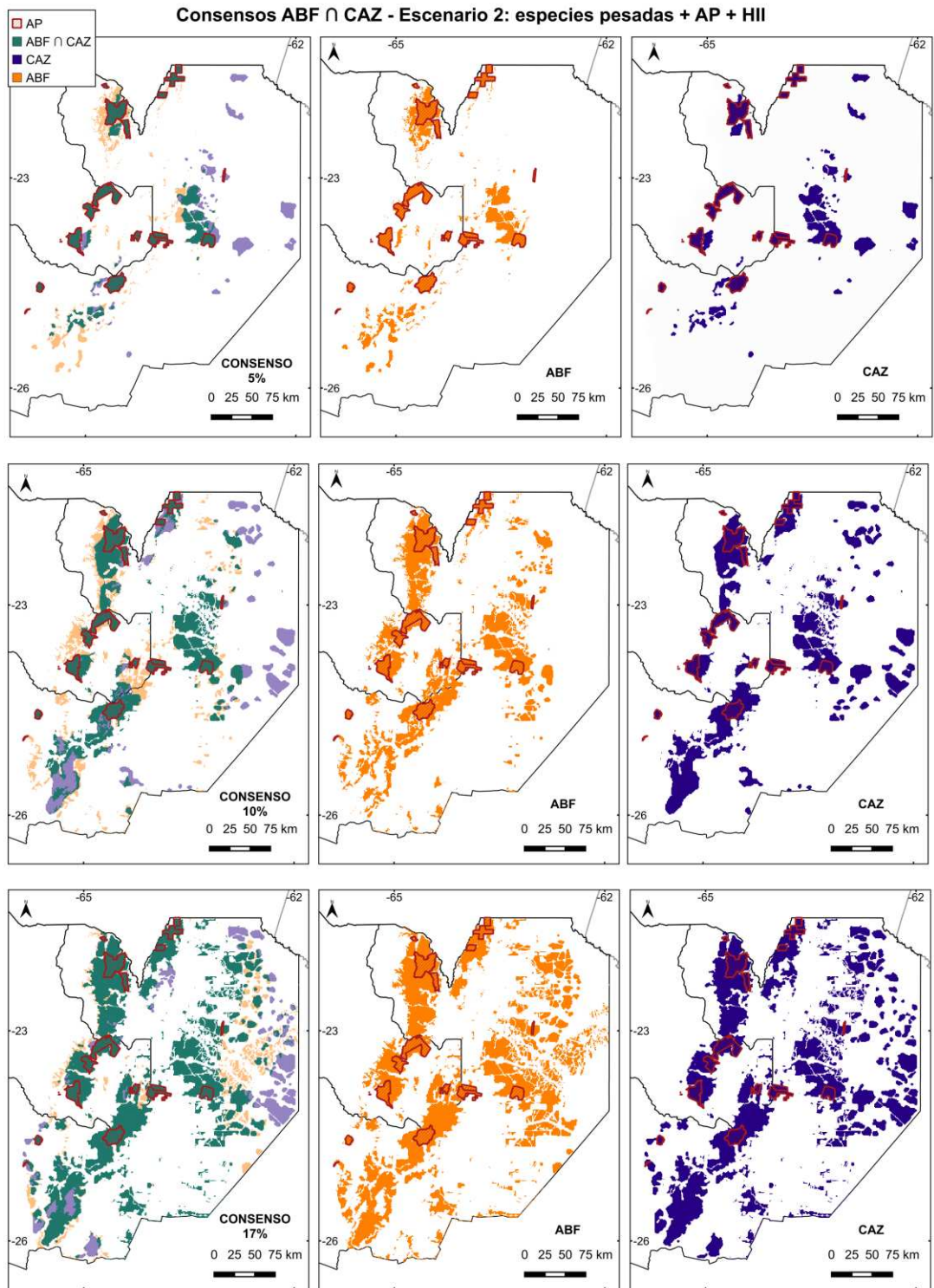


**Figura 18c.** Consensos de las priorizaciones al 17% para lagartos y anfisbenas bajo los escenarios 2 y 3 comparando los algoritmos de remoción de celdas ABF-CAZ. En la leyenda: A (Anfibios); S (Serpientes); L (Lagartos y anfisbenas); AP (Areas protegidas).



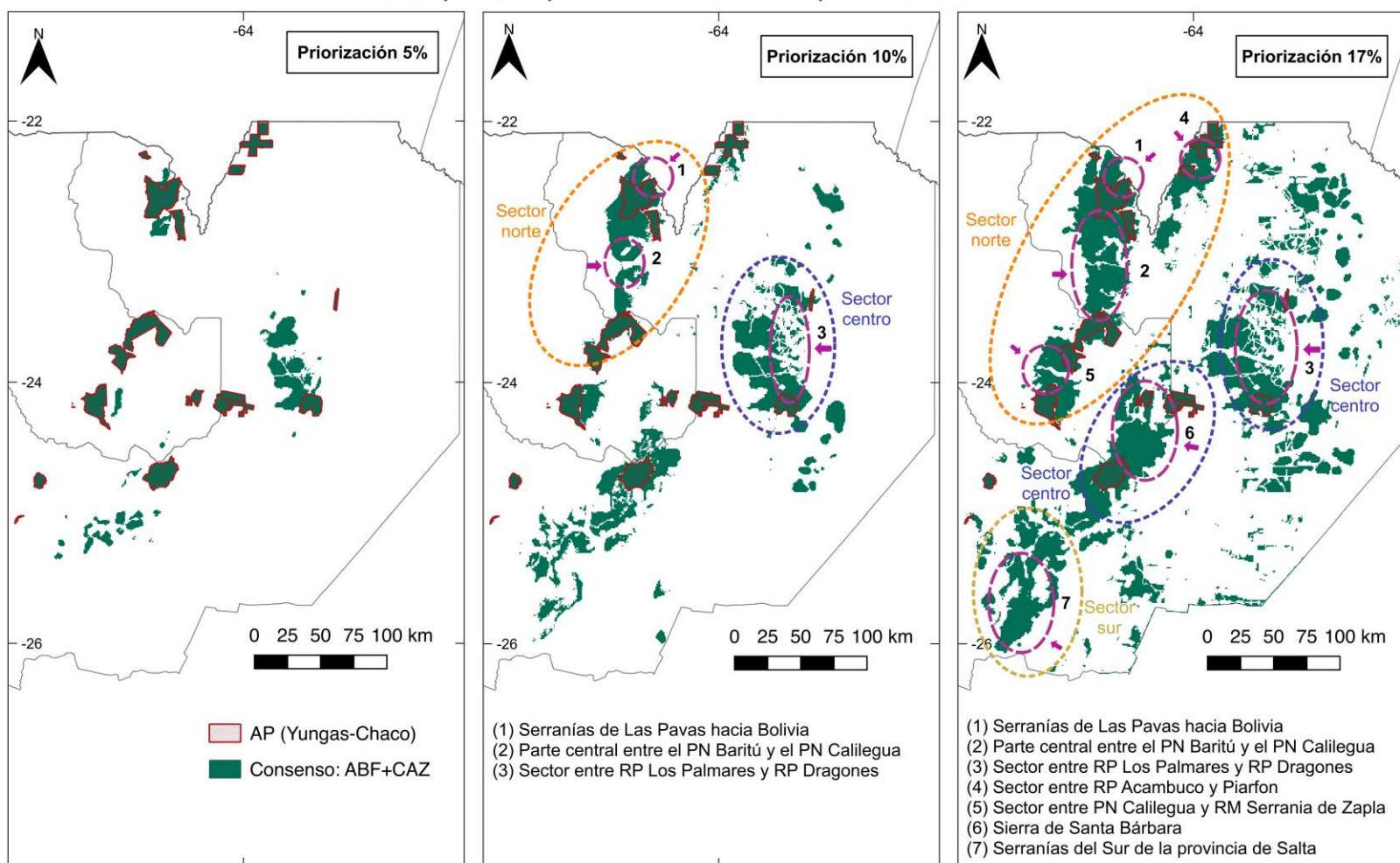
El consenso entre ABF y CAZ para el escenario 2 (Figura 19), destacó que la priorización del 10% complementa y favorece la conectividad de las AP de las Yungas y Chaco. Esta tendencia se mantiene al aumentar el porcentaje de priorización. Bajo este escenario, la priorización al 5% comprendió una superficie de 5.976 km<sup>2</sup>, al 10% 14.664 km<sup>2</sup> y al 17% 28.081 km<sup>2</sup>. Es notable destacar que, en todos los escenarios y grupos focales, las áreas con baja priorizaciones se ubicaron principalmente en el sureste del Chaco salteño.

Por último, con las priorizaciones del 10% y del 17% se recuperaron áreas que podrían favorecer a la conectividad entre los diferentes sectores de las Yungas, entre las Yungas y el Chaco y en el sector central del Chaco salteño. Con priorizaciones del 5% estas áreas no se recuperaron (Figura 20).



**Figura 19.** Mapa de consenso de los algoritmos de remoción de celdas ABF-CAZ para el escenario 2 de los grupos focales con diferentes prioridades de conservación (5%, 10% y 17%). Este escenario incluye las especies pesadas + AP + HII.

Áreas prioritarias para la conservación de la herpetofauna + Conectividad

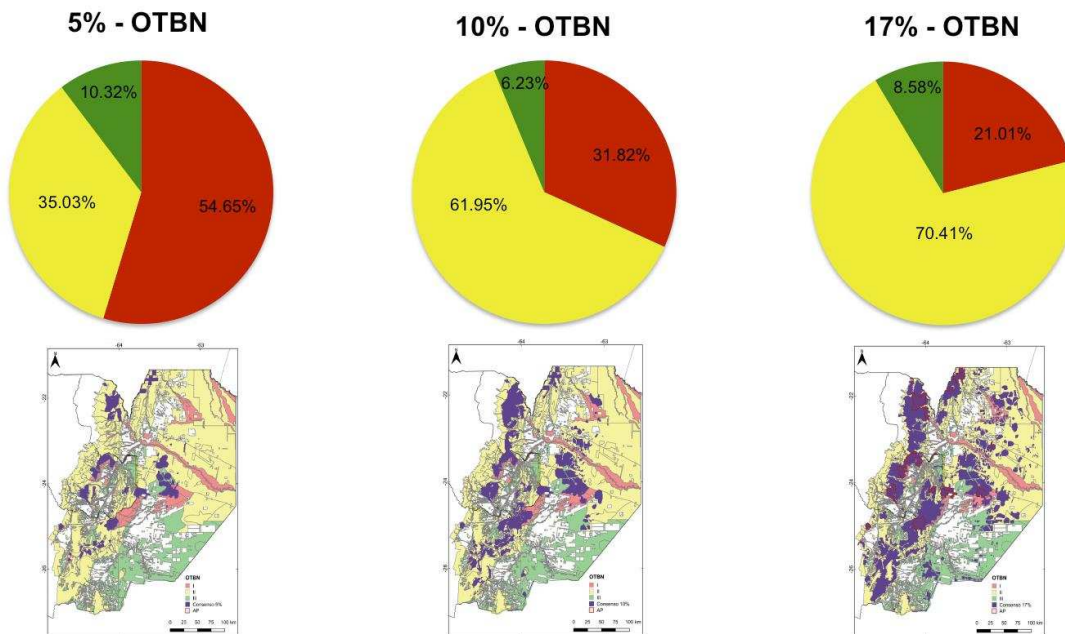


**Figura 20.** Áreas prioritarias para la conservación de la herpetofauna en los bosques nativos de las provincias de Salta y Jujuy. Con prioritizaciones del 10% y del 17% se recuperan áreas que favorecerían a la conectividad entre la ecorregión de la Yungas y a las Yungas con el Chaco.

## 10.6. Priorizaciones espaciales y el Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos

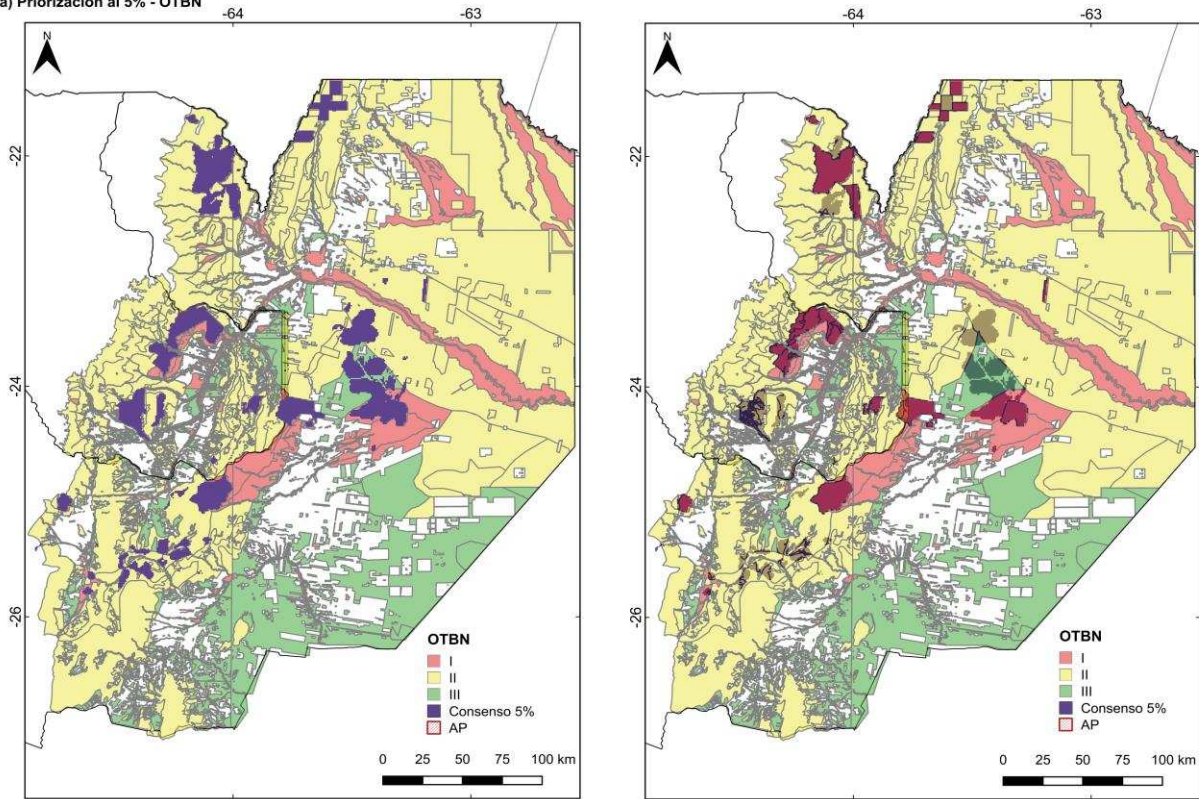
En cuanto al OTBN, la categoría I – Rojo, donde no se permite desmonte ni aprovechamiento, comprende un total de 15.065 km<sup>2</sup> incluidas las AP; la categoría II – Amarillo (aprovechamiento sustentable, no permite desmontes) abarca un total de 61.802 km<sup>2</sup> y la categoría III - verde (permite su desmonte parcial) 17.634 km<sup>2</sup>.

Mediante el solapamiento de la red de APC (consenso ABF-CAZ para el escenario 2) y los mapas actuales de OTBN (Figura 21) se obtuvo que, priorizando un 5% de los bosques nativos, la categoría I protegió ~3.266 km<sup>2</sup> del rango de distribución priorizada de los grupos focales quedando en las categorías II y III un 35,03% y un 10,32% respectivamente (Figura 21 y Figura 22a). A medida que se aumentó el porcentaje de priorización un 5% más, la categoría I incluyó el 31,82% del rango de distribución priorizada de los grupos y el restante 68,17 % se repartió en las categorías II (61,95%) y III (6,23 %) (Figura 21 y Figura 22b). Por último, con 17% del paisaje bajo protección, la categoría I protegió un 21,01 % del rango de distribución equivalente a ~5.901 km<sup>2</sup> y un 70,41% en la categoría II y un 8,57% en la categoría III (Figura 21 y Figura 22c).

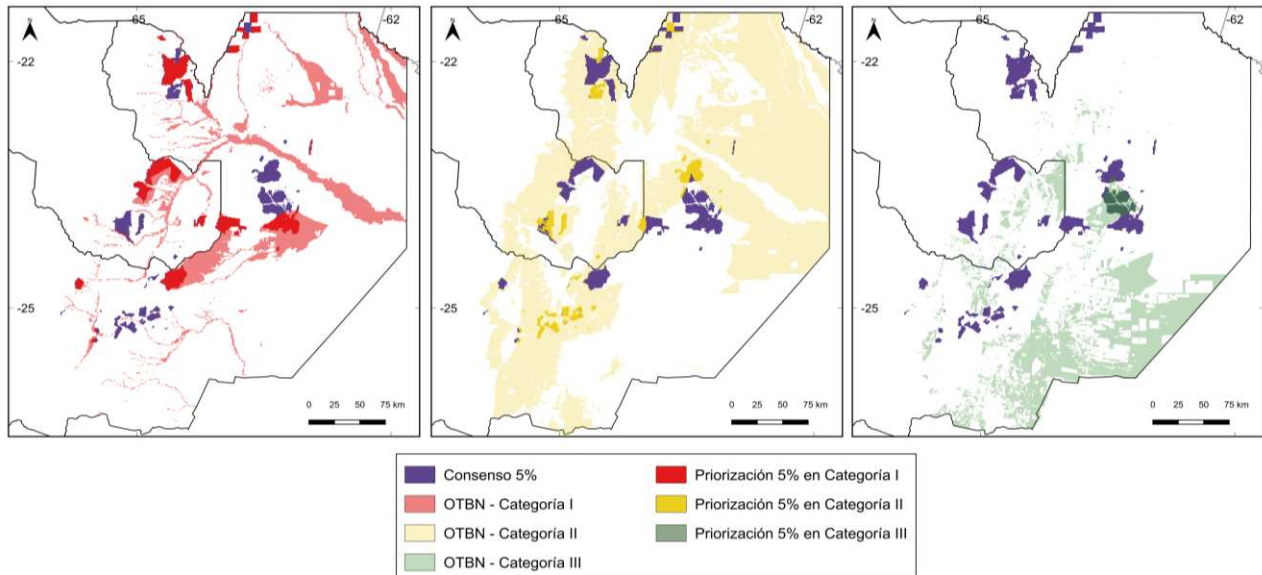


**Figura 21.** Solapamiento de mapas de consenso ABF-CAZ con diferentes porcentajes de priorización [5% (a); 10% (b); 17% (c)] y el mapa de ordenamiento territorial de bosques nativos para las provincias de Salta y Jujuy.

(a) Priorización al 5% - OTBN

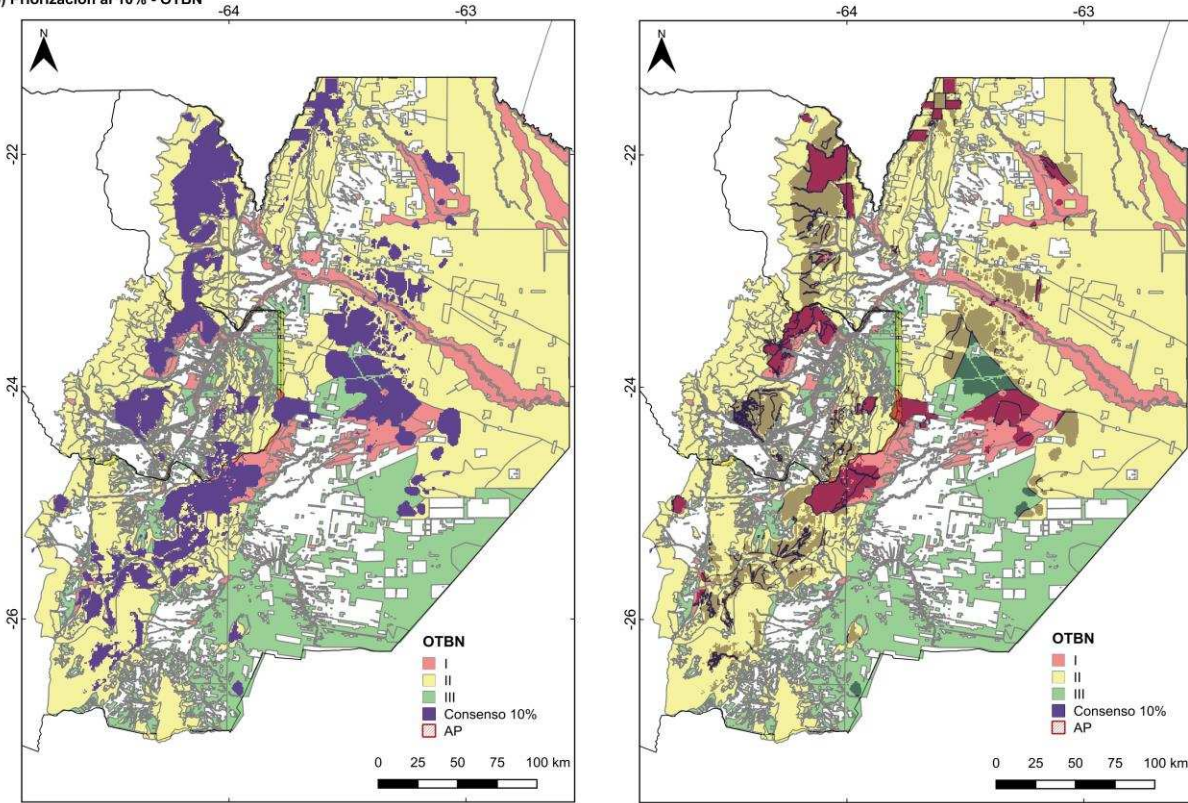


(a) Priorización al 5%  $\cap$  OTBN

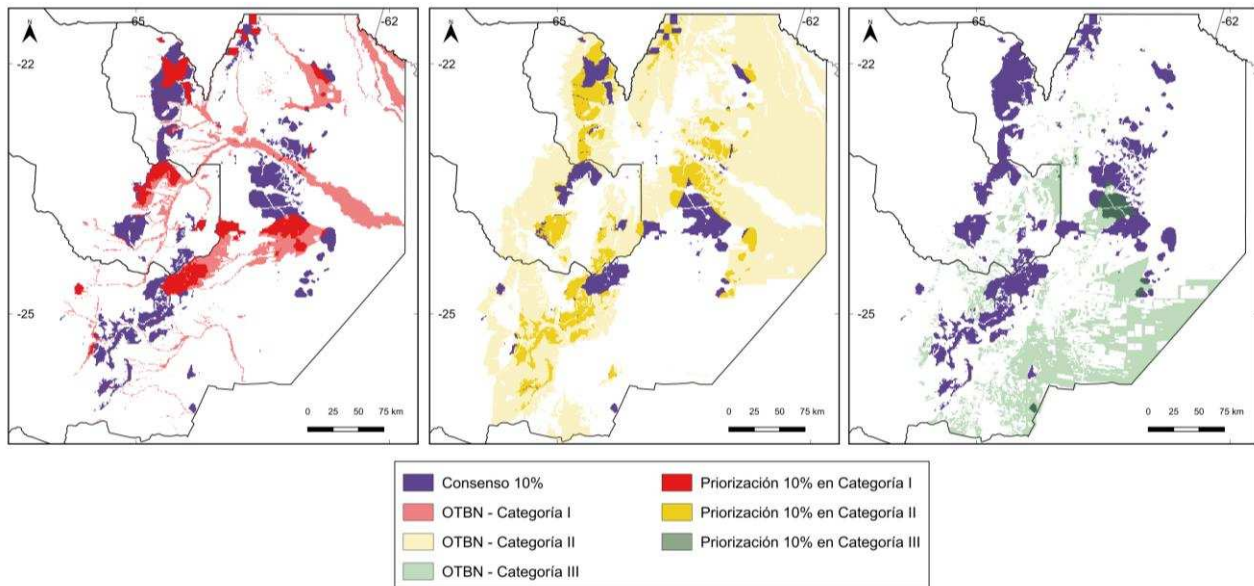


**Figura 22a.** Solapamiento de mapas de consenso ABF-CAZ un 5% de priorización y el mapa de ordenamiento territorial de bosques nativos para las provincias de Salta y Jujuy. También se puede visualizar las APC incluidas en las diferentes categorías de protección [I-Rojo; II-Amarillo; III-Verde]. El mapa de consenso ABF-CAZ considera las APC de anfibios, serpientes y lagartos y anfisbenas para el escenario 2. Este escenario incluye las especies pesadas + AP actuales + HII.

(b) Priorización al 10% - OTBN

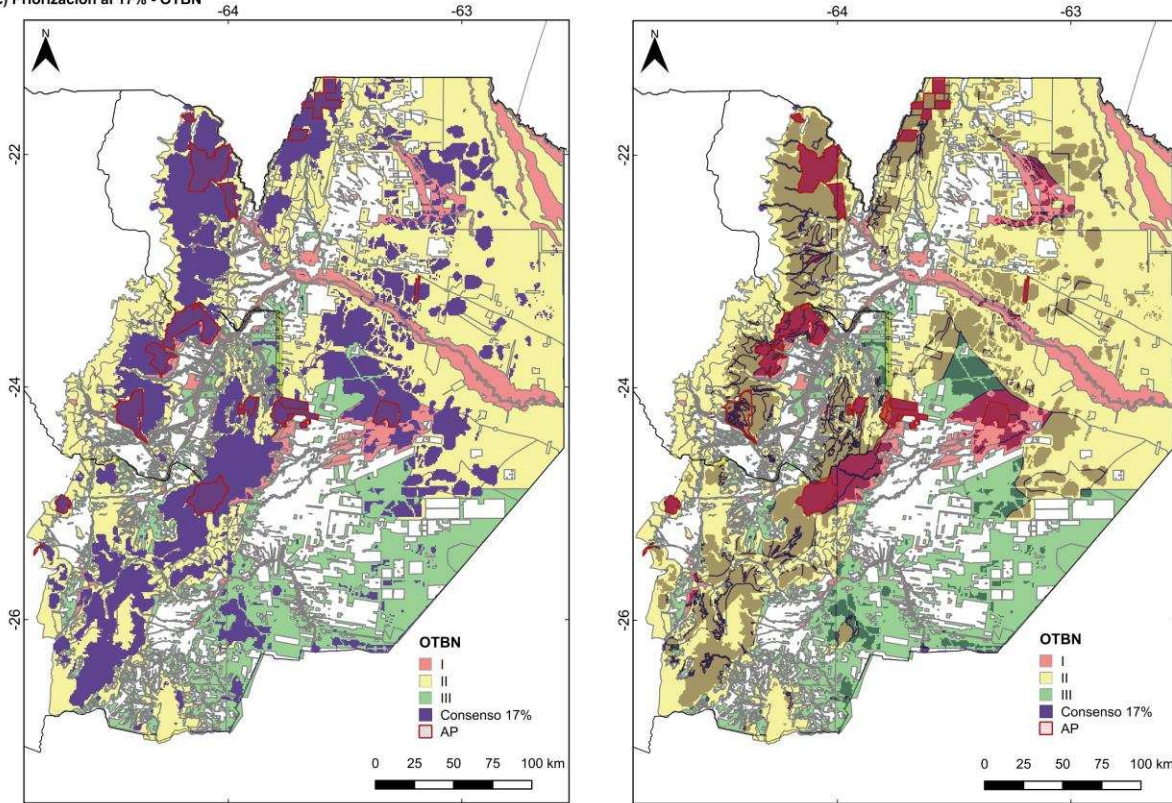


(b) Priorización al 10%  $\cap$  OTBN

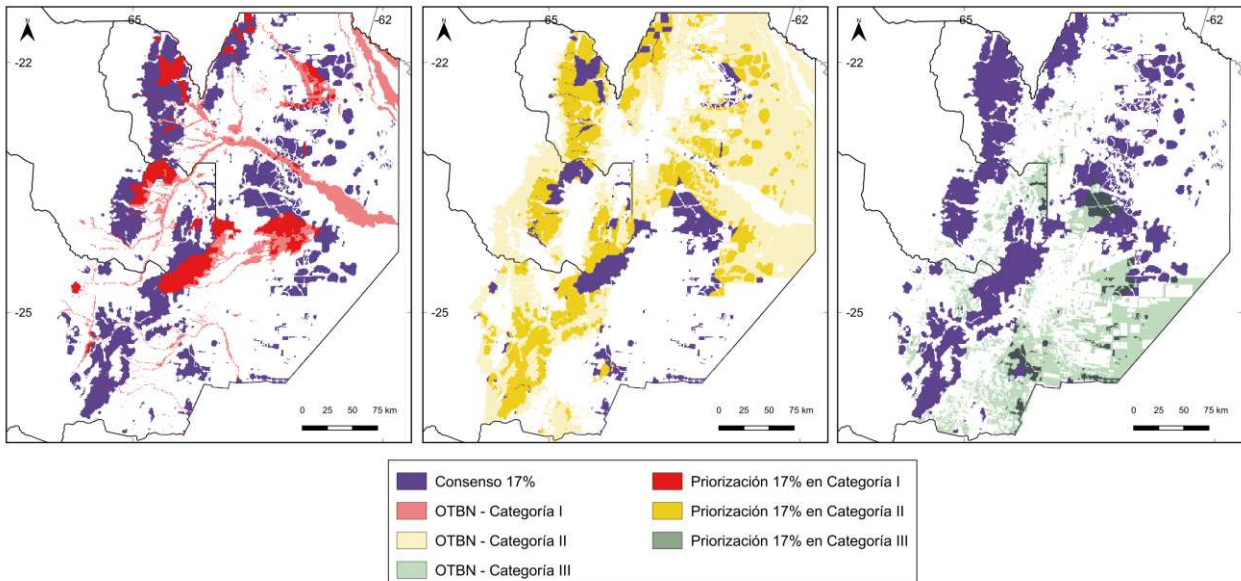


**Figura 22b.** Solapamiento de mapas de consenso ABF-CAZ un 10% de priorización y el mapa de ordenamiento territorial de bosques nativos para las provincias de Salta y Jujuy. También se puede visualizar las APC incluidas en las diferentes categorías de protección [I-Rojo; II-Amarillo; III-Verde]. El mapa de consenso ABF-CAZ considera las APC de anfibios, serpientes y lagartos y anfisbenas para el escenario 2. Este escenario incluye las especies pesadas + AP actuales + HIII.

(c) Priorización al 17% - OTBN



(c) Priorización al 17%  $\cap$  OTBN



**Figura 22c.** Solapamiento de mapas de consenso ABF-CAZ un 17% de priorización y el mapa de ordenamiento territorial de bosques nativos para las provincias de Salta y Jujuy. También se puede visualizar las APC incluidas en las diferentes categorías de protección [I-Rojo; II-Amarillo; III-Verde]. El mapa de consenso ABF-CAZ considera las APC de anfibios, serpientes y lagartos y anfisbenas para el escenario 2. Este escenario incluye las especies pesadas + AP actuales + HIII.

### 10.7. Priorizaciones espaciales y Áreas Protegidas

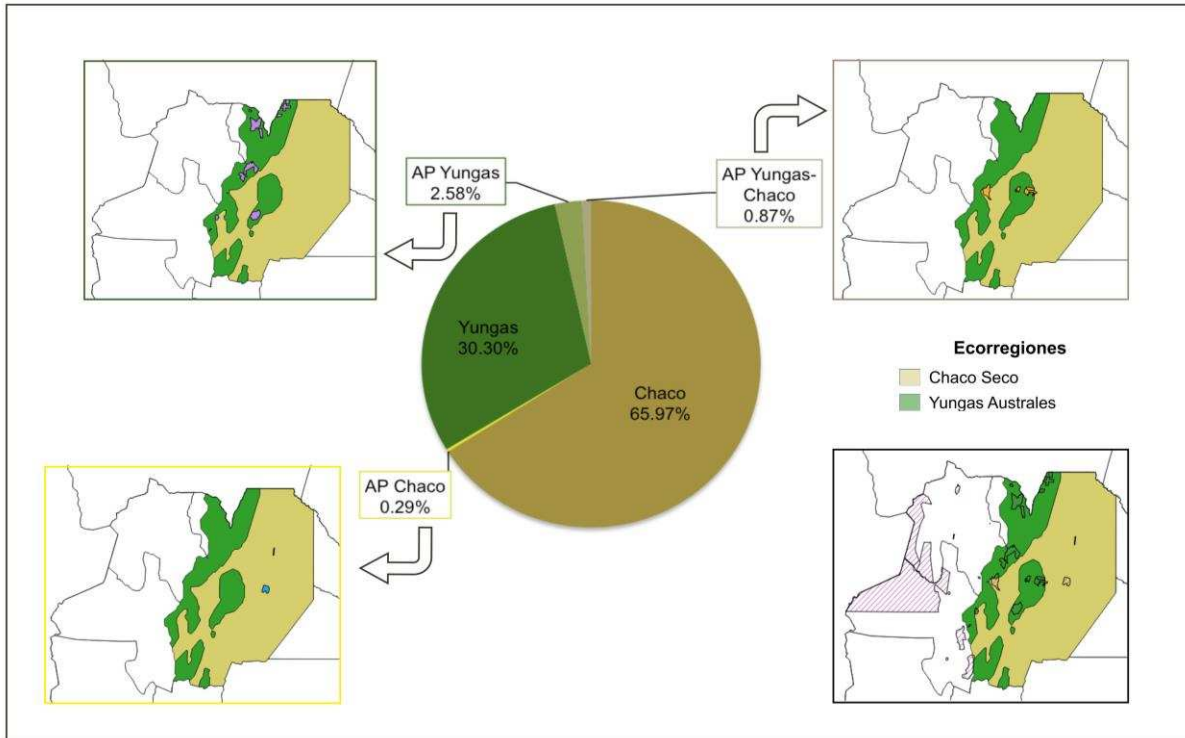
Las AP actuales cubren en total un 3,76% de los bosques nativos de las provincias de Salta y Jujuy (Figura 23). De los tres grupos, los rangos de distribución predichos para las especies de anfibios fueron los que presentaron una mayor protección en las priorizaciones bajo este porcentaje (escenario 2: 9,07% ABF; 7,57 CAZ – escenario 3: 11,09 ABF; 7,99 CAZ) (Figura 24a y Figura 25). Cabe destacar que en el escenario 3, donde no se consideraron las AP, todos los grupos obtuvieron mayores porcentajes de protección (Serpientes: escenario 2: ABF 3,31%; CAZ 3,26% – escenario 3: ABF 5,52%; CAZ 5,23%; Lagartos y anfisbenas: escenario 2: ABF 4,03%; CAZ 3,92% – escenario 3: ABF 4,88%; CAZ 4,33%) (Figura 24b-c y Figura 25).

Del total de la superficie protegida (3,76%), las Yungas presentan un mayor porcentaje (2,60%) en comparación con áreas con zonas de transición Yungas-Chaco (0,87%) y Chaco (0,29%) (Figura 23). Debido a que el porcentaje de Yungas dentro de AP es mayor, los valores de protección de los rangos de distribución de todos los grupos de especies fueron mayores en los diferentes escenarios de priorización. En Yungas, la protección para los anfibios fue más del doble que para los otros dos grupos (Anfibios: escenario 2 ABF 6,68%, CAZ 6,48%; escenario 3 ABF 8,00%, CAZ 5,76%; Serpientes: escenario 2 ABF 2,09%, CAZ 2,15%; escenario 3 ABF 4,08%, CAZ 3,97%; Lagartos y anfisbenas: escenario 2 ABF 2,72%, CAZ 2,73%; escenario 3 ABF 3,44%, CAZ 3,11%) (Figura 24 y Figura 25). Además, el porcentaje de protección de las AP con transición Yungas-Chaco (0,87%), representó en promedio un 2,5% del rango de distribución de anfibios y aproximadamente un 1% del rango protegido para los reptiles en los diferentes escenarios de priorización. En cuanto al Chaco, el 0,29% de bosque protegido representó en todos los escenarios bajos porcentajes de las distribuciones siendo los reptiles los menos representados (Anfibios: escenario 2 ABF 1,07%, CAZ 0,79%; escenario 3 ABF 1,09%, CAZ 0,72%; Serpientes: escenario 2 ABF 0,34%, CAZ 0,32%; escenario 3 ABF 0,43%, CAZ 0,41%; Lagartos y anfisbenas: escenario 2 ABF 0,33%, CAZ 0,30%; escenario 3 ABF 0,35%, CAZ 0,32%) (Figura 25).

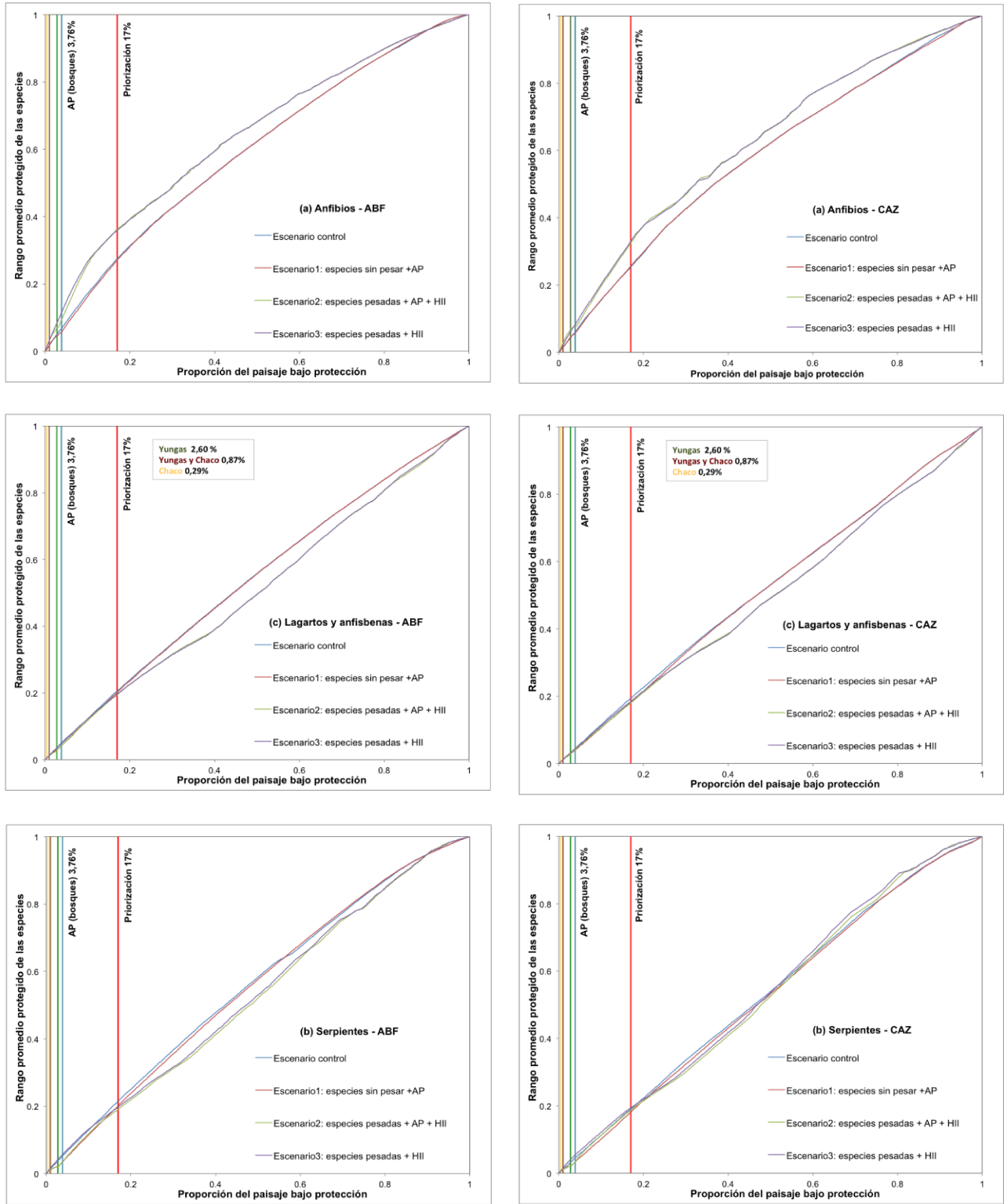
Por último, con un 17% de los bosques protegidos (meta AICHI), hubo un aumento significativo en el rango de distribución protegido para todos los grupos en todos los escenarios de priorización. Además, la representatividad de la distribución de los grupos focales fue mayor en el escenario 3 a excepción de los anfibios que presentaron en el escenario 2 (con AP + HII) un porcentaje ligeramente mayor con el algoritmo ABF [Anfibios: escenario 2 ABF 36,32%, CAZ 32,57%; escenario 3 ABF 35,95%, CAZ 33,10%]. Los porcentajes de protección para anfibios



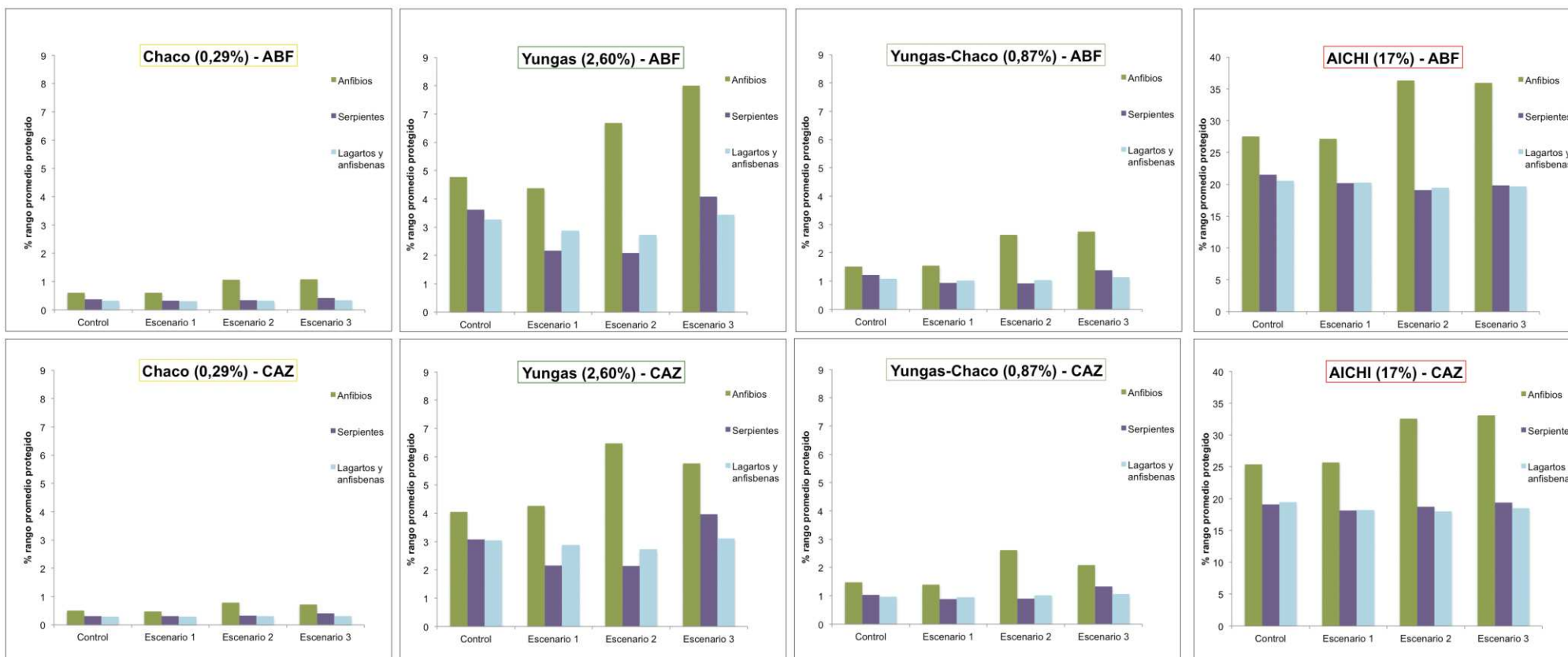
fueron casi el doble en comparación con los otros dos grupos cuyos valores fueron similares entre sí. Además, considerando el objetivo de protección al 17%, las áreas prioritarias identificadas en el escenario más realista (escenario 2), mostraron patrones espaciales en general consistentes para ambos algoritmos y ligeramente diferentes a los del escenario 3 (Figura 25).



**Figura 23.** Bosques nativos de Salta y Jujuy y porcentaje de protección en las ecorregiones de Yungas, Chaco y zonas de transición Yungas-Chaco.



**Figura 24.** Curvas de rendimiento de las soluciones de priorización espacial para (a) Anfibios, (b) Serpientes y (c) Lagartos y anfibenas considerando ambas reglas de eliminación de pérdida marginal ABF y CAZ. Cada línea representa un escenario que muestra la proporción de paisaje protegido y su rango promedio de especies protegidas correspondiente. Las líneas verticales representan la proporción actual del paisaje protegido en las actuales AP (3,76%), la proporción de las Yungas protegidas con las actuales AP (2,60%), la proporción del Chaco protegido con las actuales AP (0,29%), la proporción del áreas con Yungas-Chaco protegidas con las actuales AP (0,87%)y el objetivo recomendado de AICHI (17%).



**Figura 25.** Porcentaje del rango promedio protegido de cada grupo focal (anfibios-serpientes-lagartos+anfisbenas) en los diferentes escenarios de priorización con un porcentaje de protección del paisaje del 0,29%(Chaco), 2,60%(Yungas), 0,87%(Yungas-Chaco) y 17% (objetivo AICHI). Se presentan los resultados tanto para el algoritmo de remoción de celdas ABF como para CAZ.

## **11. DISCUSIÓN DE RESULTADOS Y CONCLUSIONES**

Este es uno de los primeros trabajos sobre herpetofauna de los bosques nativos (Yungas-Chaco) de las provincias de Salta y Jujuy que evalúa cómo la influencia humana (HII) afecta la distribución de las APC teniendo en cuenta la representatividad de la distribución de estas especies en el sistema actual de AP y en el OTBN. Además, mediante métodos de optimización cuantitativos, esta priorización espacial ha permitido identificar áreas que no solo complementan el sistema actual de AP, sino que también son relevantes para la conectividad entre los sectores norte y centro de las Yungas, para sitios de transición Yungas-Chaco y el sector centro del Chaco. Este trabajo es importante debido a la creciente declinación de anfibios y reptiles a nivel global y regional como resultado de la expansión de la frontera agrícola, la transformación del hábitat y el cambio climático.

A continuación, se discutirán algunos de los resultados claves tales como los vacíos de información, el valor potencialmente limitado del sistema actual de AP para conservar sitios de alto valor de priorización para los anfibios y reptiles, el OTBN y los sitios que favorecerían la conectividad de los bosques de Yungas y Chaco de las provincias de Salta y Jujuy.

### **11.1. Deforestación, transformación del paisaje y vacíos de información**

En Argentina, los bosques nativos están siendo amenazados debido a la transformación acelerada de la tierra para la producción agropecuaria [146–149]. En las últimas cuatro décadas, el bosque seco del Chaco se redujo un 15% (~117.380 km<sup>2</sup>) principalmente debido a la deforestación producto de un aumento global en la demanda y los precios de la soja y un incremento de la precipitación anual en la región [65,146,150]. Si bien existen zonas que no han sido transformadas, dichas áreas presentan algún grado de disturbio como incendios, tala, introducción de especies invasoras, entre otros. A su vez, es alarmante el escaso porcentaje de bosque nativo preservado bajo alguna categoría de protección. En Argentina, del total de Chaco seco, solo un 1,69% está siendo protegido correspondiendo un 0,29% a las provincias de Salta y Jujuy. Las zonas de transición entre Yungas y Chaco, claves en estos sistemas ecológicos debido a su mayor composición faunística y florística, presentan solo una protección del 0,87%. En cuanto a las Yungas, si bien presentan una mayor proporción de AP (2,60% de la ecorregión protegida en Salta y Jujuy) en comparación con el Chaco, el 75% de la selva pedemontana ha sido transformado en campos agrícolas y de uso ganadero [56]. También es alarmante la deforestación en áreas de contacto de las Yungas con el bosque chaqueño disminuyendo notablemente la conectividad entre estas dos ecorregiones [151]. Es en este escenario de

cambio acelerado, donde se resalta la necesidad de dirigir los esfuerzos hacia la planificación de la conservación para lograr una compensación entre conservación y desarrollo económico.

Uno de los principales factores que dificultan la identificación de APC para la herpetofauna de los bosques nativos de Salta y Jujuy, es la limitada información sobre las distribuciones de muchas especies en los bosques nativos. Nuestros resultados muestran que más del 64% del área de estudio no presenta registros para ninguno de los grupos, siendo los anfibios los que presentaron una mayor cantidad de celdas con registros (15,28%) concentrados principalmente en AP de las Yungas y zonas aledañas a rutas nacionales y provinciales del Chaco seco. Esto puede deberse a la mayor diversidad de anfibios en estos bosques [80] y a que existen en la zona grupos de investigación fuertemente abocados a su estudio y conservación. En el último plan de conservación para anfibios de Argentina se enfatizó la necesidad de realizar investigaciones exhaustivas y un monitoreo a largo plazo de numerosas especies [103]. Esto no ocurre con los otros dos grupos, en especial con lagartos que, si bien tienen menor diversidad de especies en estos bosques, tuvieron numerosos vacíos de información tanto en Yungas como en Chaco. Además que la gran mayoría de los vacíos para los tres grupos esté presente en zonas amarillas (categoría II) y verdes (categoría III) del actual OTBN, se debe a que la herpetofauna no fue considerada al momento de establecer la zonificación del territorio. A su vez, la existencia de grandes vacíos de información, dificulta poder evaluar cómo afecta la deforestación y la expansión de la frontera agrícola al funcionamiento de los ecosistemas y su biodiversidad [41,90,152,153].

### **11.2. Modelos de distribución de especies y el rol de las AP para la conservación de la herpetofauna**

En este escenario caracterizado por la transformación y la falta de información, es donde el uso de MDE se ha convertido en una herramienta valiosa en la planificación de la conservación. Los MDE se han utilizado ampliamente y son particularmente útiles en áreas con pocos registros o donde existe pérdida y transformación del hábitat proporcionando así información relevante para la evaluación y gestión de su conservación [154,155]. Andrade-Díaz et al. [154], utilizando MDE, encontraron que el aumento en las tasas de deforestación en el Chaco seco argentino en las últimas cuatro décadas resultó en una disminución desproporcionada en las distribuciones de casi todas las especies de serpientes endémicas. Sin embargo, no todas las especies respondieron de manera similar a la pérdida y degradación de los bosques. Por ejemplo, las serpientes generalistas, como *Erythrolamprus sagittifer modestus*, *Phimophis vittatus* y *Xenodon pulcher*, que toleran una amplia gama de condiciones bioclimáticas, pueden adaptarse mejor a ambientes transformados y degradados [156,157]. En

contraste, especies especializadas de serpientes, como *Boa constrictor occidentalis* y *Epicrates alvarezi*, con condiciones bioclimáticas más restringidas son más vulnerables a los cambios en las condiciones del hábitat [157]. Por lo tanto, si bien en el presente trabajo no se pudo considerar las particularidades de cada una de las especies, es importante considerar su historia natural en la planificación de la conservación.

El sistema actual de AP de los bosques nativos de las provincias de Salta y Jujuy es probablemente inadecuado para la protección a largo plazo de la mayoría de las especies aquí estudiadas. Luego de cuantificar el área (km<sup>2</sup>) ocupada por las distribuciones modeladas, se obtuvo que en general todos los grupos están poco representados en las AP. En estas provincias solo el 0,29% del bosque chaqueño está actualmente bajo protección, representando en promedio un 0,64% de la distribución potencial de las especies principalmente distribuidas en el Chaco. En cuanto a las especies ampliamente distribuidas tanto en Yungas como en Chaco, el sistema actual de AP representó en promedio un 3,27% de las distribuciones predichas. Además, si bien el porcentaje de bosque protegido en las Yungas (2,60% Salta y Jujuy) es aproximadamente nueve veces más que el porcentaje de bosque chaqueño protegido (0,29% Salta y Jujuy), en promedio un 11,49% de la distribución predicha de anfibios estaría siendo protegida. La superficie protegida de cada bosque está relacionada con el potencial productivo de cada región, es por esto que, si bien las Yungas ocupan una menor área en comparación con el Chaco, la protección del bosque chaqueño es menor ya que esta región favorece el desarrollo de la industria agropecuaria. La diferencia en la cantidad y extensión del sistema actual de AP en los bosques nativos, refleja la falta de criterios biológicos a la hora de la creación de AP. Estos resultados son consistentes con estudios a nivel global, donde en el caso de los anfibios, uno de los grupos más amenazados [158,159], las AP son ineficiente para su protección [158,160–162]. Además, estudios que han analizado el papel de las AP en la protección de otros grupos de vertebrados en el bosque del Chaco también tienen obtuvieron el mismo patrón. Por ejemplo, un estudio para 63 especies de vertebrados (21 anfibios, 20 mamíferos y 22 aves) con al menos el 70% de sus distribuciones dentro del Gran Chaco, encontró que las AP actuales representan en promedio el 9% de la distribución total de especies endémicas [163].

En cuanto a las particularidades de cada uno de los grupos, la representatividad de los anfibios distribuidos principalmente en las Yungas y Chaco, fluctuó entre valores de 1,74%-6,38%, siendo *Pithecopus azureus* la especie menos representada con una categoría de conservación según la UICN de DD (datos insuficientes) lo que implica mayor riesgo frente a la falta de acciones de conservación. Por otra parte, si bien *Leptodactylus gracilis* fue la especie

más representada en el sistema de AP, es una de las especies con menor distribución potencial en los bosques nativos de Salta y Jujuy. En cuanto a las especies principalmente distribuidas en el Chaco, todas las especies estuvieron poco representadas con valores por debajo de 0,76%. *Leptodactylus laticeps* categorizada tanto por la UICN como por la categorización nacional como NT y VU, tuvo una representación sólo del 0,64% de su distribución potencial. Por último, como ya se mencionó más arriba, las Yungas presentan un mayor porcentaje de superficie protegida que se ve reflejado en una mayor representatividad de las especies endémicas y características de este bosque con valores fluctuando entre 15,54%-9,36%. Pese a que este bosque tiene mayores porcentajes de protección en las provincias estudiadas, las especies de anfibios aquí presentes están incluidas en categorías de amenazas, según UICN y la categorización nacional, como DD (datos insuficientes), VU (vulnerable), NT (casi amenazada). En este trabajo, debido a que se obtuvieron pocos registros únicos distanciados al menos 5 km entre si no se modeló la distribución de otras especies endémicas de anfibios (ej. género *Gastrotheca*) con categorías de conservación de mayor riesgo como EP (en peligro). En cuanto a las serpientes, la mitad de las 28 especies aquí estudiadas no están categorizadas por la UICN. La representatividad de las especies ampliamente distribuidas en Yungas-Chaco, fluctuó entre valores de 0,74% y 6,40%, siendo las especies amenazadas *E. striatula* junto con *P. aestiva* las especies que menor distribución potencial ocuparon en los bosques de Salta y Jujuy. En cuanto a especies amenazadas e insuficientemente conocidas principalmente distribuidas en el Chaco, tales como *B. constrictor occidentalis*, *E. alvarezii*, *P. baroni*, *P. vittatus*, tuvieron una representatividad promedio del 0,83% de su distribución potencial. Por último, la representatividad de lagartos y anfisbenas en el sistema de AP obtuvo valores entre 0,59% y 6,99%, con un total de 8 especies sin categorizar por la UICN y 6 especies con categorías de VU, NT y IC (insuficientemente conocida) representadas en promedio aproximadamente un 3% de su distribución.

Si bien en este trabajo no se compararon los valores de idoneidad dentro y fuera de las AP, un estudio hecho con serpientes endémicas del Chaco encontró que las AP generalmente contenían valores de idoneidad más bajos en comparación con las áreas fuera de ellas [154]. Por lo tanto, las AP actuales no solo proporcionarían una protección espacial muy limitada para estos grupos, sino que también podrían proteger hábitats de condiciones bioclimáticas aparentemente menos óptimas. Por otra parte, cabe destacar la falta de categorización de numerosas especies y/o las especies categorizadas como DD/IC. En el caso de anfibios, a nivel global y a pesar de las amenazas actuales, más del 40% de las especies está categorizado

como DD, siendo poco estudiados e ignorando su rol en la planificación de la conservación [164,165].

### 11.3. Priorizaciones espaciales y el sistema actual de AP

Los análisis de priorización realizados en este estudio fueron consistentes al identificar como áreas de alta prioridad de conservación: (1) los sectores norte y centro de las Yungas y (2) el noreste y centro del Chaco seco. El sur del Chaco salteño, donde el bosque está más degradado debido a las acciones antrópicas [148,166], presentó áreas con menores valores de priorización (Figura 19). Los escenarios de las priorizaciones variaron en función de que si incluían o no AP, si se consideraban las especies por igual o tenían un mayor valor según su estado de amenaza y si se incluía o no información sobre el uso actual de la tierra (en este estudio medido como el Índice de Huella Humana-HII). **El uso de la HII presentó como ventaja que se pudo determinar áreas con menor impacto humano, es decir áreas con mejor estado de conservación para las especies estudiadas, y al mismo tiempo, se pudieron identificar áreas con amenazas debido al estar próximas a disturbios humanos (cultivos, urbanización, rutas, etc.) [151].** Además, la forma en que se seleccionaron las áreas para cada escenario fue de dos maneras: (1) conservando una mayor proporción promedio de las distribuciones de los grupos focales, es decir las celdas con muchas características tuvieron mayor valor de conservación y fueron retenidas hasta el final del procedimiento de remoción (ABF) y (2) dando mayor importancia a las áreas con especies raras y/o altamente ponderadas (CAZ) [22,29,138].

Luego de comparar ambos resultados, para todos los grupos en el escenario control, las áreas de alto valor de conservación estuvieron ubicadas principalmente en el sector norte de las Yungas, sector centro de las Yungas (serranías de Santa Bárbara) y sector norte-centro del Chaco. Para anfibios se obtuvieron áreas que conectaban las áreas del norte y centro de las Yungas, con las áreas del norte del Chaco; para serpientes al igual que lagartos, en el control, las áreas con mayor valor fueron aquellas en el sector centro y sur de las Yungas, zonas de transición con el bosque chaqueño y áreas en el norte-centro del Chaco. Para los reptiles, las APC fueron menos extensas y estuvieron localizadas más al sur del área de estudio probablemente debido a que estas especies tienen distribuciones más amplias [76,77] y, en comparación con anfibios, presentan menor diversidad de especies [163,167]. Es por esto, que Nori et al. [168] recuperaron una mayor cantidad de APC en la ecorregión de la Puna donde existe gran diversidad de especies de lagartos de distribuciones restringidas a zonas de mayor altitud [76,154,169]. En general, este escenario resalta la importancia de cuáles son las áreas de mayor valor de conservación para la herpetofauna independientemente de las AP y del impacto humano en los bosques. Además, al comparar los mapas del escenario control con los



tres escenarios alternativos (Figura 17), la priorización reveló que el sistema actual de AP del Chaco no contienen las áreas más adecuadas para los grupos focales mientras que las AP de las Yungas solo contienen parte de las áreas prioritarias de los anfibios.

El escenario más realista para sacar conclusiones y guiar la planificación de conservación es el escenario 2, que incluyó especies pesadas por su categoría de amenaza + AP + HII. Este escenario resulta en la solución más realista para los tres grupos al seleccionar áreas bien conservadas de los bosques nativos de Yungas y Chaco [170,171]. A su vez, estos resultados coinciden con los obtenidos cuando se consideró como grupo focal a las especies de serpientes endémicas del Chaco seco argentino [154]; **y cuando se seleccionaron APC para siete especies focales de mamíferos, aves y plantas amenazados o casi amenazadas de las Yungas australes [151,171].** Como particularidades se pueden destacar que, tanto en las Yungas como en el Chaco seco, se identificaron áreas prioritarias asociadas a las zonas de humedales o llanuras aluviales de los principales ríos de la región Pilcomayo, Bermejo y Salado. Estas áreas son zonas de alto valor de conservación para los tres grupos debido a que durante la última década no estuvieron afectadas por actividades antrópicas (es decir, abandono del campo agrícola, forestación, etc.) correspondiendo así a suelos no agrícolas [170]. En el Chaco, las áreas del norte y centro corresponden a áreas con un bajo grado de transformaciones ocupadas por bosques secos, matorrales, pastizales y vegetación de llanuras aluviales. Estas áreas son utilizadas por criollos y comunidades indígenas para la agricultura de subsistencia, la producción ganadera, la caza y la recolección [170]. Las áreas del sur del Chaco, corresponden a áreas con la mayor expansión de la agricultura en los últimos 30 años. La expansión agrícola ocupó las zonas con las mejores condiciones ambientales, concentrándose principalmente en la porción sureste de los bosques nativos Chaco y noreste de las Yungas [170,172]. De las priorizaciones obtenidas para las Yungas, la gran mayoría estuvo localizada en bosques considerados por Martinuzzi et al. [171] como de mediano valor de conservación; mientras que sólo para los reptiles también se recuperaron áreas en bosques de bajo valor de conservación.

La adecuación o eficiencia de las AP actuales para la conservación de los grupos focales se destaca al comparar la selección de áreas prioritarias entre los escenarios 2 y 3 (Figura 18). Si bien la selección está limitada a complementar las AP en el escenario 2 (es decir, se agrega áreas a las AP existentes), no existe tal restricción en el escenario 3. Como consecuencia, hay menos superposición de áreas prioritarias con las AP actuales en el escenario 3. Esto probablemente ocurre debido a que los valores de idoneidad más bajos se encuentran dentro de las AP, como ocurrió para las especies de serpientes endémicas del Chaco seco argentino [154], y al impacto humano existente en el sistema actual de AP. La complementariedad de las

AP, en ambas regiones, es crucial debido a que las áreas vecinas están altamente fragmentadas y transformadas, lo que afecta indirectamente a las poblaciones de los tres grupos dentro de las AP [77,80]. Por otro lado, estas áreas son relevantes para la búsqueda/monitoreo y redescubrimiento de especies. Según esto, el gobierno argentino en conjunto con los gobiernos provinciales, deberían invertir recursos económicos para trabajar en el fortalecimiento de los planes de acción y la gestión de las AP. Por lo tanto, estos resultados resaltan la necesidad de no sólo conservar las AP existentes sino también expandir las AP actuales para complementar y actualizar las políticas ambientales.

Por último, cuando se compararon las curvas de rendimiento de los diferentes escenarios (Figura 24 y 25), la eficiencia del sistema actual de AP consideró, en promedio, sólo una pequeña porción de la distribución de los grupos focales, siendo los anfibios los que presentaron una mayor protección en las priorizaciones (escenario 2: 9,07% ABF; 7,57% CAZ – escenario 3: 11,09% ABF; 7,99% CAZ). Como ya se mencionó arriba, esto puede deberse a que principalmente a que (1) las Yungas, a diferencia del Chaco, tienen mayor porcentaje protegido en comparación al área ocupada por esta región; (2) anfibios es un grupo muy diverso con especies categorizadas con algún grado de amenaza y con distribuciones más restringidas; y (3) tienen menor número de vacíos de información, en comparación con serpientes y lagartos. Además, en el escenario 3, al liberar la restricción de las AP en la selección de APC, aumentó la sensibilidad a las reglas de selección (ABF y CAZ) aunque hubo un consenso considerable entre los dos algoritmos (Figura 19). Cuando se incorporaron los objetivos de AICHI del 17% para la protección de la tierra, hubo un aumento significativo en el rango de distribución protegido para todos los grupos en todos los escenarios de priorización. Este aumento puede deberse a que las AP actuales son insuficientes para la protección de la mayoría de las especies aquí estudiadas.

#### **11.4. Conectividad dentro y entre regiones**

Con diferentes porcentajes de priorización (10% y 17%) se pudieron identificar zonas importantes para la conectividad dentro y entre ecorregiones. En el consenso de ABF y CAZ, con una priorización del 10% sólo se recuperaron zonas que podrían favorecer la conectividad entre las AP actuales de los sectores norte de las Yungas y centro del Chaco (Figura 20). Sin embargo, a medida que se aumentó el porcentaje de priorización a un 17%, se recuperaron tres sectores relevantes que favorecerían a la conectividad: (sector Norte) en el norte de las Yungas, estas áreas están conectando dos núcleos importantes como son el (1) PN Baritú, PP Laguna Pintascayo y PN Calilegua, (2) PN Calilegua con RM Serranías de Zapla y (3) áreas entre RP Acambuco y Piarfon; (sector centro) en el centro de las Yungas, abarcando (1) parte de la

Serranía de Santa Bárbara conectando el PN El Rey y la RP Las Lancitas y, en el Chaco, conectando (2) RP Los Palmares y RP Dragones; (sector sur) en la parte del sur de las Yungas y transición con Chaco en las Serranías del sur de la provincia de Salta. Actualmente si bien las áreas entre el PN Baritú y el PN Calilegua presentan valores medios de huella humana y buen estado de conservación de los bosques, existe evidencia de sitios transformados por lo que es urgente la necesidad de desarrollar estrategias de conservación y restauración a corto y mediano plazo [151]. También, son relevantes los sitios en el norte del PN Baritú que se caracterizan por favorecer el corredor internacional Baritú (Argentina) -Tariquia (Bolivia).

En general, en las Yungas, las áreas en el sector norte, coincidieron en parte con el mapa de conectividad de Rivera et al. [151], abarcando la continuidad de las Serranías de Las Pavas hacia Bolivia, y la parte central del bloque más extenso y continuo de Yungas entre el PN Baritú y el PN Calilegua. En el sector central, las áreas obtenidas coincidieron con la sierra de Santa Bárbara y el sector sur con los bosques entre las serranías del Sur de la provincia de Salta [151].

En cuanto a la conectividad entre regiones, las áreas en la Serranía de Santa Bárbara son muy importantes debido a la conexión entre las zonas de transición de Yungas y el bosque seco del Chaco. Estas zonas de transición con el bosque pedemontano pueden servir como corredores para conectar parches de bosque nativo de los bosques secos del Chaco occidental y de las Yungas. Actualmente, debido a la expansión agrícola, la conexión entre Yungas-Chaco se ha reducido de 1.035 km a solo 162 km [54,59,173] y, como consecuencia, esta zona de transición está muy amenazada [56,174].

### **11.5. Priorizaciones y el Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos**

Mediante el solapamiento de la red de APC (consenso ABF-CAZ para el escenario 2) con los mapas actuales de OTBN (Figura 21), se obtuvo que la categoría I (rojo) protege la menor porción del rango de distribución potencial de todos los grupos focales. Además, si bien esta categoría presenta bosques de alto valor de conservación, debido a su proximidad a sitios con actividades antrópicas, estos bosques estarían siendo amenazados [171]. En todos los porcentajes de priorización, la categoría II (amarilla) [5%: 35,03%; 10%: 61,95%; 17%: 70,41%] fue la que incluyó la mayor proporción del rango de distribución de las especies. Esta categoría si bien no permite desmontes, permite el uso sustentable del bosque (aprovechamiento forestal y ganadero). El problema con esta categoría es que no existe una regulación de las actividades permitidas por la ley de bosques ni guías de manejo sustentable [171] afectando así negativamente a los ecosistemas y su diversidad asociada [175,176]. Además, las recategorizaciones de amarillo a verde, principalmente en la provincia de Salta, fueron

aprobadas sin considerar la fragmentación del paisaje y el efecto que podría ocasionar en las poblaciones de numerosas especies. Si a esto se le suma, la falta de información proveniente de líneas de base de biodiversidad y/o monitoreos a largo plazo para registrar el estado de conservación del bosque, la situación es aún más complicada. Por último, la categoría III (verde), incluyó bajas proporciones del rango de distribución de las especies. Esto puede deberse principalmente a que estos sitios contienen bosques con bajos valores de conservación producto de un fuerte impacto de la huella humana.

Además, es notable resaltar la incongruencia entre las categorizaciones de los diferentes ordenamientos territoriales en la mayoría de las provincias [177,178]. En los mapas del OTBN de Jujuy y Salta es evidente la falta de criterio consensuado al momento de la categorización de los bosques nativos presentes en estas provincias. Esta falta de criterio, repercute en el estado de conservación de los bosques, que perteneciendo a una misma región estarían más protegidos de un lado del límite político de una provincia y menos protegidos del otro.

Finalmente, siguiendo las recomendaciones dadas por Martinuzzi et al. [171], es clave (1) la colaboración y unificación de criterios entre provincias e incluso entre países para lograr la conservación integral de los bosques a largo plazo, (2) aumentar la superficie protegida por la categoría I, mediante el uso de pagos o compensaciones por el mantenimiento de los bosques con alto valor de conservación, (3) la restauración de las selva pedemontana y las zonas de transición Yungas-Chaco con el objetivo de favorecer la conectividad entre ecorregiones y (4) incluir la mayor cantidad de taxa y ambientes en la próxima revisión y actualización de los OTBN.

#### **11.6. Limitaciones y futuros trabajos**

Los resultados obtenidos, si bien identifican áreas con vacíos de información y áreas con alto valor de conservación, tienen algunas limitaciones. Al igual que otros estudios que han aplicado MDE, los modelos son sensibles a diferentes sesgos tales como (1) la falta de datos para algunas especies, (2) el sesgo geográfico de los datos y (3) la falta de ausencias verdaderas [121,124,130]. En este enfoque, para disminuir el efecto de estos problemas, se evaluó cada modelo según los parámetros y el multiplicador de regularización con el objetivo de reducir la complejidad del modelo y mejorar su rendimiento.

También, si bien se obtuvieron áreas que favorecerían la conectividad de los bosques, ese análisis fue exclusivamente espacial y no se tuvo en cuenta la conectividad funcional para cada uno de los grupos. Por lo tanto, sería necesario realizar estudios de conectividad funcional y estructural a una escala más fina para así tener una mejor comprensión de la conectividad en estos bosques.

Por otra parte, si bien en este estudio no se incluyó el cambio climático (CCG) considerado junto con la transformación del hábitat, como uno de los principales factores de pérdida y declinación de poblaciones y especies de anfibios y reptiles a nivel global [75], en futuros estudios se considerarán posibles escenarios de CCG para identificar APC [179,180]. Siguiendo esto, cabe destacar que Nori et al. [168] propusieron que cuando se considera la sensibilidad diferencial de 12 especies de reptiles del noroeste argentino al CCG, la región de las Yungas es la segunda en prioridad de conservación seguida luego del Chaco. Esto hace que las priorizaciones obtenidas en este trabajo sean aún más relevantes en el proceso de la planificación para la conservación del territorio. Por último, debido a que en escasas oportunidades se han aplicado enfoques de planificación sistemática de la conservación en el área de estudio, se proyecta plantear un modelo de análisis a ser aplicado a mayor variedad de taxa de flora y fauna, que representen más adecuadamente los patrones generales de biodiversidad.

#### **11.7. Consideraciones Finales**

El Chaco es uno de los ecosistemas más amenazados del mundo, con una alta tasa de deforestación y fragmentación [29], y las Yungas son consideradas un hotspot de la biodiversidad con numerosas amenazas antrópicas [51]. El patrón espacial de la actividad humana es un factor relevante en la planificación de la conservación. Con el aumento de la actividad humana, las posibilidades de conservar adecuadamente la biodiversidad están disminuyendo [181]. Sin embargo, este enfoque de priorización espacial demuestra que todavía es posible complementar la red actual de AP y promover la conectividad del hábitat. Estos resultados, identifican prioridades espaciales que minimizan los conflictos con las actividades humanas, un tema clave en estas ecorregiones amenazadas por la rápida transformación de las áreas naturales debido al avance de la frontera agrícola. La situación actual del bosque del Chaco en Bolivia y especialmente en Paraguay es bastante similar a la de Argentina [29,147], por lo que se necesita con urgencia un trabajo colaborativo entre países para complementar las AP existentes y generar planes integrales para expandir y conectar áreas prioritarias en toda la región.

#### **11.8. Conclusiones**

- Existen numerosos vacíos de información en el área de estudio para las especies de los tres grupos focales. Estos vacíos están principalmente ubicados en el Chaco, donde las AP son extremadamente escasas y en sitios con categorizaciones amarillas (II) y verdes (III) del OTBN.

- Las AP en los bosques nativos de las provincias de Salta y Jujuy son inadecuadas para proteger la herpetofauna. Esto no es sorprendente dado que la información sobre biodiversidad y hábitat no se utilizó en la creación de las AP.
- La creciente transformación y fragmentación de los bosques sin haber planificado una red de áreas protegidas que maximicen la conservación de la biodiversidad sumado a los programas de gestión débiles o inexistentes y la falta de protección real por parte del OTBN, reduce aún más el valor de conservación del actual sistema de AP.
- Es notable la cantidad de especies que no han sido categorizadas por la UICN o pertenecen a la categoría de DD o IC debido a la falta de información acerca de su historia natural y sus distribuciones. En esta tesis los análisis muestran que es de suma importancia considerar la categorización al momento de la planificación ya que esto modifica los valores de los sitios prioritarios de conservación.
- En un escenario más realista, que incluyó las AP actuales y el cambio del uso del suelo (medido aquí como HII), las áreas de mayor valor de conservación para la herpetofauna estuvieron ubicadas en los sectores norte y centro de las Yungas y el centro-este del Chaco seco. Estos sitios se caracterizan por tener bosques en mejor estado de conservación.
- Con valores de priorización del 17% (objetivo AICHI) se recuperaron áreas que favorecerían a la conectividad dentro de la región de las Yungas, y de las Yungas con el Chaco seco.
- En general, los resultados destacan la urgencia de continuar trabajando en la planificación de la conservación para estos bosques, favoreciendo la complementariedad del sistema actual de AP y la conectividad dentro y entre regiones logrando así el uso efectivo de los recursos económicos para la conservación.
- Los anfibios y reptiles dentro de estas ecorregiones ocupan toda la diversidad de microhabitats posibles, existiendo especies fosoriales, terrestres, arborícolas, acuáticas. Por lo que, aún ante el desconocimiento de gran parte de la diversidad de muchos otros grupos de animales y plantas, la herpetofauna representa significativamente las regiones estudiadas; siendo este estudio una representación valiosa que puede inmediatamente aprovecharse en cualquier planeamiento para la conservación.
- Finalmente, debido a que estos grupos focales no han sido tenidos en cuenta a como objetivos de conservación en el OTBN, los patrones obtenidos en esta investigación contribuirían como insumo para que estos grupos sean tenidos por primera vez en

cuenta a la hora de realizar las actualizaciones del OTBN que deben realizarse cada 5 años según la ley lo dispone.

## 12. BIBLIOGRAFÍA

- [1] SL Maxwell, RA Fuller, TM Brooks, JEM Watson (2016) Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature* 536: 143–145. doi: 10.1038/536143a
- [2] CP Nadeau, MC Urban, JR Bridle (2017) Climates Past, Present, and Yet-to-Come Shape Climate Change Vulnerabilities. *Trends Ecol Evol* 32 (10): 786–800. doi:10.1016/j.tree.2017.07.012
- [3] OE Sala, D Van Vuuren, HM Pereira, D Lodge, J Alder, A Dobson, V Wolters, MA Xenopoulos (2005), Chapter 10 - Biodiversity across Scenarios, En: *Ecosystems and Human Well-being: Scenarios*, vol. 2, p. 375. doi:10.1890/080023
- [4] AF Bennett, DA Saunders (2010), Chapter 5 - Habitat fragmentation and landscape change, En: *Conservation Biology for All*, (Ed: NS Sodhi, PR Ehrlich), Oxford University press, New York, p. 88-106. doi:10.1093/acprof:oso/9780199554232.003.0006
- [5] F Baudron, KE Giller (2014) Agriculture and nature: Trouble and strife? *Biol Conserv* 170: 232–245. doi:10.1016/j.biocon.2013.12.009
- [6] WF Laurance, J Sayer, KG Cassman (2014) Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends Ecol Evol* 29 (2): 107–116. doi:10.1016/j.tree.2013.12.001
- [7] RL Pressey, IR Johnson, PD Wilson (1994) Shades of irreplaceability: Towards a measure of the contribution of sites to a reservation goal. *Biodivers Conserv* 3 (May 2014): 242–262. doi:10.1007/BF00055941
- [8] J Geldmann, MD Barnes, L Coad, M Hockings, N Burges (2013) Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing biodiversity and habitat loss. *Collab Environ Evid* (January): CEE 10-007.
- [9] R Primack, R Rozzi, P Feinsinger, R Dirzo, F Massardo (2001), *Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas latinoamericanas*, Fondo de Cultura Económica, Mexico DF, p. 797.
- [10] C Castaño-Urbe (2007), Diagnóstico y situación actual de las áreas protegidas en América Latina y el Caribe, En: *Inf Reg*, Bariloche, Argentina. doi:10.1515/pralin-2016-

0004.PBML

[11] D Garcia (2011) Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. *Ecosistemas* 20 (2): 1–10. doi:10.7818/18

[12] CR Groves, ET Game (2016), *Conservation planning: informed decisions for a healthier planet*, Roberts and company Publishers, Greenwood Village, Colorado, p. 579

[13] S Ferrier, M Drielsma, G Manion, G Watson (2002) Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity in northeast New South Wales . II . Community-level modelling. *Biodivers Conserv* 11: 2309–2338.

[14] CR Margules, RL Pressey (2000) Systematic conservation planning. *Nature* 405 (May): 243–253.

[15] AT Knight, A Driver, RM Cowling, K Maze, PG Desmet, AT Lombard, M Rouget, MA Botha, AF Boshoff, JG Castley, PS Goodman, K Mackinnon, SM Pierce, R Sims-Castley, WI Stewart, A Von Hase (2006) Designing systematic conservation assessments that promote effective implementation: Best practice from South Africa. *Conserv Biol* 20 (3): 739–750. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00452.x

[16] S Ferrier, BA Wintle (2009), Chapter 1 - Quantitative approaches to spatial conservation prioritization: matching the solution to the need, En: *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*, (Ed: A Moilanen, KA Wilson, H Possingham), Oxford University Press, p. 1–15.

[17] S Sarkar, P Iloldi-Range (2010) Systematic conservation planning: An updated protocol. *Nat a Conserv* 8 (1): 19–26. doi:10.4322/natcon.00801003

[18] B Bomhard, DM Richardson, JS Donaldson, GO Hughes, GF Midgley, DC Raimondo, AG Rebelo, M Rouget, W Thuiller (2005) Potential impacts of future land use and climate change on the Red List status of the Proteaceae in the Cape Floristic Region, South Africa. *Glob Chang Biol* 11 (9): 1452–1468. doi:10.1111/j.1365-2486.2005.00997.x

[19] A Balmford (2002), Selecting sites for conservation, En: *Conserving Bird Biodiversity General Principles and their Application*, (Ed: K Norris, D Pain), Cambridge University Press, Cambridge, RU; p. 74–104.

[20] L Ochoa-Ochoa, LB Vázquez, JN Urbina-Cardona, O Flores-Villela (2011), Priorización



de áreas para conservación de la herpetofauna utilizando diferentes métodos de selección, En: *Planeación para la conservación de la biodiversidad terrestre en México: retos en un país megadiverso*, (Ed: P Koleff, T Urquiza-Haas), Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México D.F., p. 89–109.

[21] S Pawar, MS Koo, C Kelley, F Ahmed (2007) Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: Priorities for amphibians and reptiles. *Biol Conserv* 136 (October 2018): 346–361. doi:10.1016/j.biocon.2006.12.012

[22] A Moilanen, FM Pouzols, L Meller, V Veach, A Arponen, J Leppänen, H Kujala (2014), Spatial conservation planning methods and software ZONATION. Version 4 User Manual. C-BIG Conservation Biology Informatics Group Department of Biosciences, University of Helsinki, Finland, p. 280.

[23] JE Watson, HS Grantham, KA Wilson, HP Possingham (2011), Systematic conservation planning: past, present and future, En: *Conservation biogeography*, (Ed: RJ Ladle, R Whittaker), Oxford Press, p. 136–160.

[24] AS Kukkala, A Arponen, L Maiorano, A Moilanen, W Thuiller, T Toivonen, L Zupan, L Brotons, M Cabeza (2016) Matches and mismatches between national and EU-wide priorities: Examining the Natura 2000 network in vertebrate species conservation. *Biol Conserv* 198: 193–201. doi:10.1016/j.biocon.2016.04.016

[25] FT Brum, CH Graham, GC Costa, SB Hedges, C Penone, VC Radeloff, C Rondinini, R Loyola, AD Davidson (2017) Global priorities for conservation across multiple dimensions of mammalian diversity. *Proc Natl Acad Sci* 114 (29): 7641–7646. doi:10.1073/pnas.1706461114

[26] J Soberón, AT Peterson (2005) Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodivers Informatics* 2: 1–10. doi:10.17161/bi.v2i0.4

[27] C Mota-Vargas, OR Rojas-Soto (2012) The importance of defining the geographic distribution of species for conservation: The case of the Bearded Wood-Partridge. *J Nat Conserv* 20 (1): 10–17. doi:10.1016/j.jnc.2011.07.002

[28] B V Li, SL Pimm (2016) China's endemic vertebrates sheltering under the protective umbrella of the giant panda. *Conserv Biol* 30 (2): 329–339. doi:10.1111/cobi.12618

[29] J Nori, R Torres, JN Lescano, JM Cordier, ME Periago, D Baldo (2016) Protected areas

and spatial conservation priorities for endemic vertebrates of the Gran Chaco, one of the most threatened ecoregions of the world. *Divers Distrib* 22 (12): 1212–1219. doi:10.1111/ddi.12497

[30] AT Peterson, AG Navarro-Sigüenza, A Gordillo (2018) Assumption-versus data-based approaches to summarizing species' ranges. *Conserv Biol* 32 (3): 568–575. doi:10.1111/cobi.12801

[31] T Peterson (2001) Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *Condor* 103: 599–605. doi:10.1650/0010-5422(2001)103[0599:PSGDBO]2.0.CO;2

[32] J Elith, CH Graham, RP Anderson, M Dudík, S Ferrier, A Guisan, RJ Hijmans, F Huettmann, JR Leathwick, A Lehmann, J Li, LG Lohmann, BA Loiselle, G Manion, C Moritz, M Nakamura, Y Nakazawa, JMcC Overton, AT Peterson, SJ Phillips, K Richardson, R Scachetti-Pereira, RE Schapire, J Soberón, S Williams, MS Wisz, NE Zimmermann (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography (Cop)* 29: 129–151. doi:10.1111/j.1432-1033.1987.tb13499.x

[33] MB Araújo, RA Garcia, B Naimi, C Rahbek, AM Barbosa, RP Anderson, CM Beale, CF Dormann, R Early, A Guisan, L Maiorano, RB O'Hara, NE Zimmermann (2019) Standards for distribution models in biodiversity assessments. *Sci Adv* 5 (1). doi:10.1126/sciadv.aat4858

[34] KH Redford, A Taber, JA Simonetti (1990) There Is More to Biodiversity than the Tropical Rain Forests. *Conserv Biol* 4 (3): 328–330. doi:doi:10.1111/j.1523-1739.1990.tb00296.x

[35] P Kareiva, M Marvier (2003) Conserving Biodiversity Coldspots: Recent calls to direct conservation world ' s funding to the hot spots advice may be bad investment biodiversity. *Am Sci* 91 (4): 344–351.

[36] JM Hoekstra, TM Boucher, TH Ricketts, C Roberts (2005) Confronting a biome crisis: Global disparities of habitat loss and protection. *Ecol Lett* 8 (1): 23–29. doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x

[37] M Cardillo, GM Mace, JL Gittleman, A Purvis (2006) Latent extinction risk and the future battlegrounds of mammal conservation. *Proc Natl Acad Sci* 103 (11): 4157–4161.

[38] G Baldi, S Schauman, M Texeira, S Marinaro, OA Martin, P Gandini, EG Jobbágy (2019) Nature representation in South American protected areas: country contrasts and conservation priorities. *PeerJ* 7:e7155: 1–23. doi:10.7717/peerj.7155

- [39] L Miles, AC Newton, RS DeFries, C Ravillious, I May, S Blyth, V Kapos, JE Gordon (2006) A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *J Biogeogr* 33 (3): 491–505. doi:10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x
- [40] AL Cabrera (1994), Regiones Fitogeográficas Argentinas, En: *Encicl Argentina Agric y Jard* Tomo II (Fasciculo 1), p. 1–85.
- [41] ME Periago, V Chillo, RA Ojeda (2015) Loss of mammalian species from the South American Gran Chaco: empty savanna syndrome? *Mamm Rev* 45 (2015): 41–53. doi:10.1111/mam.12031
- [42] CA Portillo-Quintero, GA Sánchez-Azofeifa (2010) Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biol Conserv* 143 (1): 144–155. doi:10.1016/j.biocon.2009.09.020
- [43] DA Prieto-Torres, J Nori, OR Rojas-Soto (2018) Identifying priority conservation areas for birds associated to endangered Neotropical dry forests. *Biol Conserv* 228 (December): 205–214. doi:10.1016/j.biocon.2018.10.025
- [44] BBN Strassburg, T Brooks, R Feltran-Barbieri, A Iribarrem, R Crouzeilles, R Loyola, EG Jobbágy, AE Latawiec, FJB Oliveira Filho, CAM De Scaramuzza, FR Scarano, B Soares-Filho, A Balmford (2017) Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat Ecol Evol* 1 (4): 13–15. doi:10.1038/s41559-017-0099
- [45] HD Eva, AS Belward, EE De Miranda, CM Di Bella, V Gond, O Huber, S Jones, M Sgrenzaroli, S Fritz (2004) A land cover map of South America. *Glob Chang Biol* 10 (5): 731–744. doi:10.1111/j.1529-8817.2003.00774.x
- [46] TM Aide, ML Clark, HR Grau, D López-Carr, MA Levy, D Redo, M Bonilla-Moheno, G Riner, MJ Andrade-Núñez, M Muñiz (2013) Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001-2010). *Biotropica* 45 (2): 262–271. doi:10.1111/j.1744-7429.2012.00908.x
- [47] L Ballesteros-Mejia, JS Lima, RG Collevatti (2018) Spatially-explicit analyses reveal the distribution of genetic diversity and plant conservation status in Cerrado biome. *Biodivers Conserv* (0123456789): 1–18. doi:10.1007/s10531-018-1588-9
- [48] E Dinerstein, DM Olsen, DJ Graham, AL Webster, SA Primm, MP Book-binder, G Ledec (1995), *A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean*, World Bank, WWF, Washington DC, USA

- [49] A Abril, P Bartfeld, EH Bucher (2005) The effect of fire and overgrazing disturbs on soil carbon balance in the Dry Chaco forest. *For Ecol Manage* 206 (1–3): 399–405. doi:10.1016/j.foreco.2004.11.014
- [50] JA Foley, R DeFries, GP Asner, C Barford, G Bonan, SR Carpenter, FS Chapin, MT Coe, GC Daily, HK Gibbs, JH Helkowski, T Holloway, EA Howard, CJ Kucharik, C Monfreda, JA Patz, IC Prentice, N Ramankutty, PK Snyder (2005) Global Consequences of Land Use. *Science* (80-) 309 (1): 570–574. doi:10.1126/science.1111772
- [51] N Myers, RA Mittermeier, CG Mittermeier, da FGA B., J Kent (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403 (February): 853–858.
- [52] AD Brown, S Pacheco, T Lomáscolo, L Malizia (2006), Ecorregión Yungas. Situación ambiental en los bosques andinos yungueños, En: *La situación ambiental argentina 2005*, (Ed: AD Brown, U Martínez Ortíz, M Acerbi, J Corcuera), Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina, p. 53–56.
- [53] LR Malizia, S Pacheco, BA Loiselle (2009), Árboles de valor forestal en las Yungas de la Alta Cuenca del Río Bermejo, En: *Selva Pedemontana de las Yungas: historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro Tucumán, Argentina*, (Ed: AD Brown, PG Blendinger, T Lomáscolo, P García Bes), Ediciones del Subtrópico, Fundación ProYungas, p. 105–120.
- [54] S Pacheco, LR Malizia, L Cayuela (2010) Effects of climate change on subtropical forests of South America. *Trop Conserv Sci* 3 (4): 423–437. doi:10.1177/194008291000300407
- [55] E Lavilla, H Heatwole (2010), Status of amphibian conservation and decline in Argentina. En: *Status of Decline of Amphibians: Western Hemisphere: Paraguay, Chile and Argentina*, (Ed: H Heatwole, CL Barrio-Amorós, JW Wilkinson), Surrey Beatty & Sons Pty Limited, Baulkham Hills, Australia; p. 30–78.
- [56] AD Brown, LR Malizia (2004) Las selvas pedemontanas de las Yungas: en el umbral de la extinción. *Ciencia hoy* 83: 52–63.
- [57] NI Gasparri, HR Grau (2009) Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007). *For Ecol Manage* 258 (6): 913–921. doi:10.1016/j.foreco.2009.02.024
- [58] LR Malizia, S Pacheco, C Blundo, AD Brown (2012) Caracterización altitudinal , uso y conservación de las Yungas Subtropicales de Argentina. *Ecosistemas* 21: 53–73.

- [59] S Pacheco, AD Brown (2006), La biodiversidad de la ecorregión de las Yungas ¿es sustentable a largo plazo?, En: *La Situación Ambiental Argentina 2005*, (Ed: AD Brown, U Martínez Ortiz, M Acerbi, J Corcuera), Ediciones del Subtrópico, Fundación ProYungas, p. 59–61.
- [60] MA Schmidt (2014) ( Des ) ordenamientos territoriales salteños . Una aproximación al contexto previo al Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos en la provincia de Salta. *Mundo Agrar* 15: 1–26.
- [61] J Krapovickas, JP Vilalta, BC López, P Paolasso (2010) Socio-environmental change in the Argentine Chaco Socio-environmental change in the Argentine Chaco. *Berlin Conf Hum Dimens Glob Environ Chang* (October): 2–25.
- [62] Ley Nacional N° 26.331: Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos. Sancionada el 28/11/2007. Promulgada el 19/12/2007 y publicada el 26/12/2007.
- [63] L Seghezzeo, JN Volante, JM Paruelo, DJ Somma, EC Buliubasich, HE Rodríguez, S Gagnon, M Hufty (2011) Native Forests and Agriculture in Salta ( Argentina ): Conflicting Visions of Development. *J Environ Dev* 20 (3): 251–277. doi:10.1177/1070496511416915
- [64] AD Brown, A Grau, TLN Gasparri (2002) Una estrategia de conservacion para las selvas subtropicales de montaña (Yungas) de argentina. *Ecotropicos* 15 (2): 1–13.
- [65] HR Grau, NI Gasparri, TM Aide (2005) Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environ Conserv* 32 (2): 140–148. doi:10.1017/S0376892905002092
- [66] D Somma, L Lizarraga, J Mosciaro, MC Morales Poclava, M Abdo, S Castrillo, JP Zamora, K Reynolds, J Ramos (2011), Una experiencia de Modelo Multicriterio para el Ordenamiento territorial en la Provincia de Salta, En: *Valoración de servicios ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*, (Ed: P Laterra, E Jobbagy, J Paruelo), Ediciones INTA, Buenos Aires, p. 409–440.
- [67] Ley Provincial N° 7543. Promulgada por Dcto. N° 5770 del 18/12/08 – Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos de la provincia de Salta. Publicado el día Lunes 26 de Enero de 2009 en el Boletín Oficial de Salta N° 18035.

[68] Decreto N° 2785 del día 30-06-2009 - Reglamentario de la Ley N° 7543 – Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos de la provincia de Salta. Publicado el 13 de Julio de 2009. Boletín Oficial de Salta N° 18144.

[69] Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable - SAyDS (2012) Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal - UMSEF. En: *Monitoreo de la Superficie de Bosque Nativo en el marco de la Ley N° 26.331. Período 2006-2011 - Regiones Parque Chaqueño, Selva Tucumano Boliviana y Selva Misionera*. Disponible en: [https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/\\_informe\\_sobre\\_el\\_estado\\_del\\_ambiente\\_2012.pdf](https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/_informe_sobre_el_estado_del_ambiente_2012.pdf)

[70] Decreto N° 2211 del día 28-05-2010 - Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos de la provincia de Salta: aprueba procedimiento para el análisis de proyectos a escala predial. Publicado el día Martes 01 de Junio de 2010. Boletín Oficial de Salta N° 1.

[71] Ley Provincial N° 5676 – Promulgada por Dcto. N° 7465-P-11 del 14/01/2011 - Plan de Ordenamiento Territorial Adaptativo para Áreas Boscosas de la Provincia de Jujuy. Publicado el 29 de Abril de 2011.

[72] Decreto N° 2187/2008 del día 26-11-2008 - Reglamentario de la Ley N° 5676 – Plan de Ordenamiento Territorial Adaptativo para Áreas Boscosas de la Provincia de Jujuy. Publicado el 02 de Febrero de 2009.

[73] D Karnosky, G Gielen, R Ceulemans, W Schlesinger, R Norby, E Oksanen, R Matyssek, GR Hendrey (2001), *Face systems for studying the impacts of greenhouse gases on forest ecosystems*, En: *The impact of carbon dioxide and other greenhouse gases on forest ecosystems*, (Ed: D Karnosky, G Scarascia-Mugnozza, R Ceulemans, J Innes), Wallingford CABI 2001, New York, p. 297-324.

[74] J Karr (2000), Health, integrity, and biological assessment: The importance of whole things, En: *Ecological Integrity: Integrating Environment, Conservation, and Health*, (Ed: D Pimentel, L Westra), Island Press, Washington, DC, p. 209–226.

[75] JW Gibbons, DE Scott, TJ Ryan, KA Buhlmann, TD Tuberville, BS Metts, JL Green, T Mills, Y Leuden, S Poppy, CT Winne (2000) The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians. *Bioscience* 50 (8): 653–666. doi:10.1641/0006-3568(2000)050[0653:TGDORD]2.0.CO;2

- [76] CS Abdala, JL Acosta, JC Acosta, BB Álvarez, LJ Avila, GM Blanco, M Bonino, JM Boretto, G Brancatelli, MF Breitman, MR Cabrera, S Cairo, V Corbalán, A Hernando, NR Iburgüengoytía, F Kacolis, A Laspiur, R Montero, M Morando, N Pelegrin, C Hernán, F Pérez, AS Quinteros, RV Semhan, ME Tedesco, L Vega, SM Zalba (2012) Categorización del estado de conservación de las lagartijas y anfibios de la República Argentina. *Cuad Herpetol* 26: 215–247.
- [77] AR Giraud, V Arzamendia, GP Bellini, CA Bessa, C Cinthia, G Cardozo, M Chiaraviglio, MB Costanzo, G Eduardo, VD Cola, DoDi Pietro, S Kretzschmar, S Palomas, J Nenda, PC Rivera, ME Rodríguez, GJ Scrocchi, JD Williams (2012) Categorización del estado de conservación de las Serpientes de la República Argentina. *Cuad Herpetol* 26 (Supl.1): 303–326.
- [78] B Young, K Lips, J Reaser, R Ibanez, A Salas, J Cedeño, LA Coloma, S Ron, E La Marca, JR Meyer, A Muñoz, F Bolaños, G Chavez, D Romo (2001) Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conserv Biol* 15: 1213–1223.
- [79] B Todd, T Luhring, B Rothermel, J Gibbons (2009) Effects of forest removal on amphibian migrations: implications for habitat and landscape connectivity. *J Appl Ecol* 46: 554–561.
- [80] M Vaira, M Akmentins, M Attademo, D Baldo, D Barrasso, S Barrionuevo, N Basso, B Blotto, S Cairo, R Cajade, J Céspedes, V Corbalán, P Chilote, M Duré, C Falcione, D Ferraro, FR Gutierrez, M Ingaramo, C Junges, R Lajmanovich, JN Lescano, F Marangoni, L Martnazzo, R Martí, L Moreno, GS Natale, JM Pérez Iglesias, P Peltzer, L Quiroga, S Rosset, E Sanabria, L Sánchez, E Schaefer, C Úbeda, V Zaracho (2012) Categorización del estado de conservación de los anfibios de la República Argentina. *Cuad Herpetol* 26: 131–159.
- [81] H jr Welsh, L Ollivier (1998) Stream Amphibians as Indicators of Ecosystem Stress: a case study from californix redwoods. *Ecol Appl* 8 (4): 1118–1132.
- [82] C Ubeda, D Grigera (2003) Analisis de la evaluación más reciente del estado de conservación de los anfibios y reptiles de Argentina. *Gayana* 67 (1): 97–113.
- [83] D Skole, C Tucker (1993) Tropical Deforestation and Habitat Fragmentation in the Amazon: Satellite Data From 1978 to 1988. *Science* (80) 260 (June): 1905–1910.
- [84] RA Houghton (2003) Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850-2000. *Tellus, Ser B Chem*

*Phys Meteorol* 55 (2): 378–390. doi:10.1034/j.1600-0889.2003.01450.x

[85] RG Collevatti, MS Lima-Ribeiro, JAF Diniz-Filho, G Oliveira, R Dobrovolski, LC Terribile (2013) Stability of Brazilian Seasonally Dry Forests under Climate Change: Inferences for Long-Term Conservation. *Am J Plant Sci* 04 (04): 792–805. doi:10.4236/ajps.2013.44098

[86] DA Prieto-Torres, AG Navarro-Sigüenza, D Santiago-Alarcon, OR Rojas-Soto (2016) Response of the endangered tropical dry forests to climate change and the role of Mexican Protected Areas for their conservation. *Glob Chang Biol* 22 (1): 364–379. doi:10.1111/gcb.13090

[87] J Hidasi-Neto, DC Joner, F Resende, L de M Monteiro, FV Faleiro, RD Loyola, et al. (2019) Climate change will drive mammal species loss and biotic homogenization in the Cerrado Biodiversity Hotspot. *Perspect Ecol Conserv* 17 (2): 57–63. doi:10.1016/j.pecon.2019.02.001

[88] V Corbalán, MF Tognelli, JA Scolaro, SA Roig-juñent (2011) Lizards as conservation targets in Argentinean Patagonia. *J Nat Conserv* 19: 60–67. doi:10.1016/j.jnc.2010.05.004

[89] A Jiménez-Valverde, JM Lobo (2007) Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either–or presence–absence. *Acta oecologica* 31: 361–369. doi:10.1016/j.actao.2007.02.001

[90] R Torres, NI Gasparri, PG Blendinger, HR Grau (2014) Land-use and land-cover effects on regional biodiversity distribution in a subtropical dry forest: a hierarchical integrative multi-taxa study. *Reg Environ Chang* 14 (4): 1549–1561. doi:10.1007/s10113-014-0604-1

[91] RG Medina, ML Ponssa, E Aráoz (2016) Environmental, land cover and land use constraints on the distributional patterns of anurans: *Leptodactylus* species (Anura, Leptodactylidae) from Dry Chaco. *PeerJ* 4: e2605. doi:10.7717/peerj.2605

[92] F Naggs (2007) Saving living diversity in the face of the unstoppable 6th mass extinction: A call for urgent international action. *Popul Sustain* 1 (2): 67–81.

[93] AD Brown, S Pacheco (2006), Propuesta de actualización del mapa ecorregional de la Argentina, En: *La Situación Ambiental Argentina 2005*, (Ed: A Brown, U Martínez Ortiz, M Acerbi, J Corcuera), Fundación Vida Silvestre, Argentina, p. 28–31.

[94] Anónimo (2009) Plan de ordenamiento territorial de las áreas boscosas de la provincia de Salta. Documento técnico.



- [95] A Tálamo, SM Caziani (2003) Variation in woody vegetation among sites with different disturbance histories in the Argentine Chaco. *For Ecol Manage* 184 (1–3): 79–92. doi:10.1016/S0378-1127(03)00150-6
- [96] S Caziani, C Trucco, P Perovic, A Talamo, E Derlindati, J Adámoli, F Lobo, M Fabrezi, M Srur, V Quiroga, M Martinez Oliver (2003), Línea de Base y Programa de Monitoreo de Biodiversidad del Parque Nacional Copo, En: *Proyecto de Conservación de la Biodiversidad-BIRF/GEF TF 028372-AR*, Administración de Parques Nacionales, Argentina.
- [97] DM Olson, E Dinerstein, ED Wikramanayake, ND Burgess, GVN Powell, EC Underwood, et al. (2001) Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *Bioscience* 51 (11): 933. doi:10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2
- [98] R Neumann (1999), Ecología y Manejo del Chaco semiárido, INTA- EEASalta, Argentina, p. 6.
- [99] L Macchi, H Grau, P Zelaya, S Marinaro (2013) Trade-offs between land use intensity and avian biodiversity in the dry Chaco of Argentina: a tale of two gradients. *Agric Ecosyst Environ* 174: 11–20. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.12.006.
- [100] AD Brown, H Grau, L Malizia, A Grau (2001), Argentina, En: *Bosques nublados del geotrópico*, (Ed: M Kappelle, A Brown), Editorial Instituto Nacional de Biodiversidad, San José, Costa Rica, pp. 623–659.
- [101] R Ojeda, M Mares (1989) A biogeographic analysis of the mammals of Salta Province, Argentina: patterns of species assemblage in the Neotropic. *Spec Publ* No. 27: 5-67.
- [102] C Blundo, L Malizia, J Blake, A Brown (2012) Tree species distribution in Andean forests: Influence of regional and local factors. *J Trop Ecol* 28 (1): 83–95. doi:doi:10.1017/S0266467411000617
- [103] M Vaira, M Akmentins, EO Lavilla (2018) Plan de Acción para la Consevación de los Anfibios de la República Argentina. *Cuad Herpetol* 32 (Supl. (3): 5–56.
- [104] Global Biodiversity Facility (GBIF). Disponible en: <https://www.gbif.org>
- [105] Sistema Nacional de Datos Biológicos (SNBD). Disponible en: <http://www.sndb.mincyt.gob.ar/>

- [106] HerpNet. Disponible en: <http://www.herpnet.org/>
- [107] V Arzamendia, AR Giraudo (2012) A panbiogeographical model to prioritize areas for conservation along large rivers. *Divers Distrib* 18 (2): 168–179. doi:10.1111/j.1472-4642.2011.00829.x
- [108] V Arzamendia, AR Giraudo (2009) Influence of large South American rivers of the Plata Basin on distributional patterns of tropical snakes: A panbiogeographical analysis. *J Biogeogr* 36 (9): 1739–1749. doi:10.1111/j.1365-2699.2009.02116.x
- [109] IN Hortal, JM Lobo, A Jimenez-Valverde (2007) Limitations of Biodiversity Databases : Case Study on Seed-Plant Diversity in Tenerife , Canary Islands. 21 (3): 853–863. doi:10.1111/j.1523-1739.2007.00686.x
- [110] RA Boria, LE Olson, SM Goodman, RP Anderson (2014) Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. *Ecol Modell* 275: 73–77. doi:10.1016/j.ecolmodel.2013.12.012
- [111] O Broennimann, V Di Cola, B Petitpierre, F Breiner, D Scherrer, M D`Amen, C Randin, R Engler, W Hordijk, H Mod, J Pottier, MD Febbraro, L Pellissier, D Pio, RG Mateo, A Dubuis, L Maiorano, A Psomas, C Ndiribe, N Salamin, N Zimmermann, A Guisan (2018) Ecospat: spatial ecology miscellaneous methods. Package “ecospat”. (*R Packag Version 30*) 2. doi:10.1111/ecog.02671
- [112] V Di Cola, O Broennimann, B Petitpierre, FT Breiner, M D`Amen, C Randin, R Engler, J Pottier, D Pio, A Dubuis, L Pellissier, RG Mateo, W Hordijk, N Salamin, A Guisan (2017) Ecospat: an R package to support spatial analyses and modeling of species niches and distributions. *Ecography (Cop)* 40 (6): 774–787. doi:10.1111/ecog.02671
- [113] RJ Hijmans, SE Cameron, JL Parra, PG Jones, A Jarvis (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int J Climatol* 25 (15): 1965–1978. doi:10.1002/joc.1276
- [114] Centro Internacional de Agricultura SRTM Digital Elevation Database VERSIÓN 4.1. Disponible en: <http://srtm.csi.cgiar.org>
- [115] CF Dormann, J Elith, S Bacher, C Buchmann, G Carl, G Carré, JR García Marquéz, B Gruber, B Lafourcade, PJ Leitão, T Münkemüller, C Mcclean, PE Osborne, B Reineking, B

Schröder, AK Skidmore, D Zurell, S Lautenbach (2013) Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography (Cop)* 36 (1): 027–046. doi:10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x

[116] W Duellman, L Trueb (1994), *Biology of amphibians*, Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, p. 696.

[117] DevelopmentTeam (2016), QGIS Geographic information system, Open source geospatial foundation project.

[118] RG Pearson, TP Dawson (2003) Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Glob Ecol Biogeogr* 12: 361–371. doi:10.1109/CLOUD.2010.16

[119] N Barve, V Barve, A Jiménez-Valverde, A Lira-Noriega, SP Maher, AT Peterson, J Soberón, F Villalobos (2011) The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecol Modell* 222 (11): 1810–1819. doi:10.1016/j.ecolmodel.2011.02.011

[120] AT Peterson, J Soberón (2012) Species distribution modeling and ecological niche modeling: Getting the Concepts Right. *Nat a Conserv* 10 (2): 102–107. doi:10.4322/natcon.2012.019

[121] SJ Phillips, RP Andersonb, RE Schapired (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol Model* 190 190: 231–259. doi:10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026

[122] SJ Phillips, M Dudík, J Elith, CH Graham, A Lehmann, JR Leathwick, S Ferrier (2009) Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. 19 (1): 181–197. doi:10.1890/07-2153.1

[123] J Franklin, KE Wejnert, SA Hathaway, CJ Rochester, RN Fisher (2009) Effect of species rarity on the accuracy of species distribution models for reptiles and amphibians in southern California. *Divers Distrib* 15 (1): 167–177.

[124] MS Wisz, RJ Hijmans, J Li, AT Peterson, CH Graham, A Guisan, J Elith, M Dudík, S Ferrier, F Huettmann, JR Leathwick, A Lehmann, L Lohmann, BA Loiselle, G Manion, C Moritz, M Nakamura, Y Nakazawa, JMcC Overton, SJ Phillips, KS Richardson, R Scachetti-Pereira, RE Schapire, J Soberón, SE Williams, NE Zimmermann (2008) Effects of sample size on the

performance of species distribution models. *Divers Distrib* 14 (5): 763–773. doi:10.1111/j.1472-4642.2008.00482.x

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

[126] MF Tognelli, SA Roig-juñent, AE Marvaldi, GE Flores, JM Lobo (2009) An evaluation of methods for modelling distribution of Patagonian insects. *Rev Chil Hist Nat* 82: 347–360.

[127] SJ Phillips, M Dudík (2008) Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. 31: 161–175. doi:10.1111/j.2007.0906-7590.05203.x

[128] R Muscarella, PJ Galante, M Soley-Guardia, RA Boria, JM Kass, M Uriarte, RP Anderson (2014) ENMeval: An R package for conducting spatially independent evaluations and estimating optimal model complexity for MAXENT ecological niche models. *Methods Ecol Evol* 5 (11): 1198–1205. doi:10.1111/2041-210X.12261

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

[130] J Mc Pherson, W Jetz, D Rogers (2004) The effects of species' range sizes on the accuracy of distribution models. *J Appl Ecol* 41: 811–823.

[131] A Hirzel, G Le Lay, V Helfer, C Randin, A Guisan (2006) Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecol Modell* 199: 142–152.

[132] AT Peterson, M Papeş, J Soberón (2008) Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecol Modell* 213 (1): 63–72. doi:10.1016/j.ecolmodel.2007.11.008

[133] LA Osorio-Olvera, M Falconi, J Soberón (2016) Sobre la relación entre idoneidad del hábitat y la abundancia poblacional bajo diferentes escenarios de dispersión. *Rev Mex Biodivers* 87 (3): 1080–1088. doi:10.1016/j.rmb.2016.07.001

[134] LA Osorio-Olvera (2016) NicheToolBox R package. Disponible en: <https://github.com/luismurao/nichetoolbox>

- [135] G Mace, N Collar (2002), Priority-setting in species conservation, En: *Conserving Bird Biodiversity General Principles and their Application*, (Ed: K Norris, D Pain), Cambridge University Press, Cambridge, RU, p. 61–73.
- [136] A Rodrigues, J Orestes, K Gaston (2000) Flexibility, efficiency, accountability: Adapting reserve selection algorithms to more complex conservation problems. *Ecography (Cop)* 23: 565–574.
- [137] C Margules, S Sarkar (2007), *Systematic conservation planning*, Cambridge University Press, UK, p. 265.
- [138] E Di Minin, V Veach, J Lehtomaki, F. Pouzols, A Moilanen (2014), *A quick introduction to Zonation*, Unigrafia OY, Helsinki.
- [139] A Moilanen, AMA Franco, RI Early, R Fox, B Wintle, CD Thomas (2005) Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: Methods for large multi-species planning problems. *Proc R Soc B Biol Sci* 272 (1575): 1885–1891. doi:10.1098/rspb.2005.3164
- [140] A Moilanen (2008) Two paths to a suboptimal solution - once more about optimality in reserve selection. *Biol Conserv* 141 (7): 1919–1923. doi:10.1016/j.biocon.2008.04.018
- [141] A Moilanen, BA Wintle, J Elith, M Burgman (2006) Uncertainty analysis for regional-scale reserve selection. *Conserv Biol* 20 (6): 1688–1697. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00560.x
- [142] L Lizarraga, J Monguillot (2018), Mapa de Huella Humana para Argentina, Argentina.
- [143] EW Sanderson, M Jaiteh, MA Levy, KH Redford, A V Wannebo, G Woolmer (2002) The Human Footprint and the Last of the Wild. *Bioscience* 52 (10): 891. doi:10.1641/0006-3568(2002)052[0891:THFATL]2.0.CO;2
- [144] A Moilanen (2007) Landscape Zonation, benefit functions and target-based planning: Unifying reserve selection strategies. *Biol Conserv* 134 (4): 571–579. doi:10.1016/j.biocon.2006.09.008
- [145] UNEP (2010), En: *Report of the Tenth Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity*. Nagoya, Japan, 18–29 October 2010.
- [146] M Vallejos, JN Volante, MJ Mosciaro, LM Vale, ML Bustamante, JM Paruelo (2014) Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco ecoregion: A plot level geo-

database from 1976 to 2012. *J Arid Environ* 123 (1700): 3–11. doi:10.1016/j.jaridenv.2014.11.009

[147] MC Hansen, P V. Potapov, R Moore, M Hancher, SA Turubanova, A Tyukavina, et al. (2013) High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* (80) 342 (6160): 850–853. doi:10.1126/science.1244693

[148] LE Hoyos, AM Cingolani, MR Zak, M V. Vaieretti, DE Gorla, MR Cabido (2013) Deforestation and precipitation patterns in the arid Chaco forests of central Argentina. *Appl Veg Sci* 16 (2): 260–271. doi:10.1111/j.1654-109X.2012.01218.x

[149] M Zak, M Cabido, D Cáceres, S Díaz (2008) What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. 42 (2): 181–189.

[150] MS Andrade-Díaz, TN Hibbard, JM Díaz-Gómez (2017) Identifying Endemism Areas: An Example Using Neotropical Lizards. *South Am J Herpetol* 12 (1). doi:10.2994/SAJH-D-16-00038.1

[151] L Rivera, N Politi, L Lizárraga, S Chalukian, S de Bustos, E Ruiz de los Llanos (2015), Áreas prioritarias de conservación para especies amenazadas de las Yungas australes de Salta y Jujuy, Fundación CEBio 1era ed, San Salvador de Jujuy, Argentina, p. 64.

[152] H Tiessen (2011), Introduction. En: *Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes*, (Ed: S Herzog, R Martínez, P Jørgensen, H Tiessen), Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE), p. 9–11.

[153] N Tejedor Garavito, E Álvarez, S Arango Caro, A Araujo Murakami, C Blundo, T Boza Espinosa, MA La Torre Cuadros, J Gaviria, N Gutiérrez (2012) Evaluation of the conservation status of montane forest in the tropical Andes. *Ecosistemas* 21 (1–2): 148–166.

[154] M Andrade-Díaz, J Sarquis, B Loiselle, A Giraud, J Díaz-Gómez (2019) Expansion of the agricultural frontier in the largest South American Dry Forest: Identifying priority conservation areas for snakes before everything is lost. *PLoS One* 14 (9).

[155] M Araújo, A Guisan (2006) Five (or so) challenges for species distribution modelling. *J Biogeogr* 33: 1677–1688.

- [156] RN Reed Richard Shine (2002) Lying in wait for extinction: Ecological correlates of conservation status among Australian elapid snakes. *Conserv Biol* 16 (2): 451–461. doi:10.1046/j.1523-1739.2002.02283.x
- [157] C Segura, M Feriche, JM Pleguezuelos, X Santos (2007) Specialist and generalist species in habitat use: Implications for conservation assessment in snakes. *J Nat Hist* 41 (41–44): 2765–2774. doi:10.1080/00222930701664203
- [158] J Nori, P Lemes, N Urbina-Cardona, D Baldo, J Lescano, R Loyola (2015) Amphibian conservation, land-use changes and protected areas: A global overview. *Biol Conserv* 191: 367–374. doi:10.1016/j.biocon.2015.07.028
- [159] S Pimm, C Jenkins, R Abell, T Brooks, J Gittleman, L Joppa, PH Raven, CM Roberts, JO Sexton (2014) The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science (80- )* 344 (6187): 1246752.
- [160] A Rodrigues, S Andelman, M Bakarr, L Boitani, T Brooks, R Cowling, LDC Fishpool, GAB Da Fonseca, KJ Gaston, MAI Hoffmann, JS Long, PA Marquet, JD Pilgrim, RL Pressey, J Schipper, W Sechrest, SN Stuart, LG Underhill, RW Waller, ME Watts, X Yan (2004) Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428: 640–643.
- [161] O Venter, R Fuller, D Segan, J Carwardine, T Brooks, S Butchart, M Di Marco, T Iwamura, L Joseph, D O'Grady, HP Possingham, C Rondinini, RJ Smith, M Venter, JEM Watson (2014) Targeting global protected area expansion for imperiled biodiversity. *PLoS Biol* 12 (e1001891).
- [162] J Watson, N Dudley, D Segan, M Hockings (2014) The performance and potential of protected areas. *Nature* 515: 67–73.
- [163] J Nori, PA Carrasco, GC Leynaud (2014) Venomous snakes and climate change: Ophidism as a dynamic problem. *Clim Change* 122 (1–2): 67–80. doi:10.1007/s10584-013-1019-6
- [164] J Nori, R Loyola (2015) On the worrying fate of data deficient amphibians. *PLoS One* 10 (e0125055).
- [165] J Nori, F Villalobos, R Loyola (2018) Global priority areas for amphibian research. *J*

*Biogeogr* 45 (11): 2588–2594.

[166] L Frate, ATR Acosta, M Cabido, L Hoyos, ML Carranza (2015) Temporal changes in forest contexts at multiple extents: Three decades of fragmentation in the Gran Chaco (1979–2010), Central Argentina. *PLoS One* 10 (12): 1–17. doi:10.1371/journal.pone.0142855

[167] G Leynaud, E Bucher (2005) Restoration of degraded Chaco woodlands: effects on reptile assemblages. *For Ecol Manag* 213 (1–3): 384–390.

[168] J Nori, G Leynaud, J Volante, C Abdala, G Scrocchi, C Rodríguez-Soto, RL Pressey, R Loyola (2017) Reptile species persistence under climate change and direct human threats in north-western Argentina. *Environ Conserv* 45 (1): 83–39.

[169] T Hibbard, M Andrade-Díaz, J Díaz-Gómez (2018) But they move! Vicariance and dispersal in southern South America: Using two methods to reconstruct the biogeography of a clade of lizards endemic to South America. *PLoS One* 13 (9): e0202339.

[170] J Volante, J Paruelo (2015) Is forest or Ecological Transition taking place? Evidence for the Semiarid Chaco in Argentina. *J Arid Environ* 123: 21–30.

[171] S Martinuzzi, L Rivera, N Politi, B Bateman, E De Los Llanos, L Lizarraga, S Chalukian, AM Pidgeon, VC Radloff (2018) Enhancing biodiversity conservation in existing land-use plans with widely available datasets and spatial analysis techniques. *Environ Conserv* 45 (3): 252–260.

[172] J Volante, M Mosciaro, G Gavier-Pizarro, J Paruelo (2016) Agricultural expansion in the Semiarid Chaco: poorly selective contagious advance. *Land use policy* 55: 154–165.

[173] M Schmidt (2012) Situación de la tierra en la provincia de Salta. Una aproximación al contexto previo al Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos. *Estud Rural* 2 (3).

[174] NI Gasparri, HR Grau, E Manghi (2008) Carbon pools and emissions from deforestation in extra-tropical forests of northern Argentina between 1900 and 2005. *Ecosystems* 11 (8): 1247–1261. doi:10.1007/s10021-008-9190-8

[175] M Mastrangelo, M Gavin (2012) Trade-offs between cattle production and bird conservation in an agricultural frontier of the Gran Chaco of Argentina. *Conserv Biol* 26: 1040–1051.



- [176] C Zamorano-Elgueta, L Cayuela, M González-Espinosa, A Lara, M Parra-Vázquez (2012) Impacts of cattle on the South American temperate forests: challenges for the conservation of the endangered monkey puzzle tree (*Araucaria araucana*) in Chile. *Biol Conserv* 152: 110–118.
- [177] M Piquer-Rodríguez, S Torella, G Gavier-Pizarro, J Volante, D Somma, R Ginzburg, T Kuemmerle (2015) Effects of past and future land conversions on forest connectivity in the Argentine Chaco. *Landsc Ecol* 30 (5): 917–833.
- [178] S Torella, M Piquer Rodriguez, C Levers, R Ginzburg, G Gavier Pizarro, T Kuemmerle (2018) Multiscale spatial planning to maintain forest connectivity in the Argentine Chaco in the face of deforestation. *Ecol Soc* 23 (4): 37.
- [179] C Carroll, J Dunk, A Moilanen (2010) Optimizing resiliency of reserve networks to climate change: multispecies conservation planning in the Pacific Northwest, USA. *Glob Chang Biol* 16: 891–904.
- [180] R Loyola, P Lemes, J Nabout, J Trindade-Filho, M Sagnori, R Dobrovolski, JAF Diniz-Filho (2012) A straightforward conceptual approach for evaluating spatial conservation priorities under climate change. *Biodivers Conserv* 22: 483–495.
- [181] VP Zwiener, AA Padial, MCM Marques, AT Peterson, F V Faleiro, R Loyola (2017) Planning for conservation and restoration under climate and land use change in the Brazilian Atlantic Forest. *Divers Distrib* 00: 1–12. doi:10.1111/ddi.12588

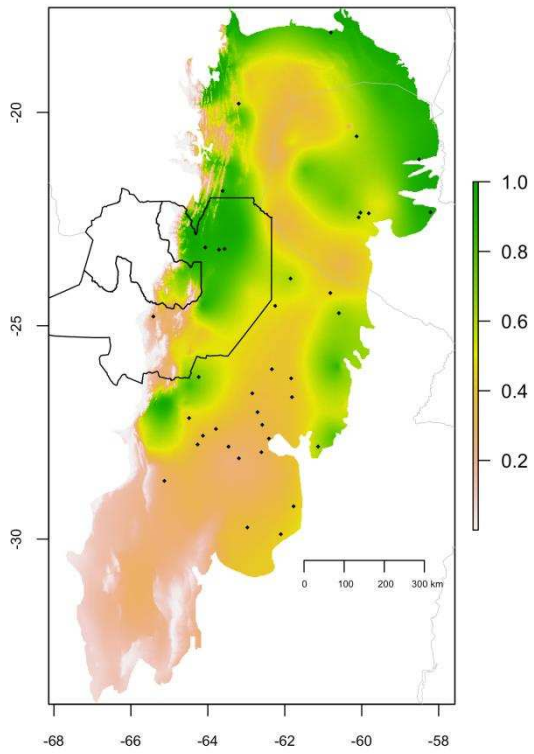
## 13. ANEXOS

Los colores verde oscuro, verde claro y amarillo indican una mayor idoneidad del hábitat, mientras que los colores del naranja al blanco indican los valores de menor idoneidad del hábitat.

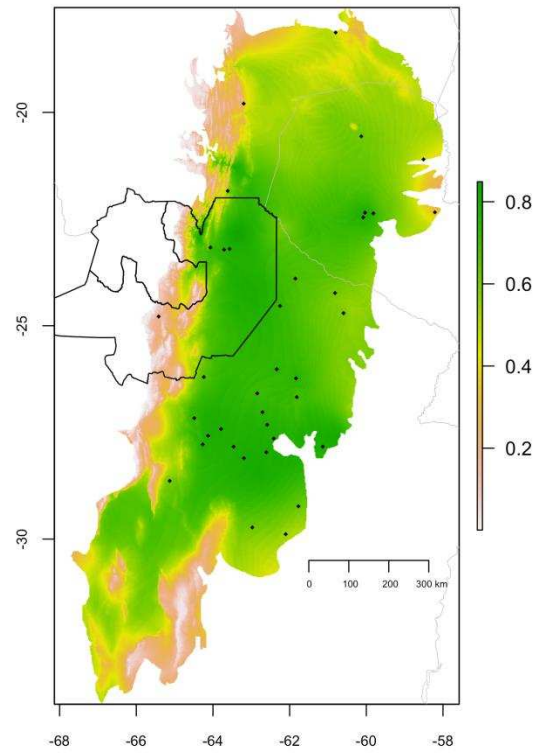
### 13.1. Anfibios.

# Yungas+Chaco

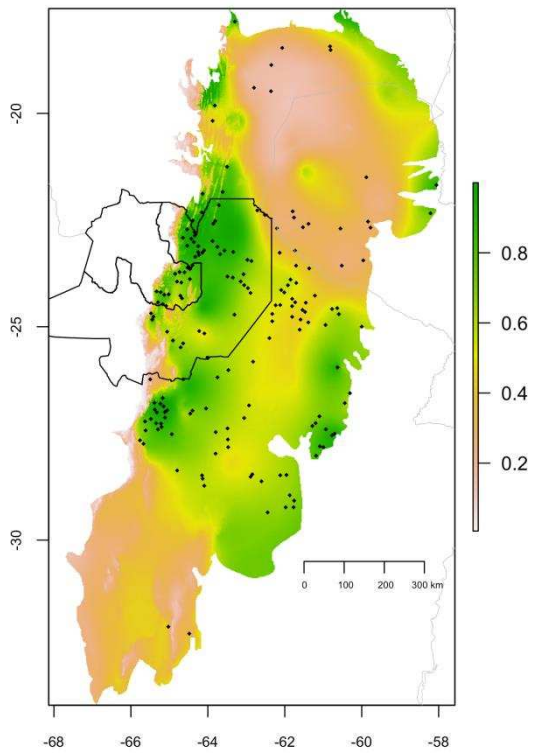
*Boana raniceps*



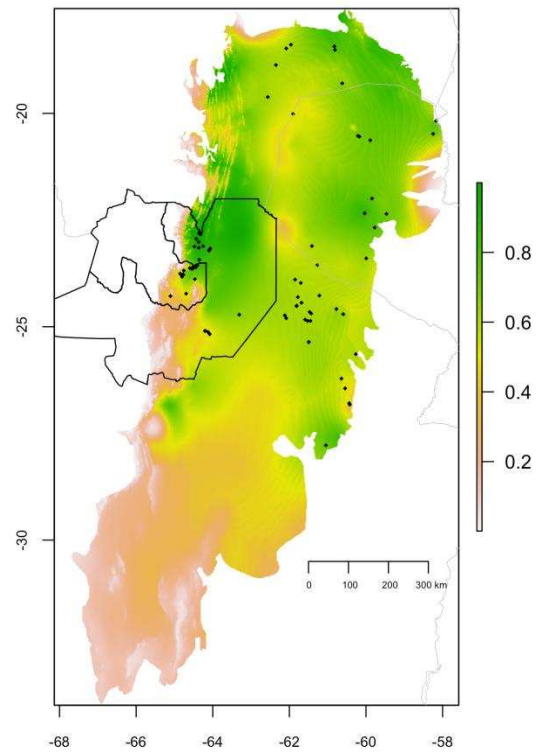
*Leptodactylus bufonius*



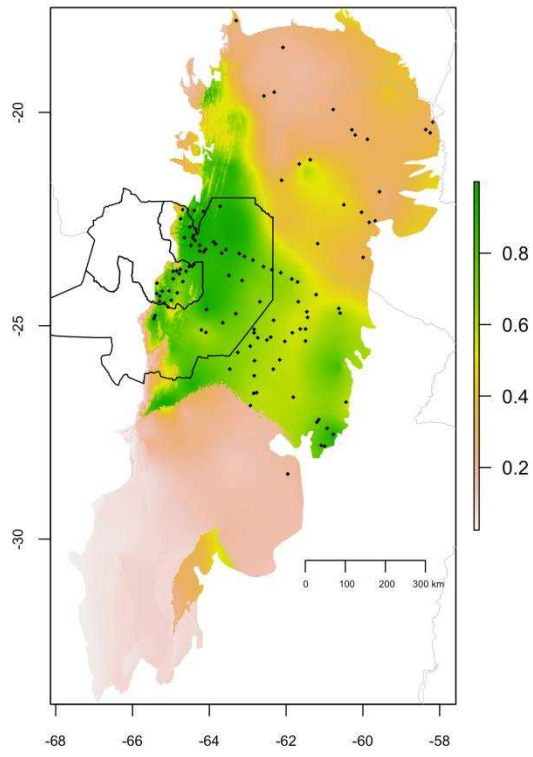
*Leptodactylus chaquensis*



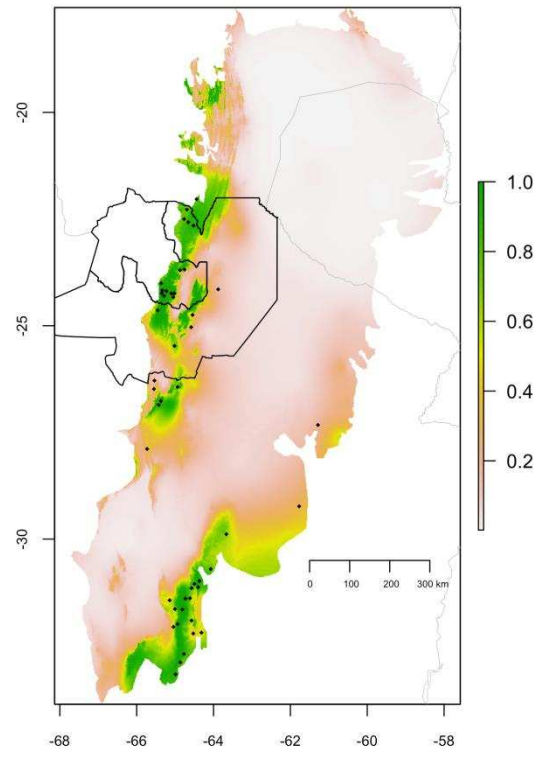
*Leptodactylus elenae*



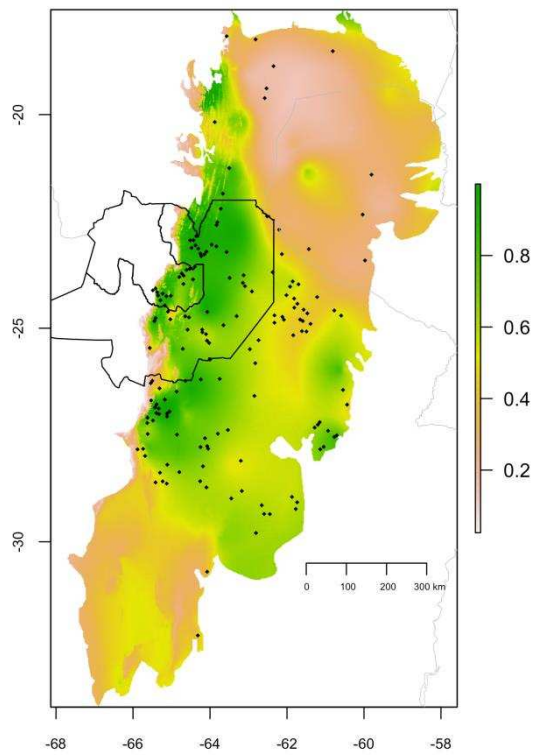
*Leptodactylus fuscus*



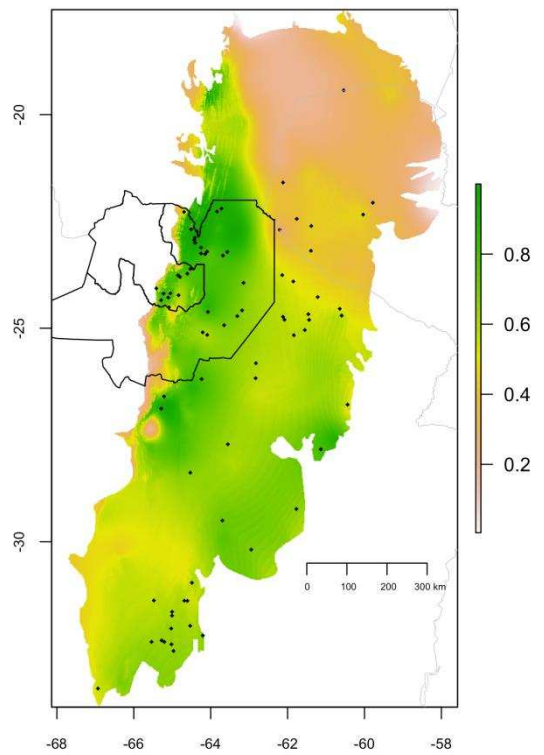
*Leptodactylus gracilis*



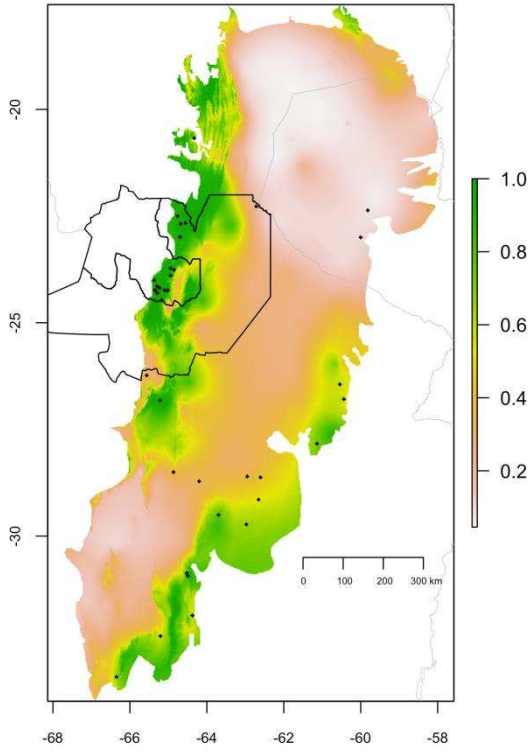
*Leptodactylus latinasus*



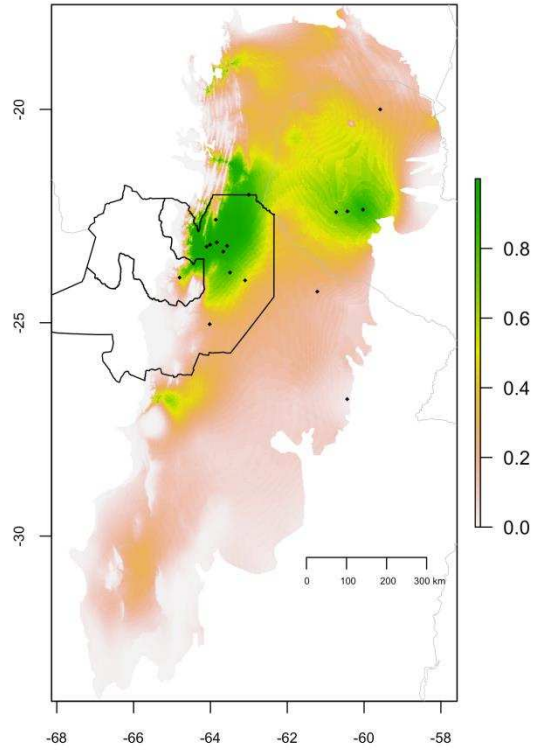
*Leptodactylus mystacinus*



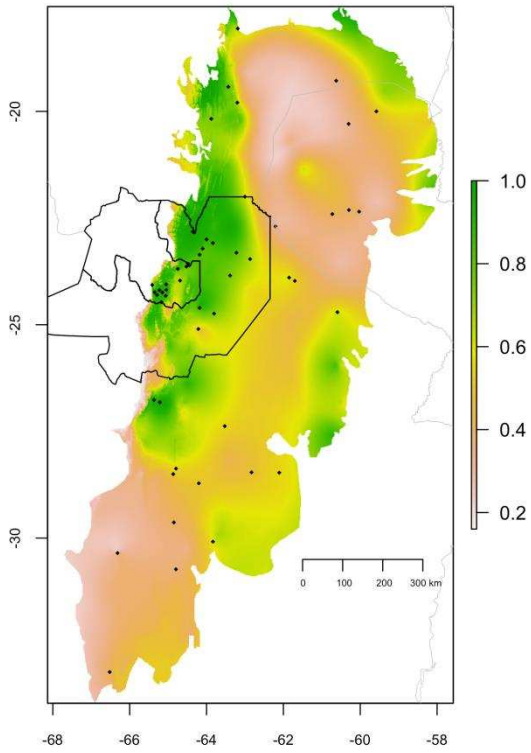
*Odontophrynus americanus*



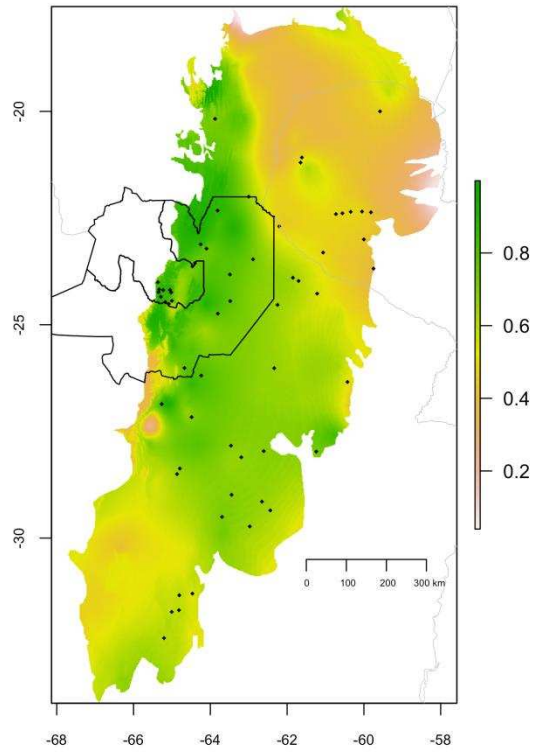
*Pithecopus azureus*



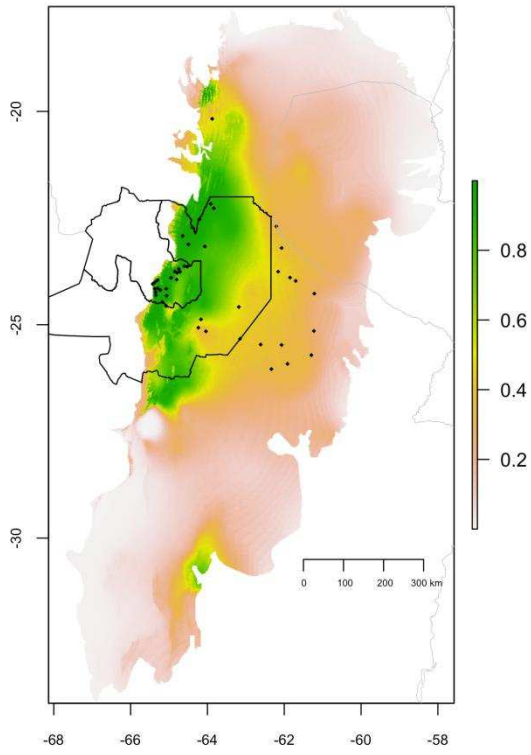
*Phyllomedusa sauvagii*



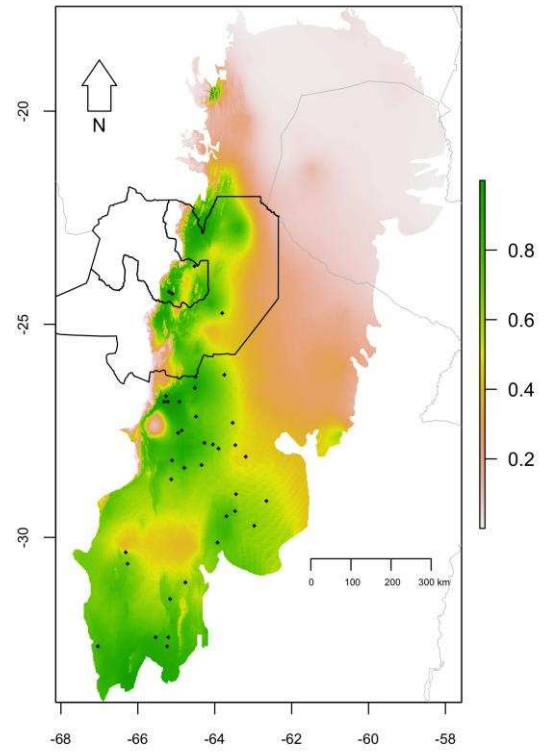
*Physalaemus biligonigerus*



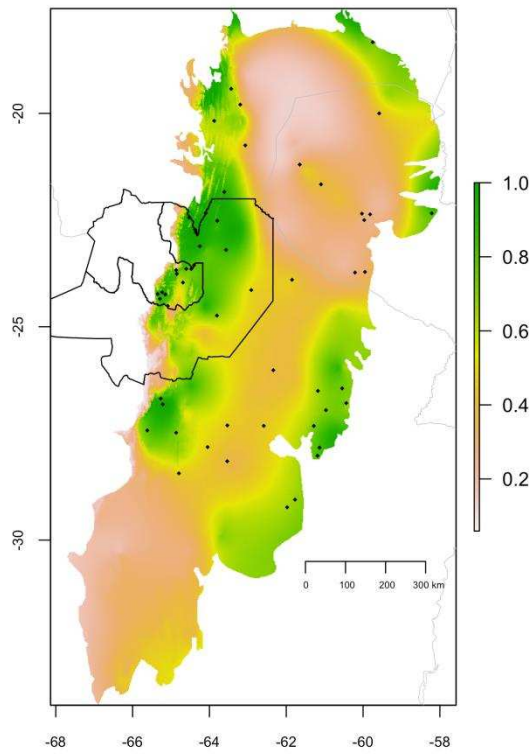
*Physalaemus cuqui*



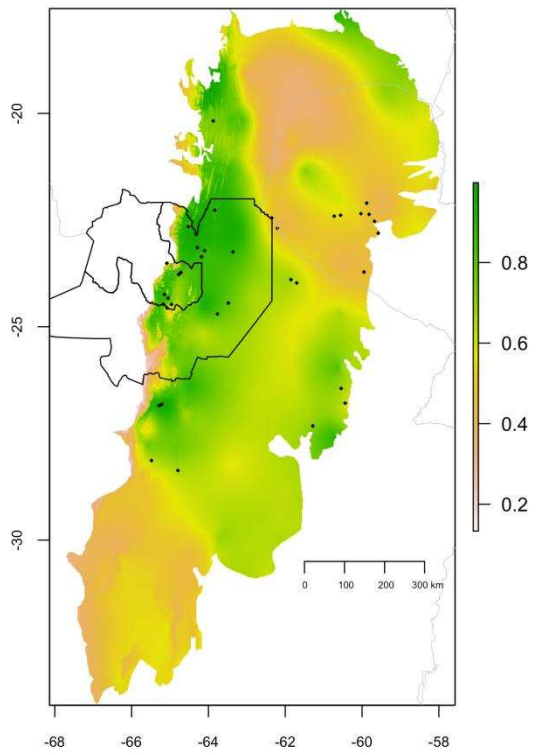
*Pleurodema tucumanum*



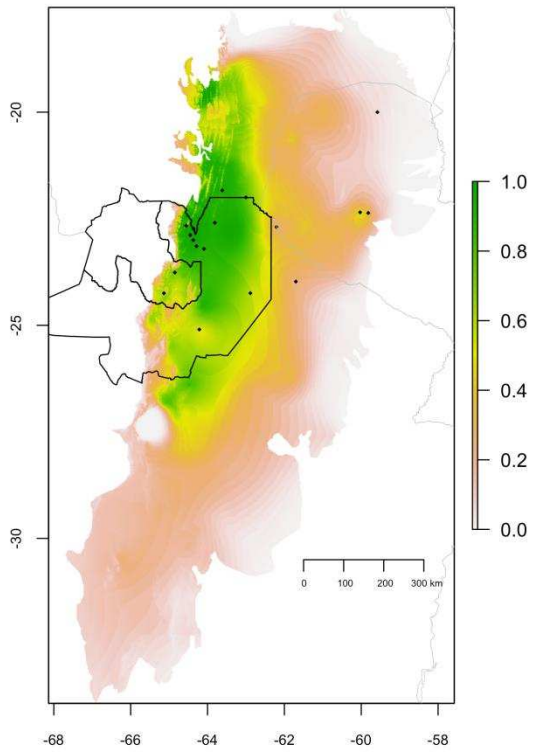
*Rhinella schneideri*



*Scinax nasicus*

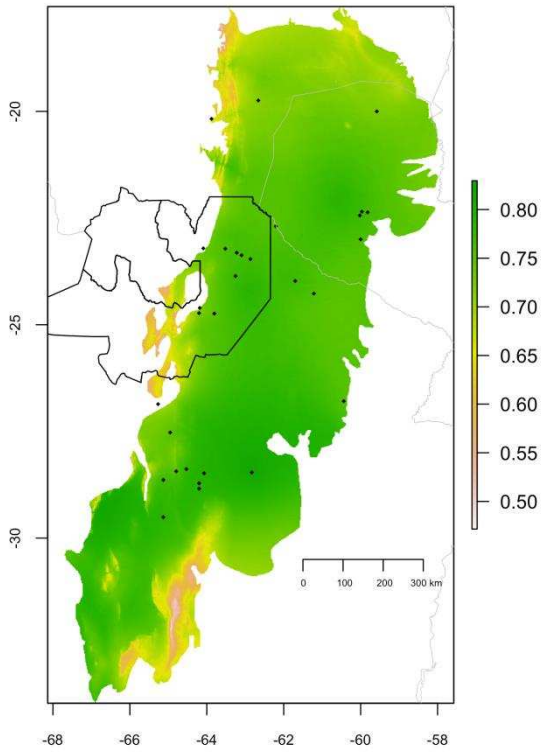


*Trachycephalus typhonius*

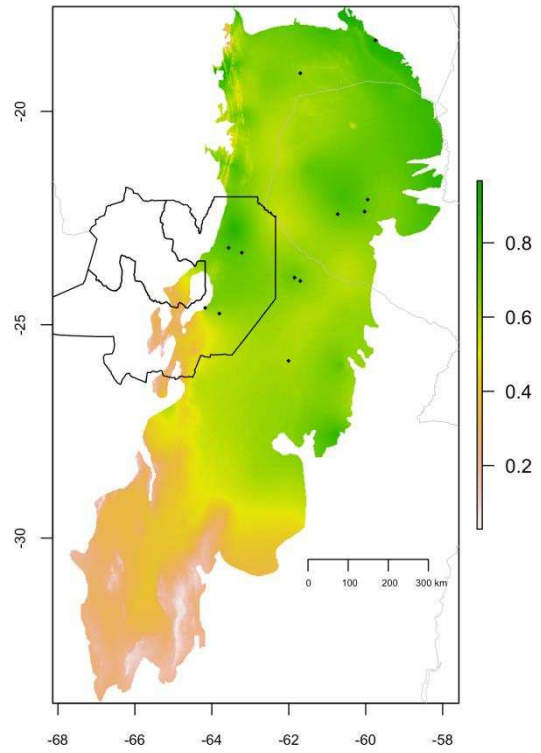


# Chaco

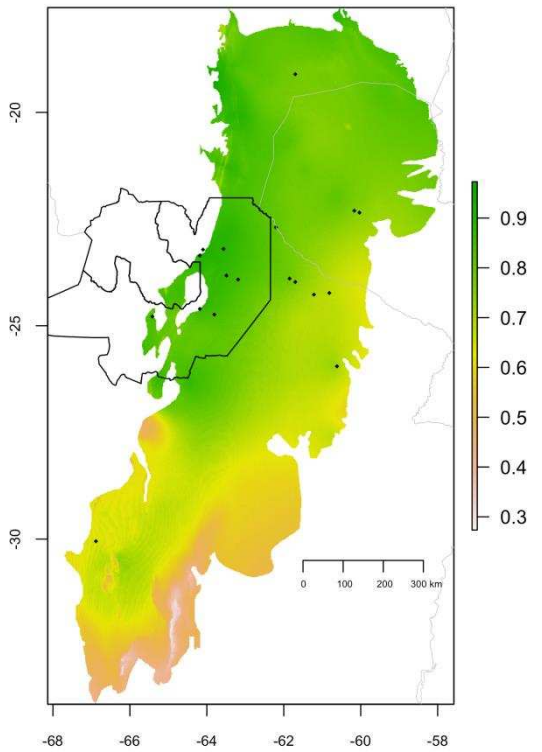
*Ceratophrys cranwelli*



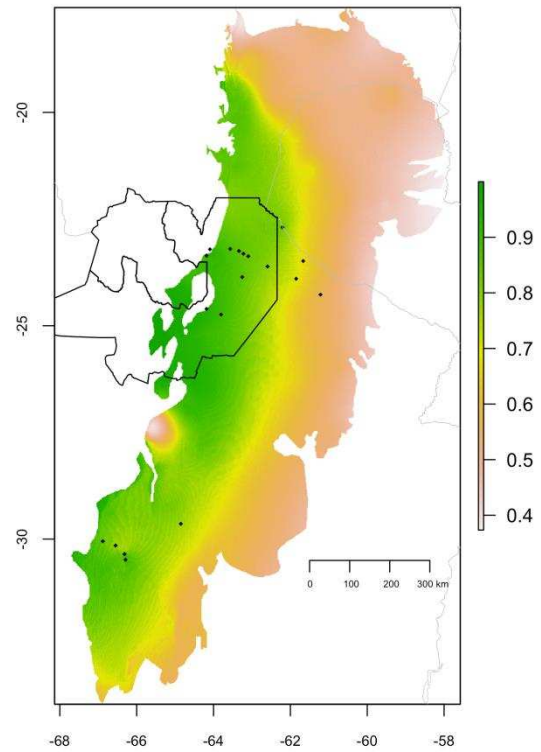
*Dermatonotus muelleri*



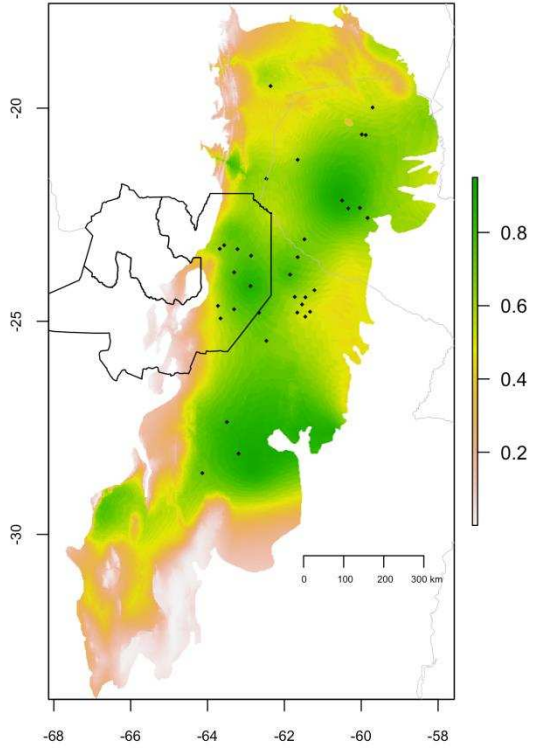
*Lepidobatrachus laevis*



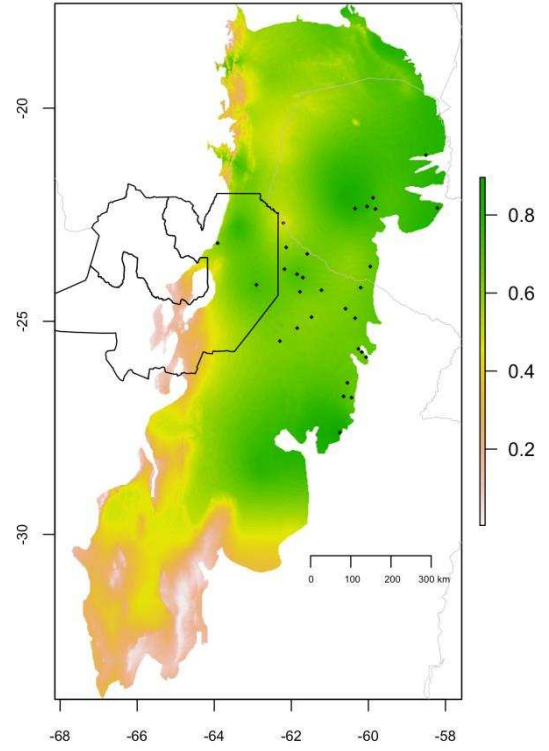
*Lepidobatrachus ilanensis*



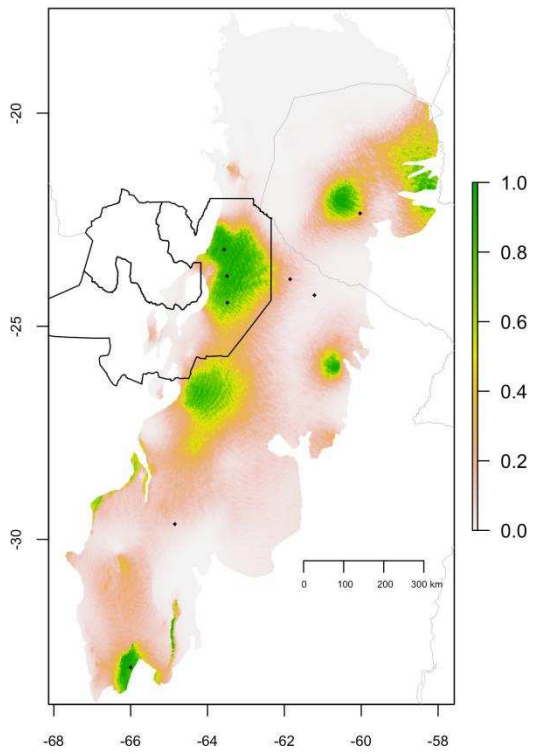
*Leptodactylus laticeps*



*Scinax acuminatus*



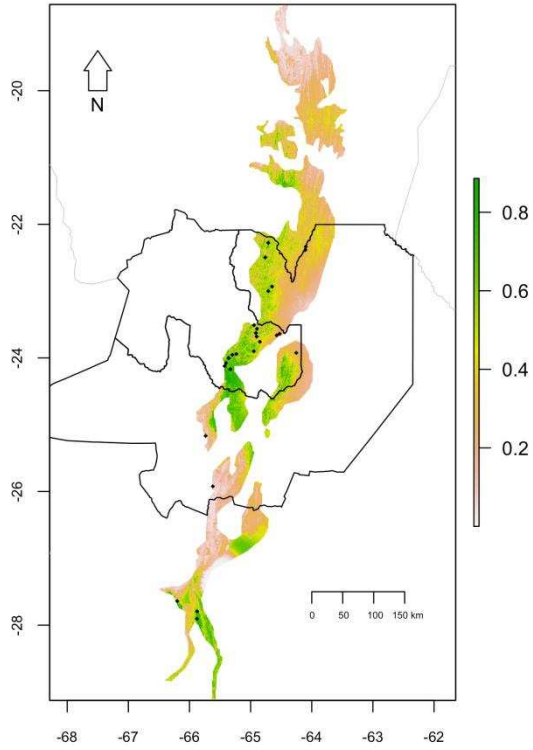
*Chacophrys pierottii*



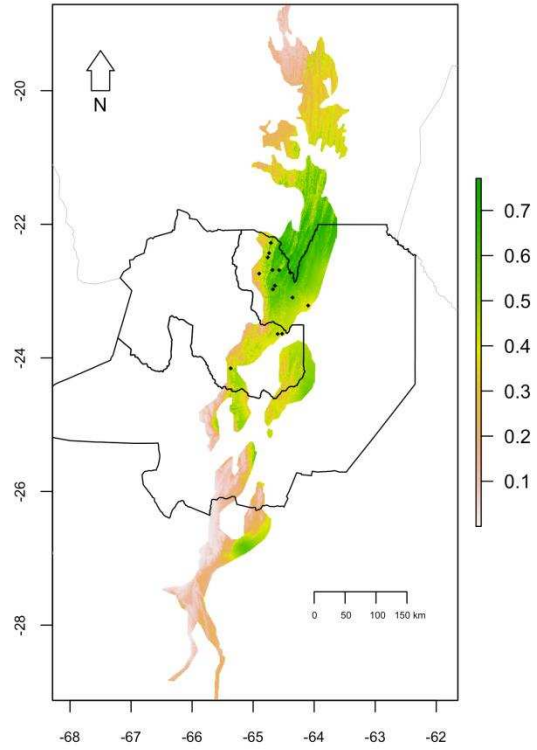


# Yungas

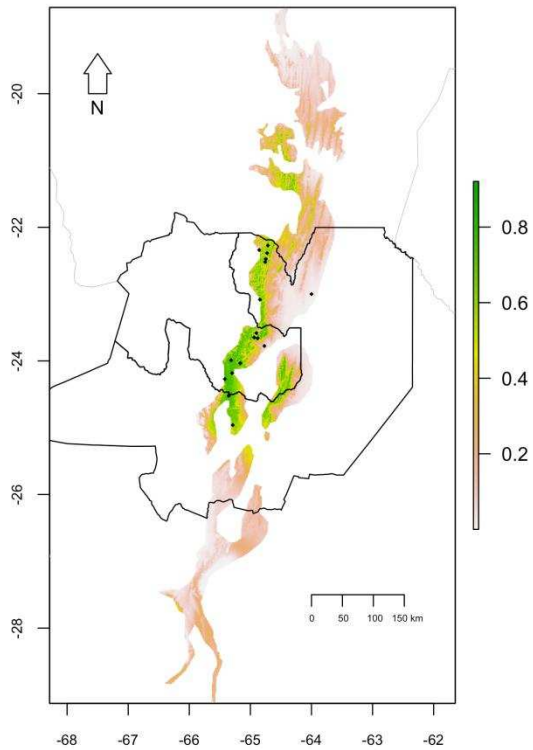
*Boana riojanus*



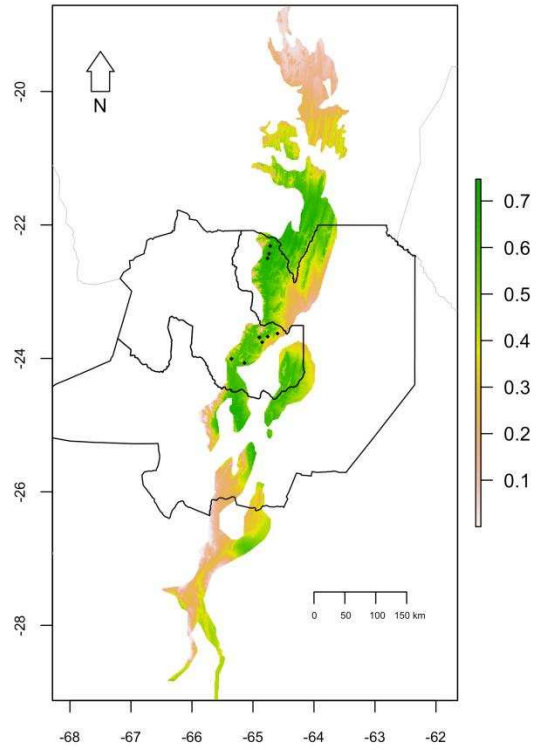
*Dendropsophus minutus*



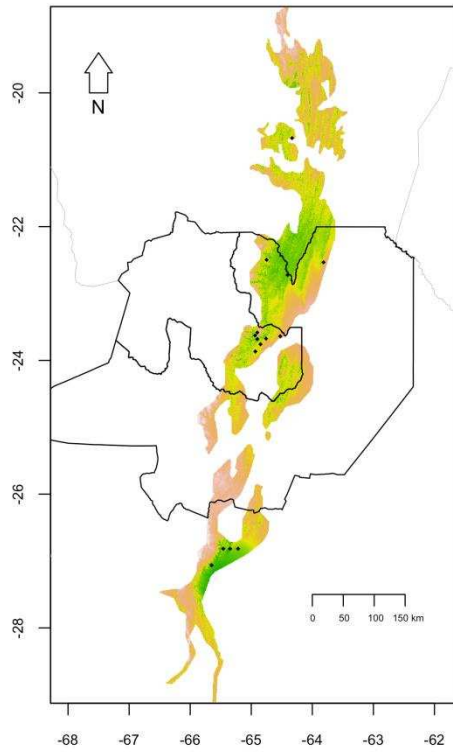
*Melanophryniscus rubriventris*



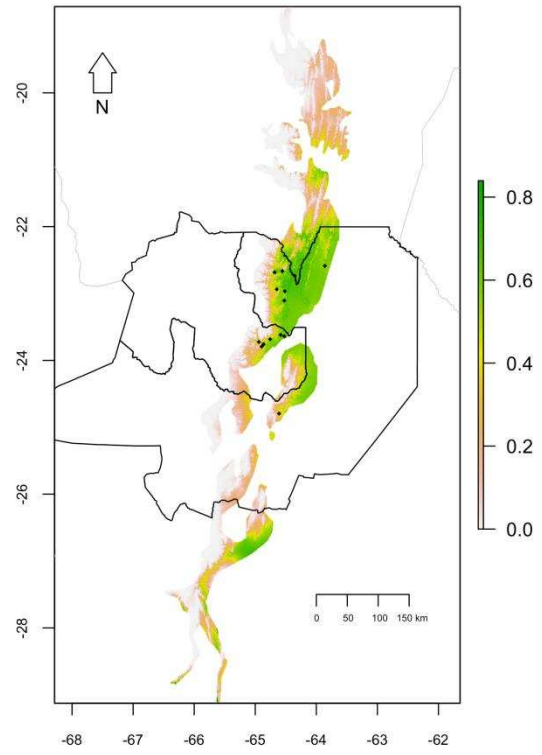
*Oreobates barituensis*



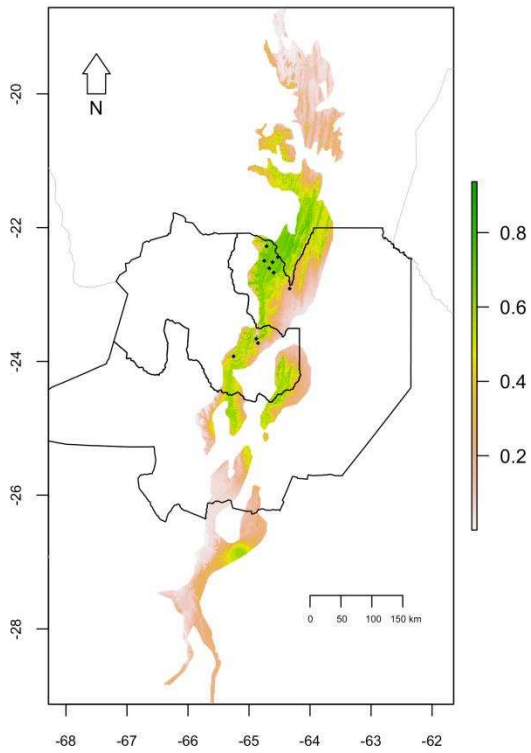
*Oreobates discoidalis*



*Phyllomedusa boliviana*

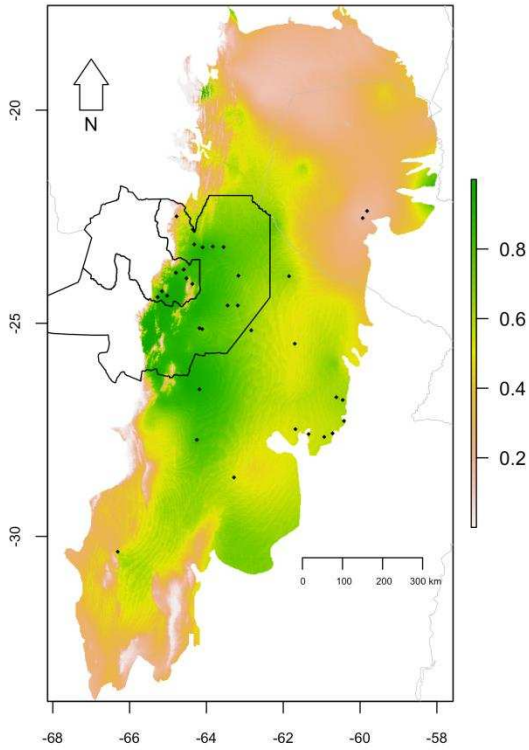


*Rhinella rumbolli*

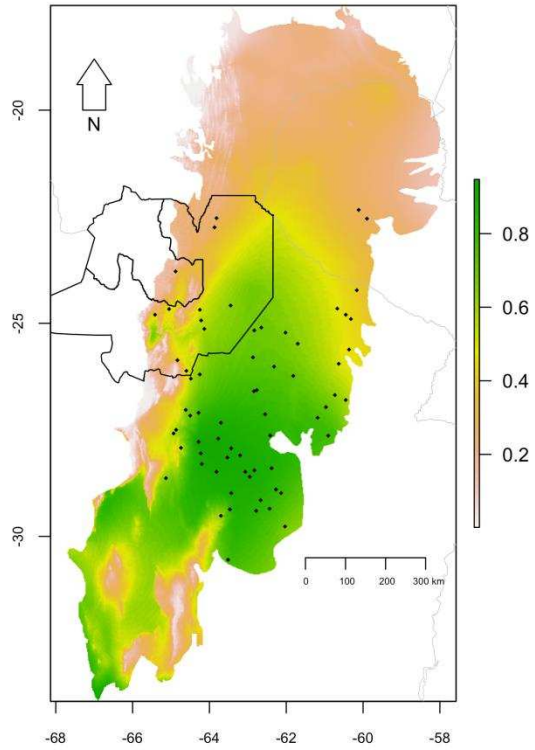


## 13.2. Serpientes Yungas+Chaco

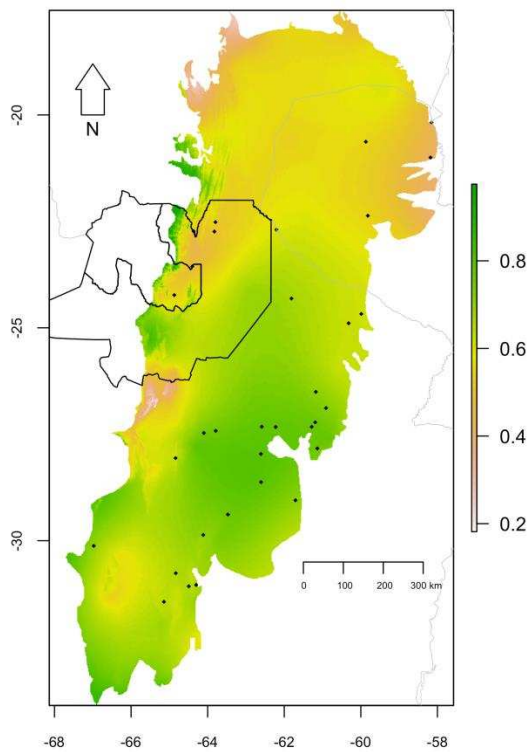
*Boiruna maculata*



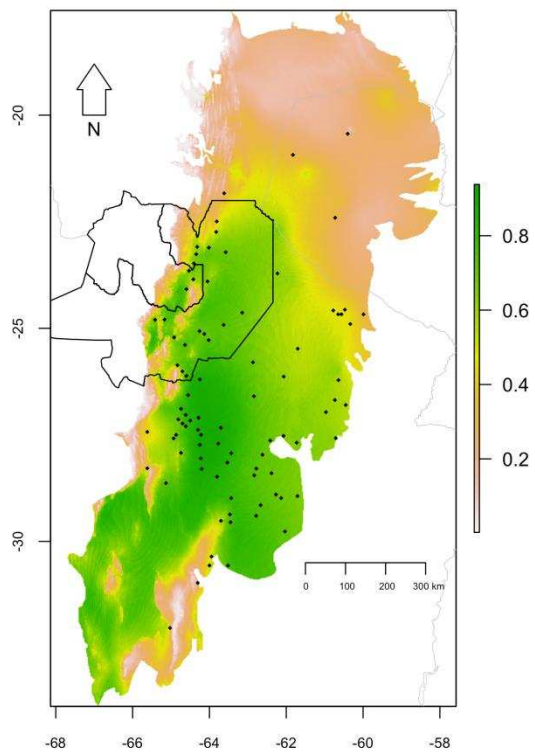
*Bothrops diporus*



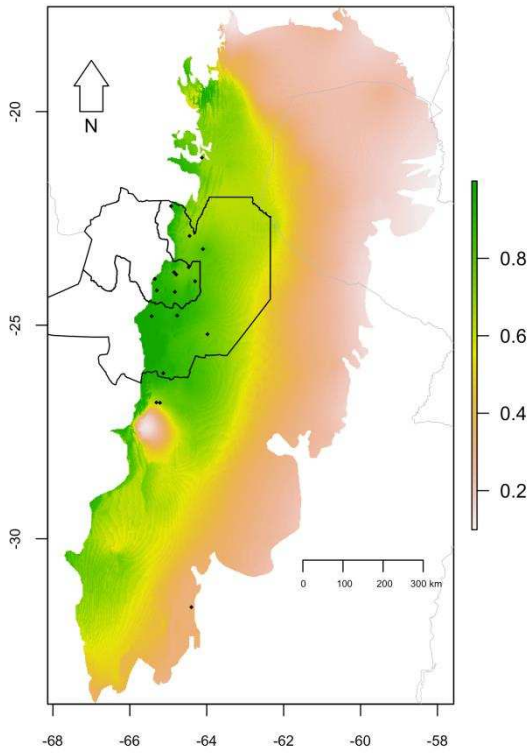
*Bothrops neuwiedi*



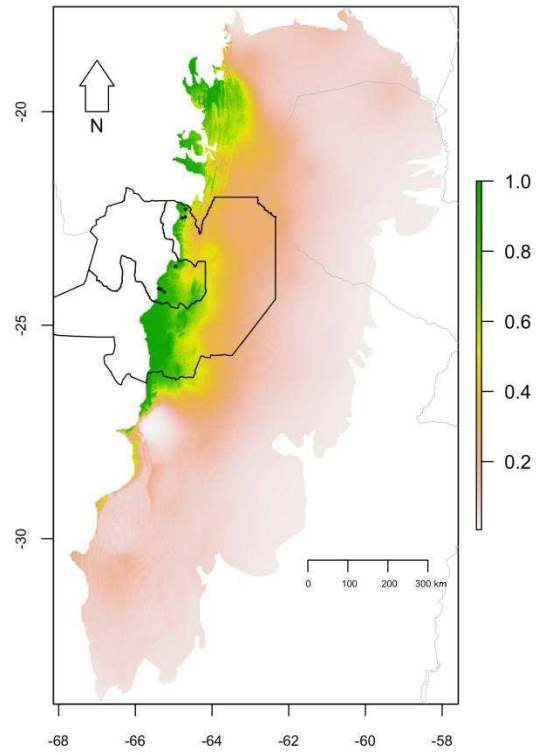
*Crotalus durissus*



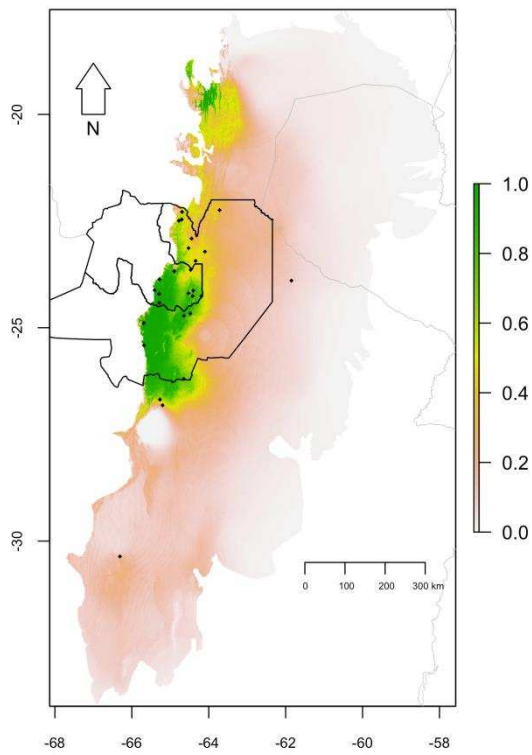
*Epictia albipuncta*



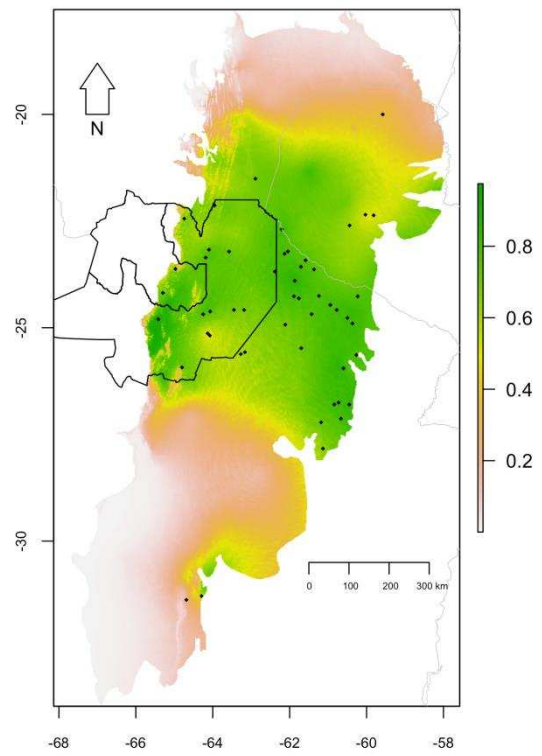
*Epictia striatula*



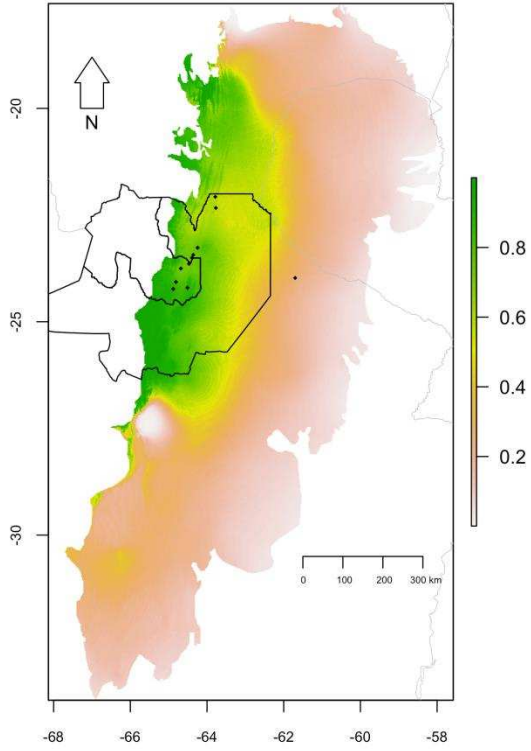
*Erythrolamprus ceii*



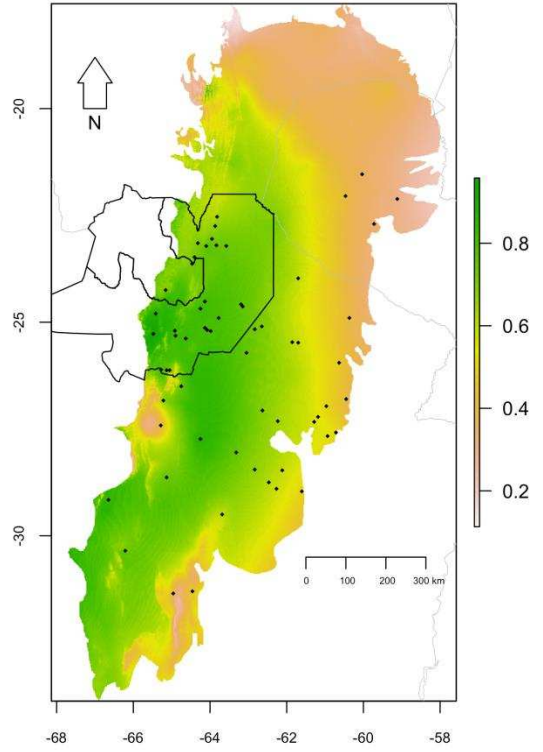
*Erythrolamprus poecilogyrus*



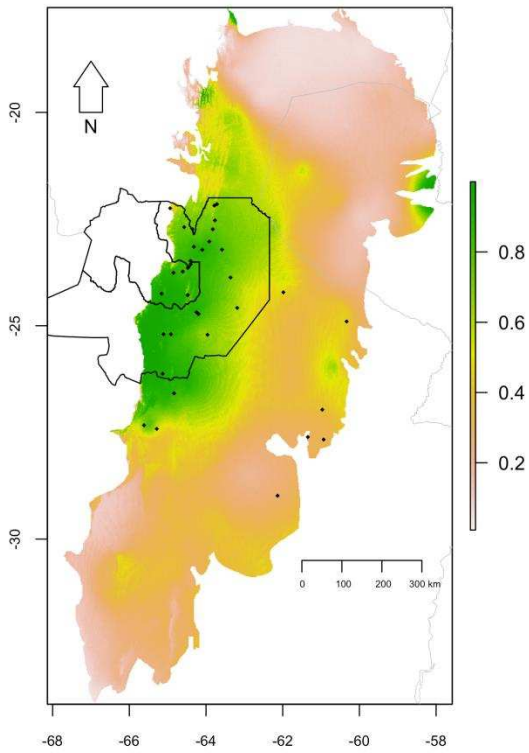
*Leptophis ahaetulla*



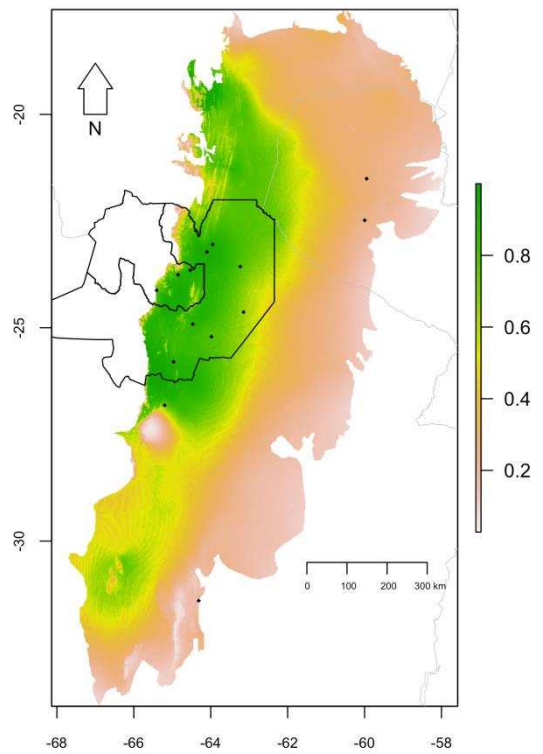
*Micrurus pyrrocryptus*



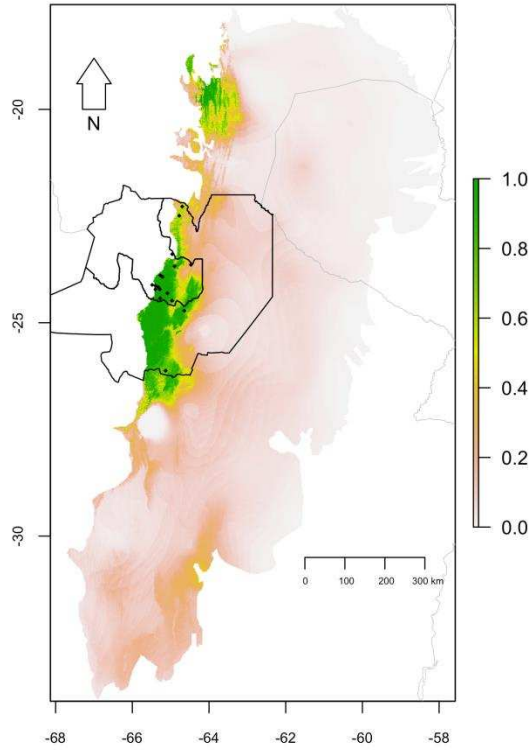
*Oxyrhopus rhombifer*



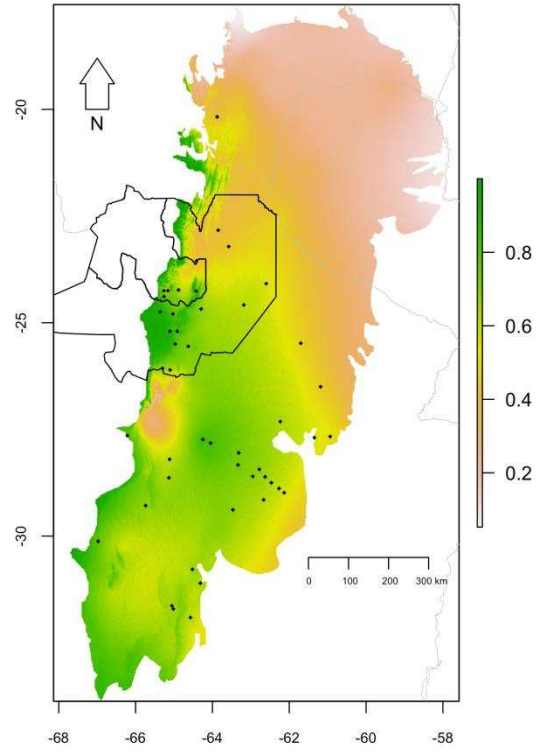
*Phalotris tricolor*



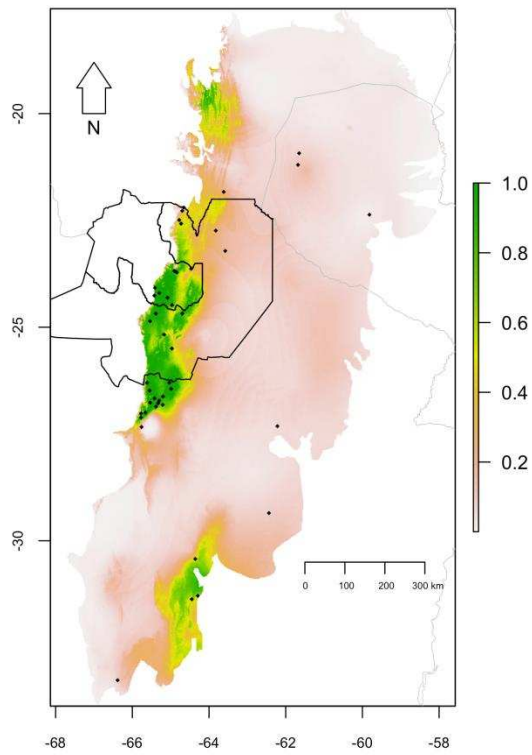
*Philodryas aestiva*



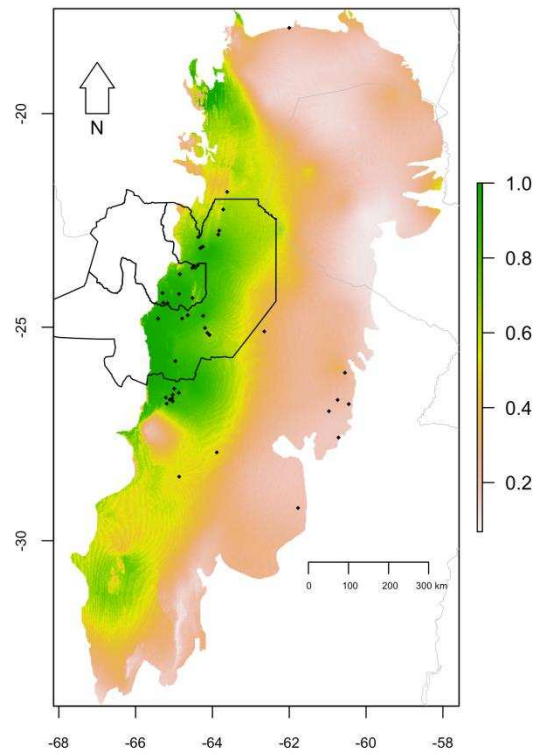
*Philodryas psammophidea*



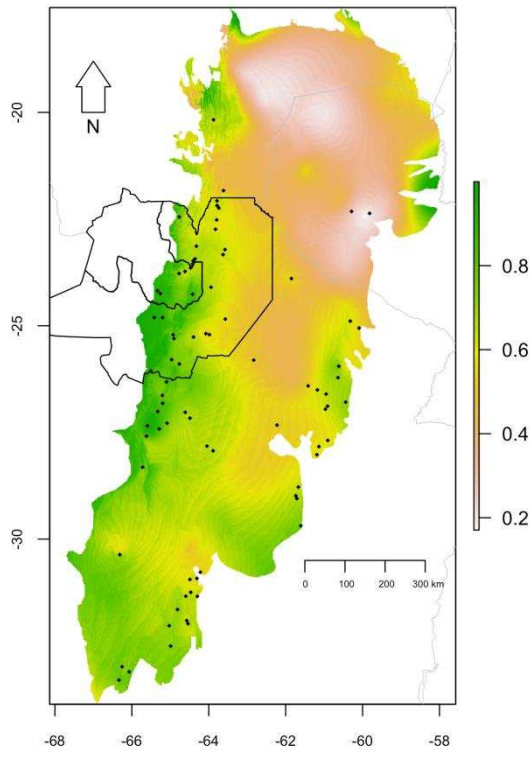
*Philodryas varia*



*Sibynomorphus turgidus*

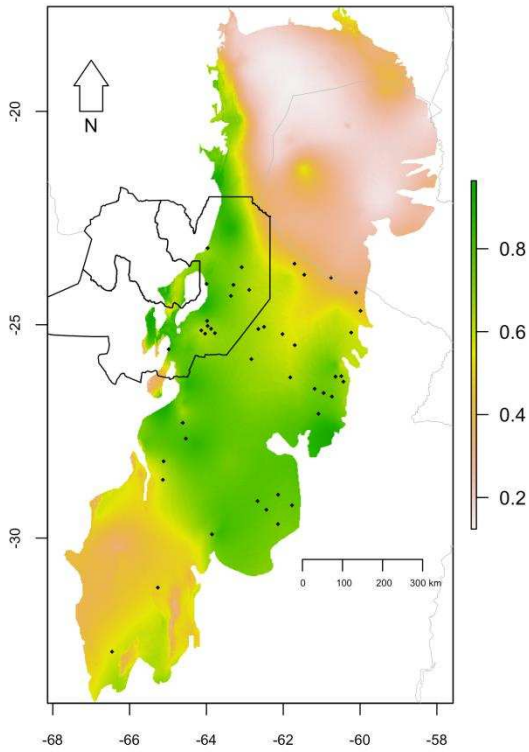


*Xenodon merremi*

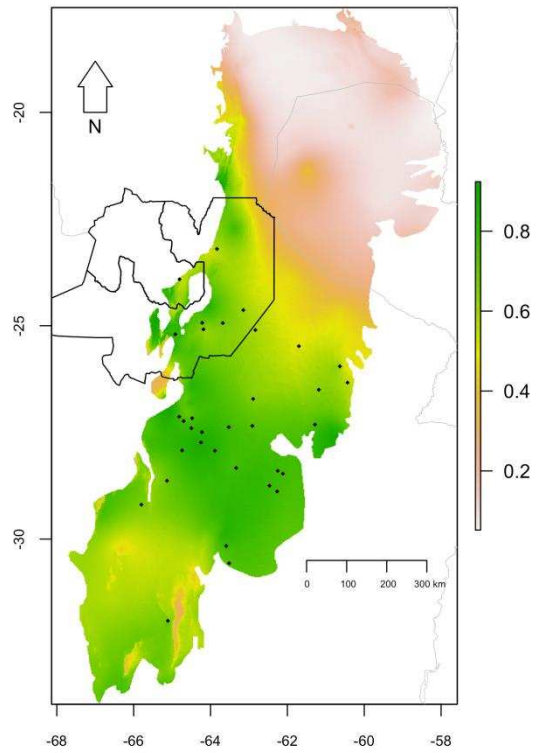


## Chaco

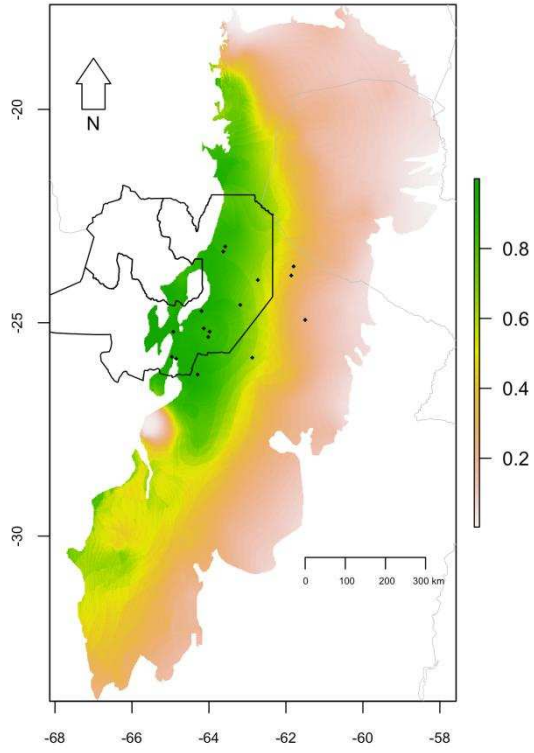
*Boa constrictor*



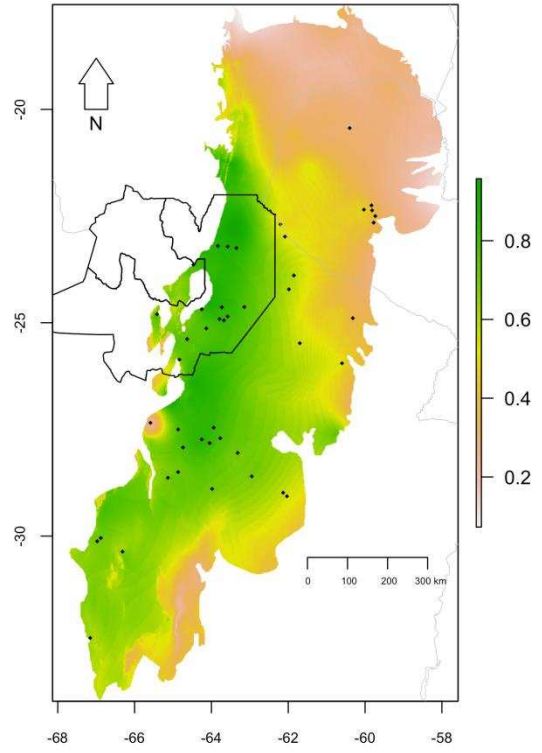
*Epicrates alvarezi*



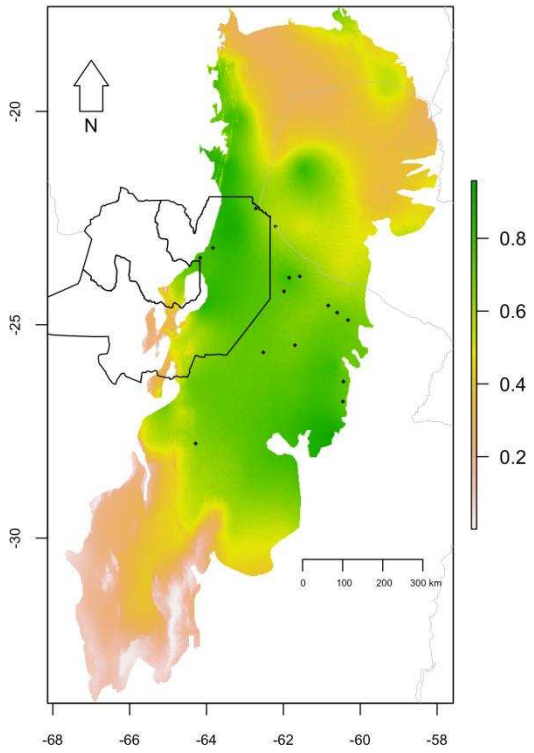
*Erythrolamprus albertguentheri*



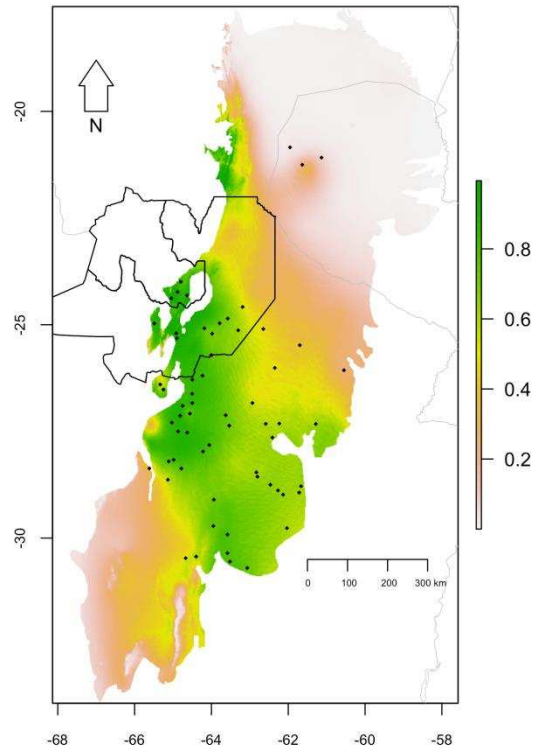
*Erythrolamprus sagittifer*



*Leptodeira annulata pulchriceps*

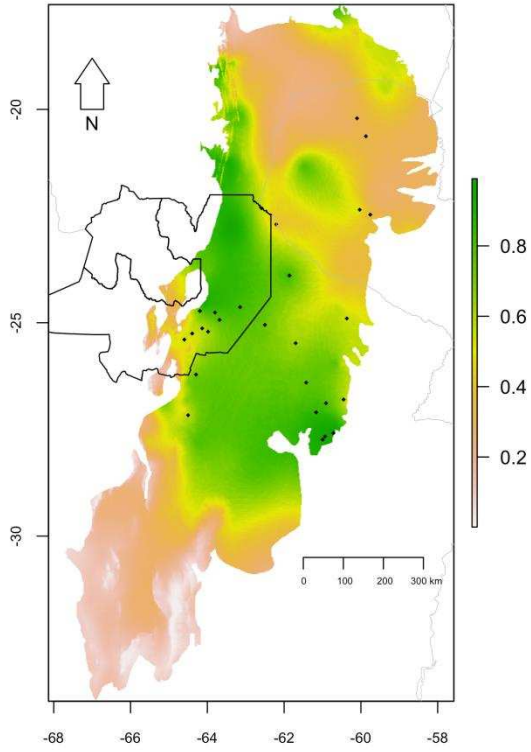


*Philodryas baroni*

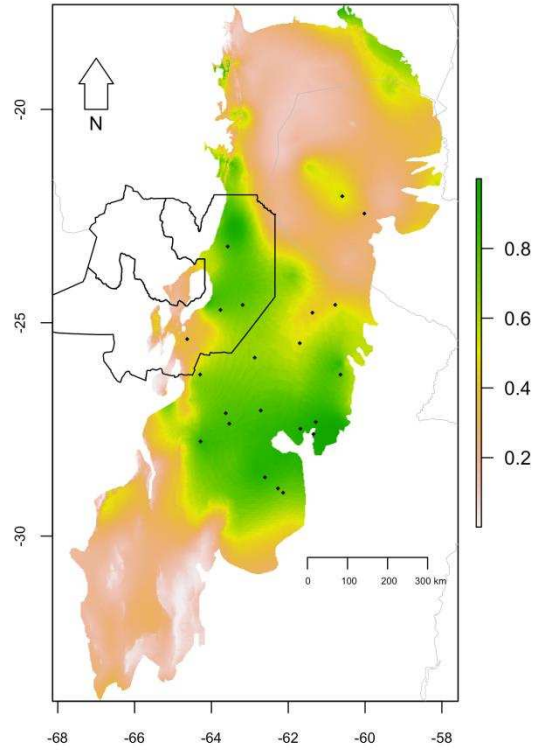




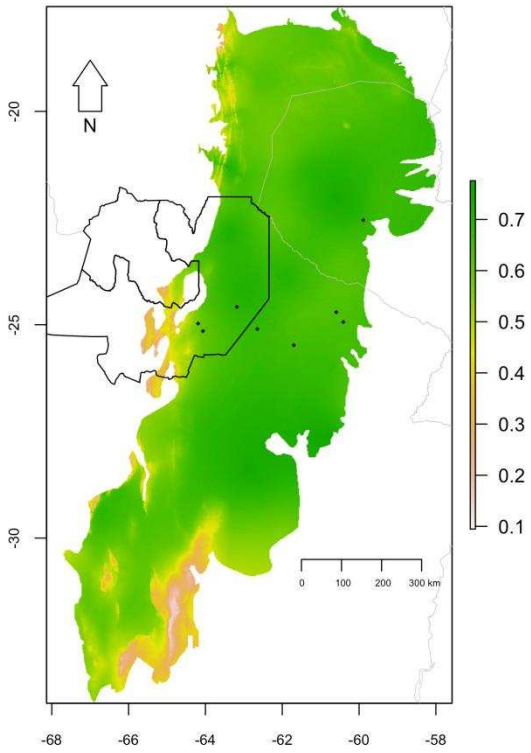
*Philodryas erlandi*



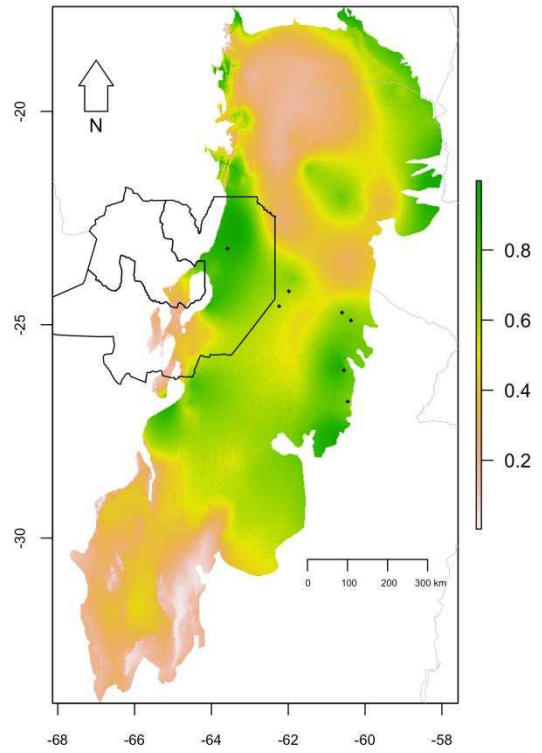
*Phimophis vittatus*



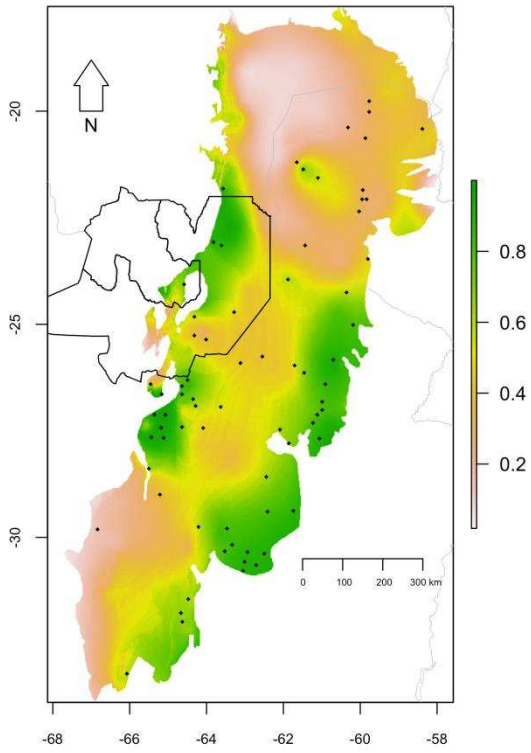
*Sibynomorphus lavillai*



*Thamnodynastes chaquensis*

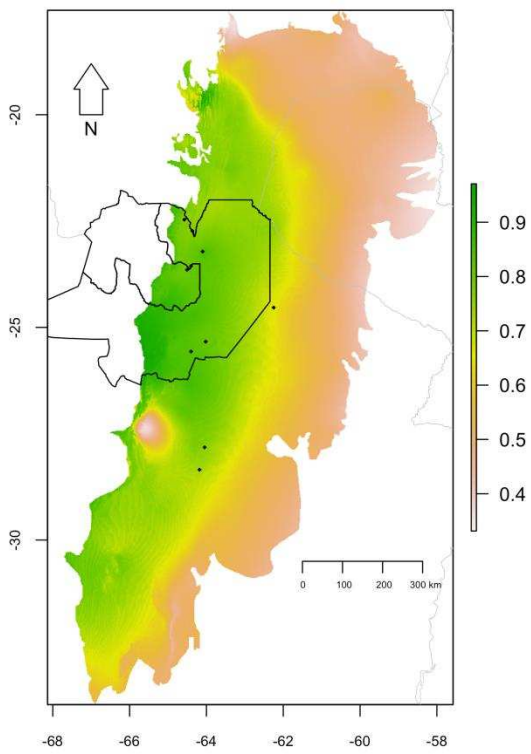


*Xenodon pulcher*

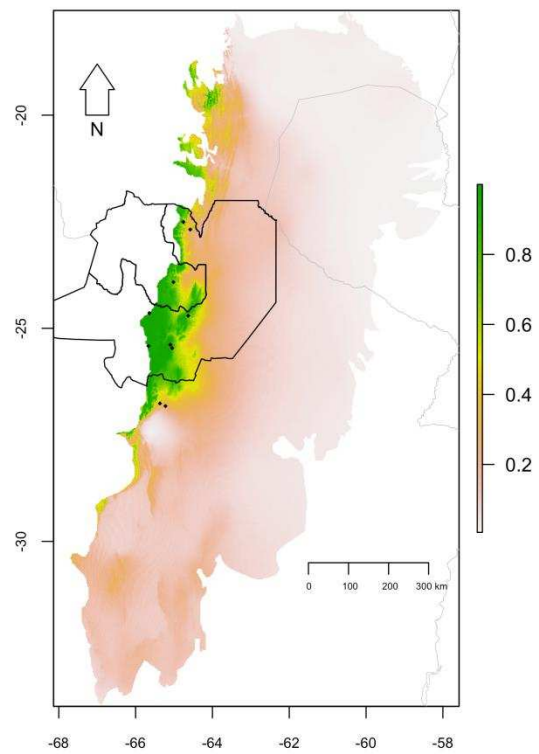


### 13.3. Lagartos y anfíbenas

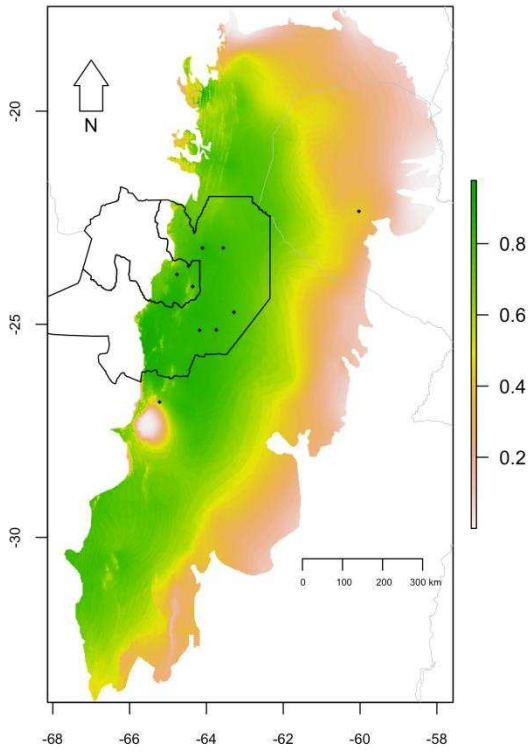
*Ameiva ameiva*



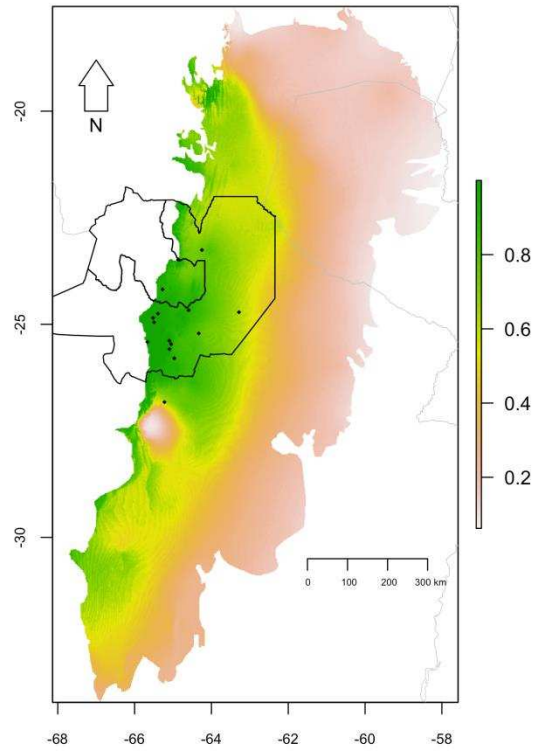
*Amphisbaena angustifrons*



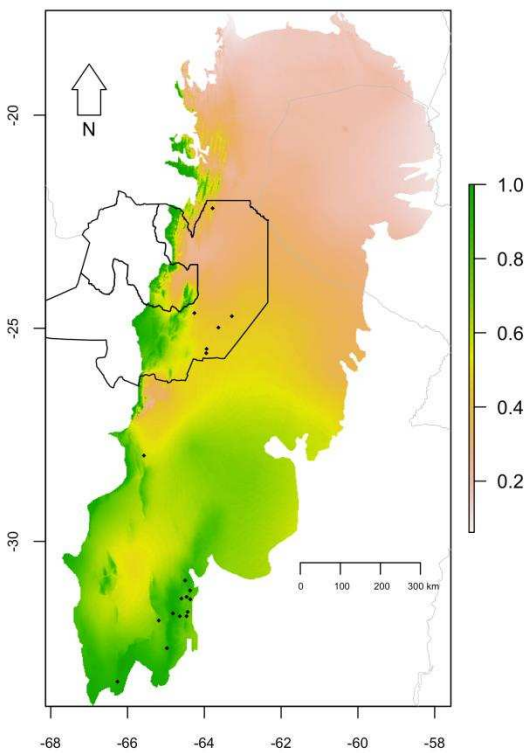
*Amphisbaena bolivica*



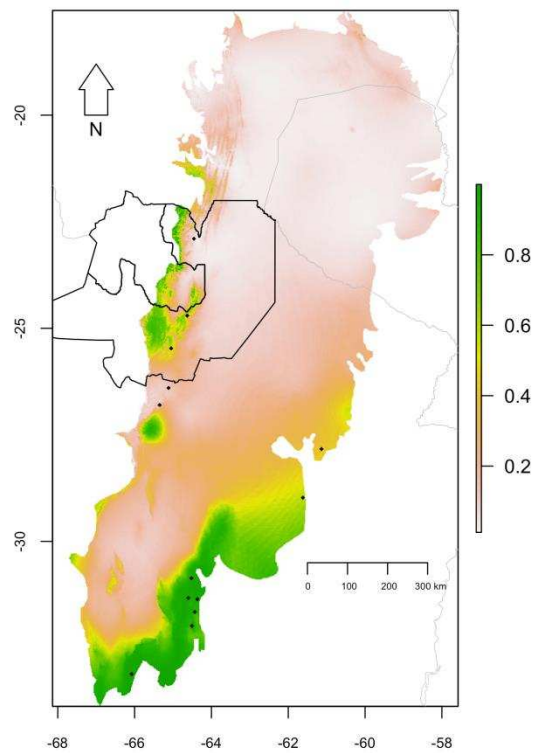
*Amphisbaena darwini*



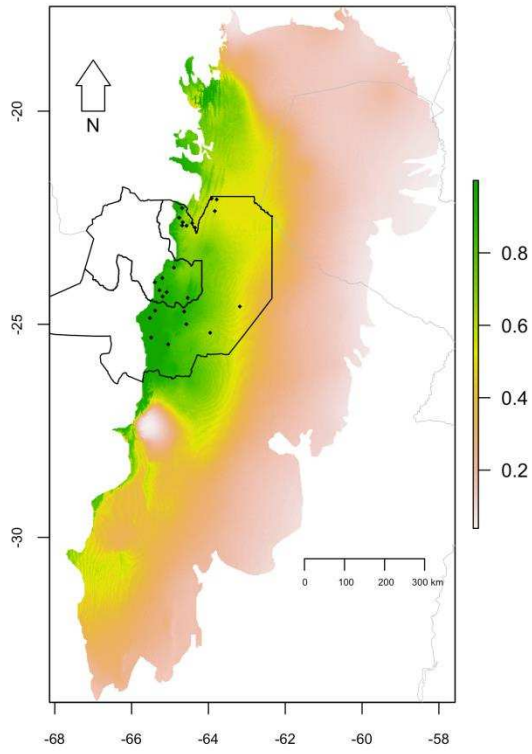
*Amphisbaena kingii*



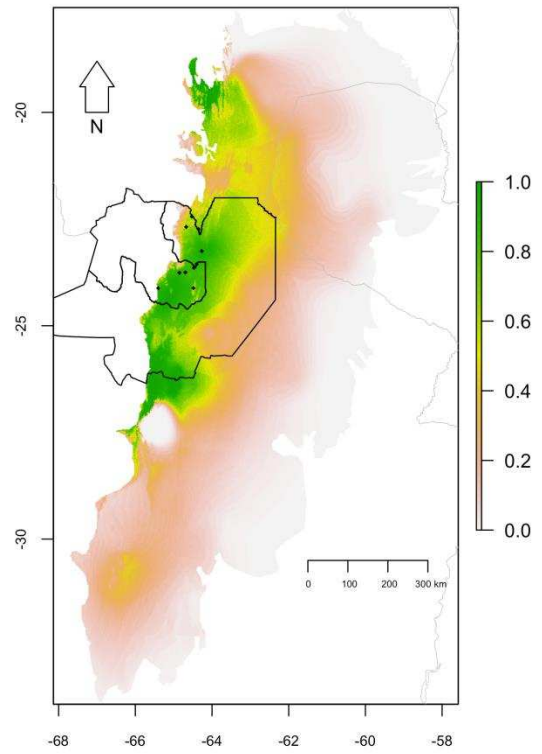
*Aspronema dorsivittata*



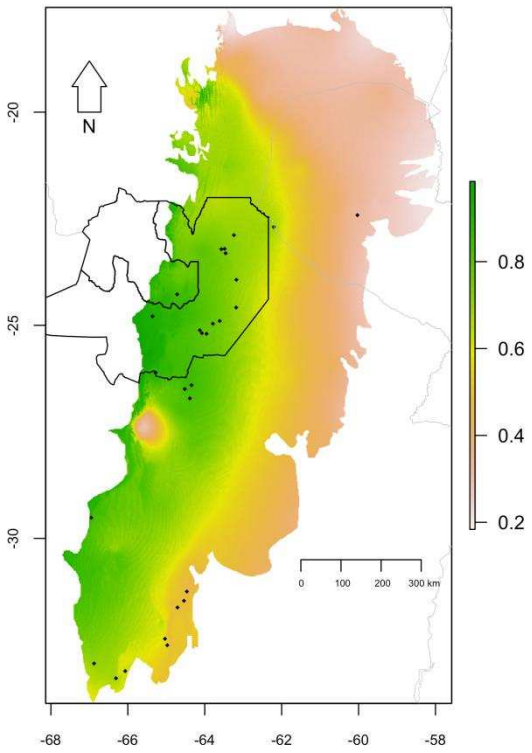
*Cercosaura parkeri*



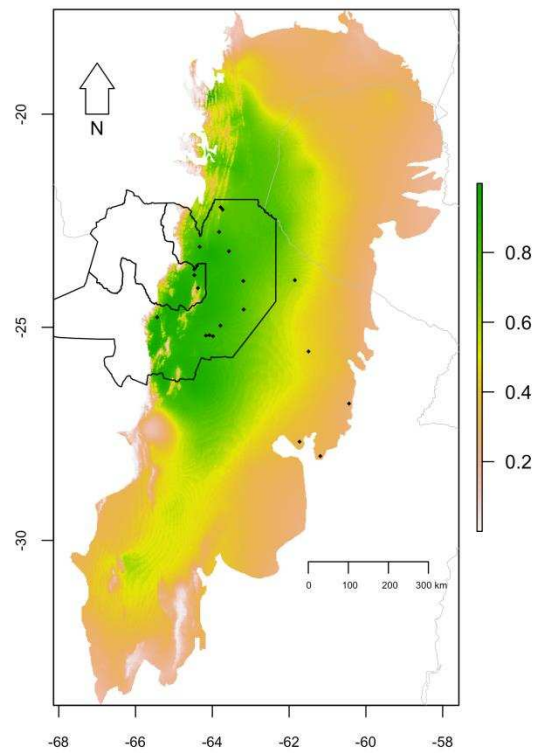
*Contomastix lacertoides*



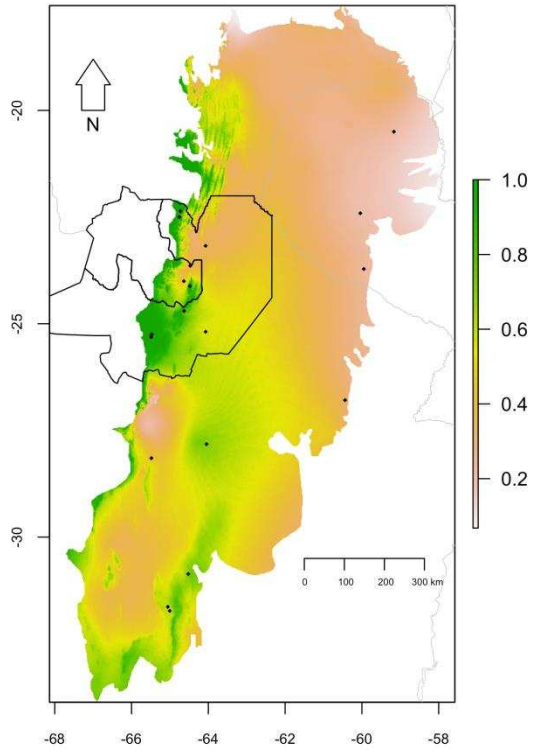
*Homonota fasciata*



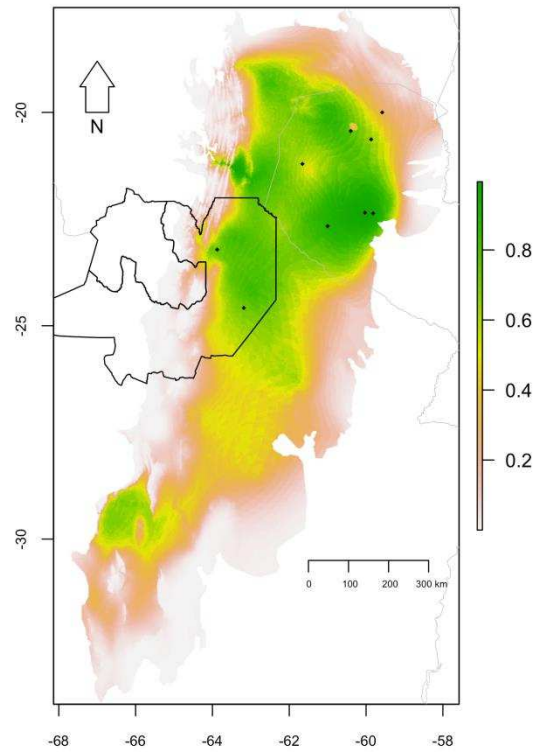
*Notomabuya frenata*



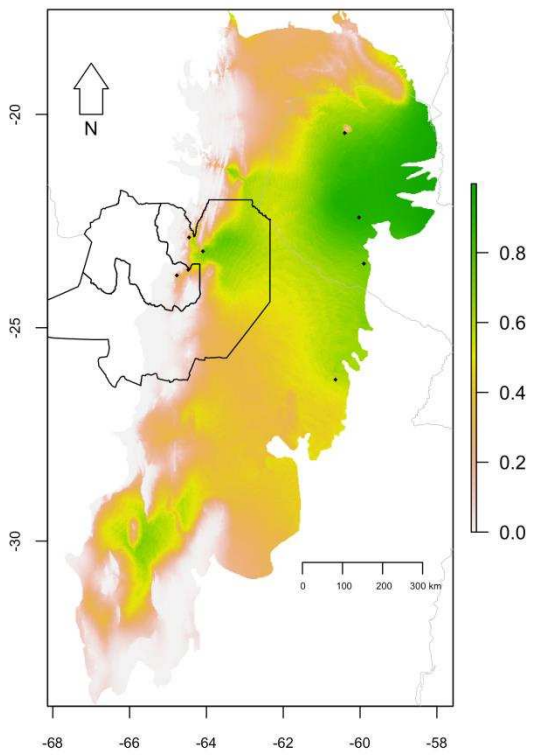
*Ophioides intermedius*



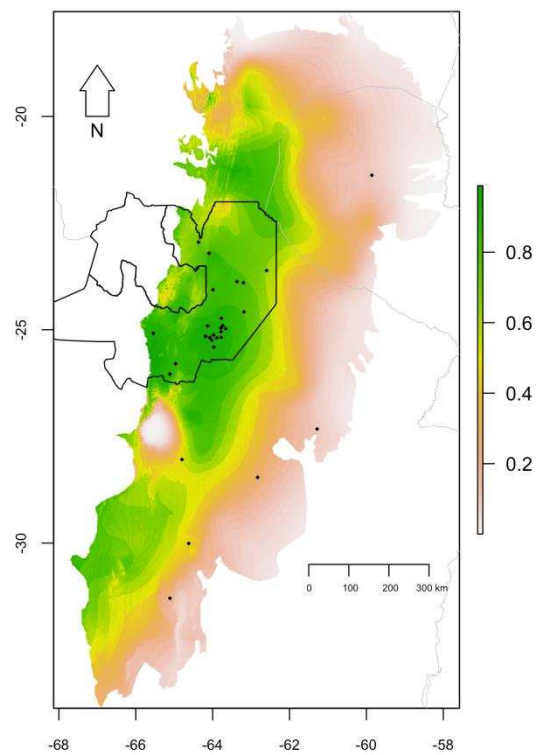
*Phyllopezus pollicaris*



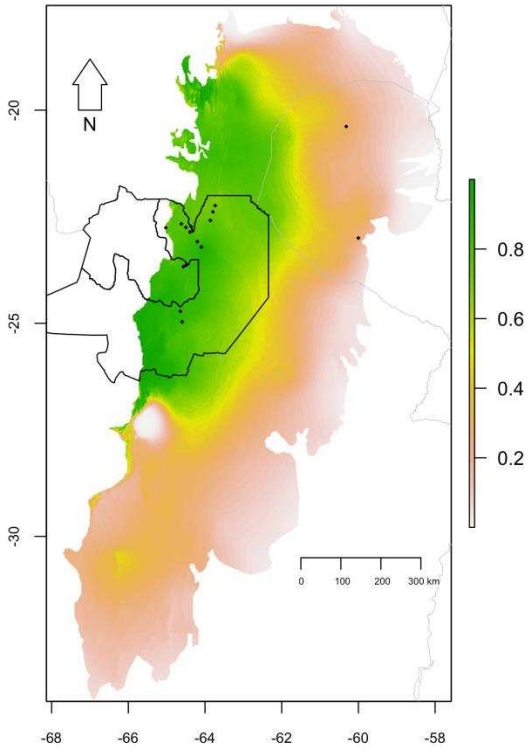
*Polychrus acutirostris*



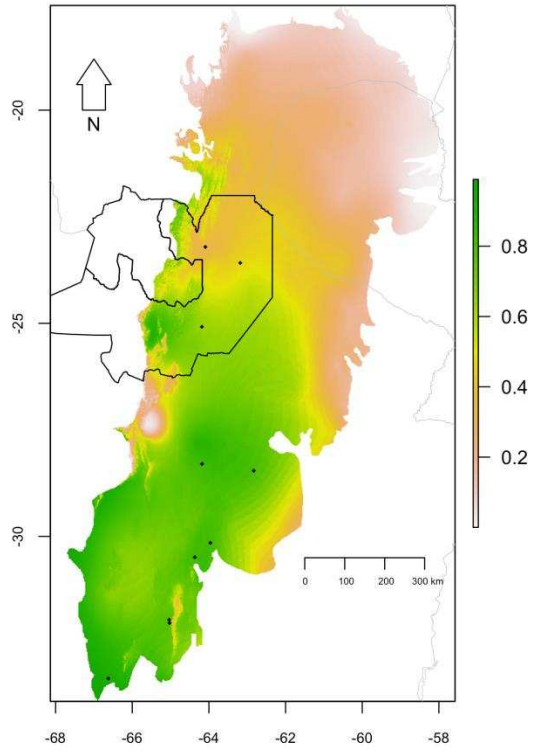
*Salvator rufescens*



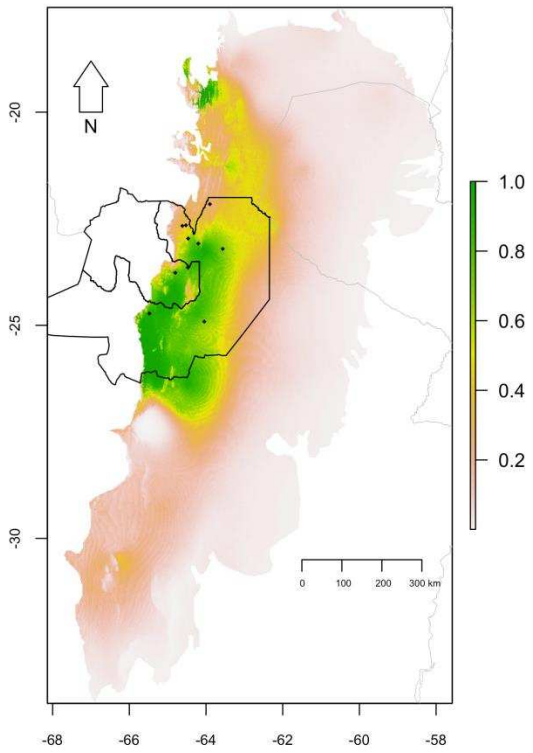
*Stenocercus caducus*



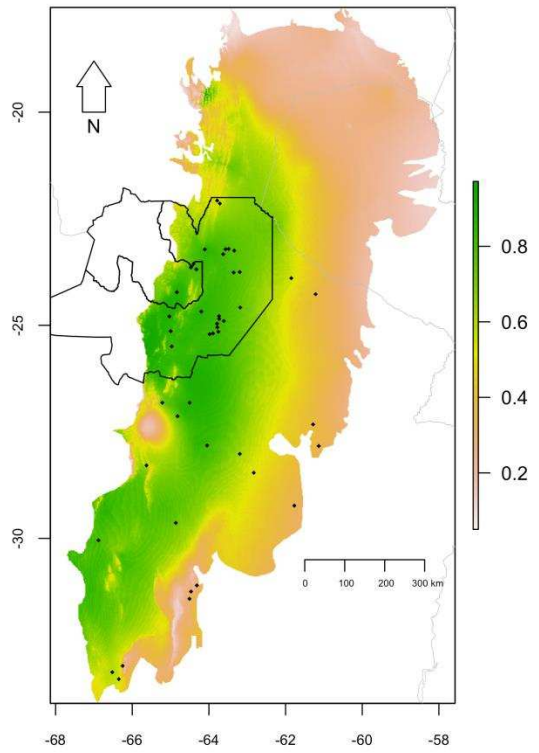
*Stenocercus doellojuradoi*



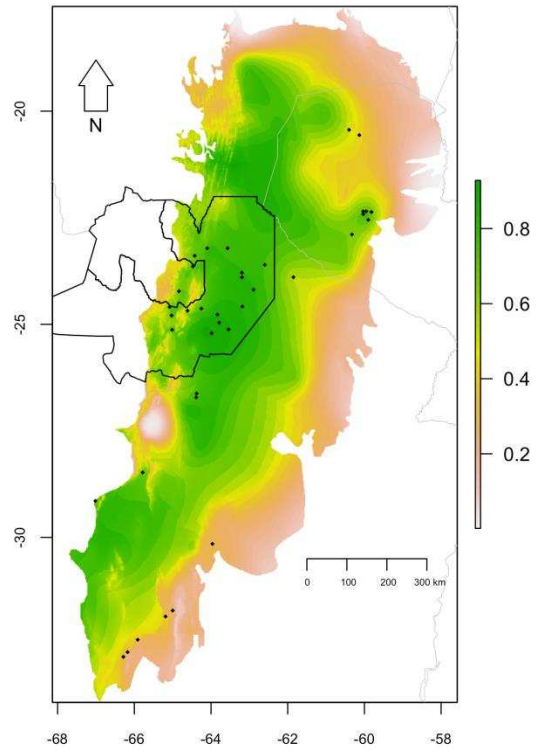
*Stenocercus roseiventris*



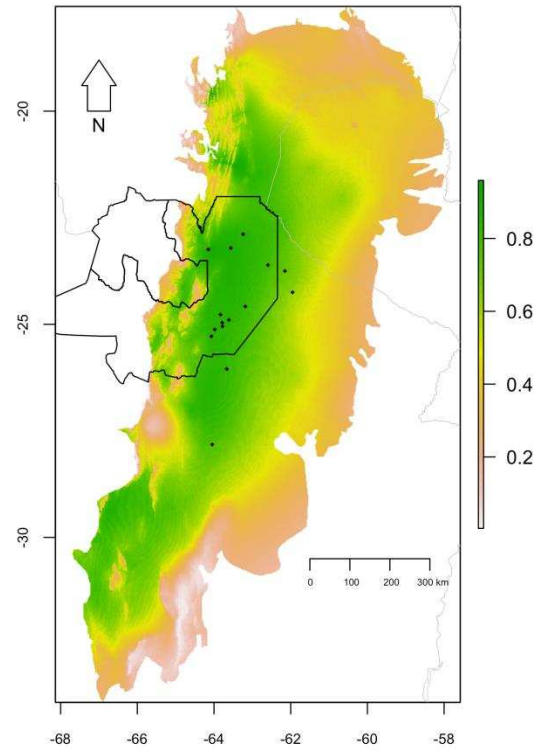
*Teius teyoy*



*Tropidurus etheridgei*



*Tropidurus spinulosus*



*Vanzosaura rubricauda*

