



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA, BIOQUÍMICA
Y FARMACIA



BIOGEOGRAFÍA DE LA CONSERVACIÓN DE TARÁNTULAS ARGENTINAS



ALUMNA: MAITE ALLEGUE

DIRECTOR: NELSON FERRETTI



C E R Z O S

Bahía Blanca, Febrero 2023



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA, BIOQUÍMICA
Y FARMACIA



BIOGEOGRAFÍA DE LA CONSERVACIÓN DE TARÁNTULAS ARGENTINAS

Tesis de grado presentada como requisito para optar por el grado
de Licenciada en Ciencias Biológicas

Alumna: Maite Allegue

Director: Nelson Ferretti

AGRADECIMIENTOS

A mi familia, por ser soporte en cada paso, por bancarse cada llanto y cada alegría. Especialmente a mis papás, por siempre apoyarme para que haga lo que me gusta y me haga feliz, gracias por cada día levantarse a trabajar para que yo pudiera hacer lo que amo, eternamente agradecida.

A mis amigos, los que me trajo la UNS, que me acompañaron en rendidas y en salidas. Parte esencial en encontrarme quien soy en este camino biológico.

A mis amigas de toda la vida, que se bancaron cada ausencia y me apoyaron en cada instante.

Gracias amigos o gracias hermanos.

Al pela, mi gran compañero, mi amor y también mi mejor amigo, que me acompañó en este último tramo que debe haber sido tal vez uno de los más difíciles, donde me conoció más que nunca en altos y bajos y me amo y acompañó en cada momento.

A mis animales de compañía, los que se fueron en el camino y los que siguen acá, por ser seres incondicionales que entienden más que ningún humano. Especialmente a mi Runa, la que se da cuenta de todo y me dio cariño siempre que me veía triste.

A los que ya no están, porque el dolor también es parte del proceso. A mi abuela Norma, que se fue en el trayecto de este camino biológico, que fue modelo de mujer fuerte y luchadora. Te voy a extrañar siempre abuelita. Y a mi tía Ale, que siempre va a estar en lo más profundo de mi corazón.

A Nuria, mi prima o mi hermana de otra mamá, por siempre ser lugar seguro. Mi compañera de vida.

A cada integrante del GIAS. A Nelson, a quien admiro no solo por lo que sabe sino también por siempre guiarme con tanta humildad y con tanto cariño. A la Rusa por también ser guía y hacerme reír en el camino. A Mica, Justi y Caro por ser tan buenas compañeras y siempre preocuparse por mi progreso de manera genuina. A cada uno, los admiro, gracias por recibirme y por un futuro brillante juntos.

A la UNS, la que al vivir lejos se volvió mi segunda casa, a la cual le tome enorme cariño. Gracias universidad pública de calidad por esta oportunidad. Gracias a cada docente excelente que me cruce en el camino, siempre voy a estar agradecida de la calidad tanto académica como de personas que tuve la suerte de encontrarme en el trayecto.

A cada persona que no nombre y saben quienes son, gracias porque cada persona me trajo acá de una manera u otra.

Gracias a todos, por ser parte de este proceso hermoso y ser parte indispensable de quien soy hoy.

ÍNDICE

RESUMEN.....	2
INTRODUCCIÓN	3
OBJETIVOS Y HIPÓTESIS	7
MATERIALES Y MÉTODOS	8
Datos de distribución y preparación de mapas.....	8
Riqueza	8
Análisis de endemidad	9
Panbiogeografía	11
Áreas prioritarias para la conservación	11
RESULTADOS	12
Datos de distribución y riqueza	12
Análisis de endemidad	18
Panbiogeografía	28
Áreas de endemismo y su relación con las áreas protegidas	31
DISCUSIÓN	33
CONCLUSIÓN	38
BIBLIOGRAFÍA	39

RESUMEN

El continuo crecimiento demográfico, la expansión de las fronteras agrícolas, la minería, la industrialización y la urbanización, contribuyen a la modificación acelerada del paisaje y a la destrucción del medio ambiente. Argentina actualmente cuenta con 437 áreas protegidas que cubren el 11,9 % de su superficie continental que contribuyen a reducir y/o detener dicha degradación ambiental. Frente a eso, la conservación de la diversidad biológica es un problema actual que llevó al surgimiento de la “Biogeografía de la conservación”. Uno de los objetivos de esta disciplina es la determinación de áreas prioritarias para conservar entre las que toman una gran importancia las áreas de endemismo (zonas de congruencia en la distribución de al menos dos taxones endémicos). Dentro de las metodologías ampliamente utilizadas para la obtención de dichas áreas de endemismo se encuentran el criterio de optimalidad y la panbiogeografía.

Las arañas de la familia Theraphosidae son arañas ampliamente distribuidas a lo largo de la Argentina y cuyo conocimiento respecto a su distribución y en cuestiones de conservación aún son muy escasos. Este grupo cuenta con características que las hacen aptas como modelos en estudios biogeográficos. Los objetivos principales de la presente tesis de grado consisten en la determinación de áreas de endemismo mediante el criterio de optimalidad y la panbiogeografía a partir de 580 registros georreferenciados de 42 especies de la familia Theraphosidae, así como también la determinación de la riqueza específica de estas especies en provincias, provincias biogeográficas y ecorregiones de la Argentina para así poder inferir el grado de protección de las tarántulas por parte del sistema de áreas protegidas.

Nuestros resultados determinaron que Chaco, Mendoza, Misiones y Salta son las provincias con mayor riqueza, así como también las provincias biogeográficas de Chaco, Yungas, Pampeana y Monte y las ecorregiones de Chaco Seco, Yungas Andinas del Sur, Pampas Húmedas y Bosque Atlántico del Alto Paraná. Se determinaron 65 áreas de endemismo totales mediante el criterio de optimalidad, principalmente en la zona de Bosque Atlántico del Alto Paraná, Bosque Húmedo de Araucaria, Yungas Andinas del Sur, Chaco Seco, Puna Andina Central, Bosque Templado Valdiviano, Estepa Patagónica y Monte Bajo a partir de distintos grupos de taxones endémicos. Mediante panbiogeografía se obtuvieron cuatro nodos biogeográficos asociados a la provincia de La Rioja, Tucumán, Salta y Formosa cuyos resultados coinciden como áreas de endemismo con el criterio de optimalidad en la región de las Yungas (en Tucumán y Salta) y determinan nuevas áreas de endemismo asociadas a Chaco Seco (La Rioja) y Chaco Húmedo (Formosa).

El grado de protección por parte del sistema de áreas protegidas de la Argentina varía en las distintas áreas de endemismo obtenidas, pero aun así dicha extensión de las áreas protegidas es insuficiente. Esto es debido a que muchos de los puntos de distribución de numerosas especies se encuentran por fuera y en varias áreas de endemismo obtenidas el grado de protección es bajo.

INTRODUCCIÓN

La biogeografía es la disciplina que estudia los patrones de distribución actuales y pasados de la diversidad biológica y sus causas ambientales (ecológicas) e históricas subyacentes (Sanmartín, 2012). Se sabe que los diferentes eventos geológicos y climáticos ocurridos en el pasado afectan a las distribuciones de los taxones coexistentes a lo largo del tiempo, estableciendo patrones de diversificación correlacionados y grupos de taxones de diferentes periodos de tiempo (tiempos de divergencia) que ocurren en una misma zona de endemismo (Ocampo Salinas *et al.*, 2019). La aplicación de principios biogeográficos en conservación es reciente surgiendo así una nueva sub-disciplina dentro de la Biogeografía, denominada “Biogeografía de la conservación” (Whittaker *et al.*, 2005). Este campo de estudio implementa la aplicación de principios, teorías y análisis biogeográficos asociando la dinámica de distribución de los taxones con los diversos problemas en relación a la conservación de la biodiversidad (Escalante & Morales, 2015). En las últimas décadas, la biogeografía se encuentra en un estado de revolución metodológica en relación a sus fundamentos, conceptos básicos, métodos y su complementariedad con otras disciplinas dentro de la biología comparada. Esto es debido en parte al advenimiento de herramientas modernas computacionales como los sistemas de información geográfica (SIG), que permiten llevar a cabo el análisis espacial de información biológica de manera más eficiente (Contreras Medina, 2006).

Uno de los objetivos de la biogeografía de la conservación es seleccionar áreas que puedan actuar como reservorios de especies, poblaciones, conjuntos biológicos y ecosistemas basándose en los conceptos de complementariedad, irremplazabilidad y vulnerabilidad de acuerdo con las directrices de la planificación sistemática de la conservación (Torres Miranda *et al.*, 2011). El siguiente paso implica el diseño real de las áreas protegidas, lo cual conlleva a un problema actual en términos de conservación y es que implica la participación activa de entidades gubernamentales. Si bien la República Argentina cuenta con 437 áreas protegidas que cubren el 11,9 % de su superficie continental (Ferrero, 2018), el esfuerzo invertido en proteger diferentes regiones del país es desigual. Actualmente las áreas protegidas constituyen una de las principales herramientas de conservación en todo el mundo demostrando ser efectivas para mitigar distintos usos antrópicos, por ej. deforestación, pastoreo, agricultura, etc., y de esta manera evitar en parte la pérdida de la biodiversidad (Portelli & Díaz Gomez, 2017). Muchas de las áreas protegidas de Argentina son foco importante de estudios de distintos grupos taxonómicos (Kass, 2020; Kutschker *et al.*, 2015), y en particular de artrópodos (Cava *et al.*, 2013; Flores *et al.*, 2004) e incluso arañas (Almada & Sarquis, 2017; Nadal *et al.*, 2018), lo cual resalta también la importancia de éstas a la hora de fomentar futuras investigaciones que puedan realizar grandes aportes.

Dentro de los desafíos que enfrenta la conservación se encuentra el continuo crecimiento demográfico, la expansión de las fronteras agrícolas, la minería, la industrialización y la urbanización que contribuyen a la modificación acelerada del paisaje y a la destrucción del medio ambiente (Brown *et al.*, 2012). En consecuencia, resulta imperativa la conservación de la diversidad biológica la cual se puede abordar desde la evolución, la comunidad ecológica y la conservación propiamente dicha (Portelli & Díaz

Gómez, 2017). A partir del año 2000, existen protocolos para el planeamiento sistemático de la conservación en el cual se resalta la identificación de áreas prioritarias para la conservación (APC) que incluyen la mayor cantidad de endemismos, representatividad y complementariedad, así como también la desvinculación de las mismas con aquellos factores que amenazan su persistencia (Margules & Saktar, 2009). Estas APC permitirían asegurar la persistencia del hábitat de especies y los procesos ambientales asociados a estos. Así, la biogeografía de la conservación puede elegir y delimitar áreas sujetas a planeación; compilar, evaluar y refinar los datos sobre la biodiversidad; analizar los datos y construir modelos según sea necesario; identificar los subgrupos de la biodiversidad; revisar el sistema existente de áreas de conservación; y priorizar las nuevas áreas potenciales para acciones de conservación. Si bien no existe un criterio único para seleccionar APC, estudios recientes promueven la incorporación de especies “marginales”, en términos de aquellos taxones que tradicionalmente no se consideran al momento de proponer APC, como los artrópodos y en particular las arañas (Wilson *et al.*, 2012).

La distribución geográfica de especies endémicas representa una huella histórica y ecológica de todas las entidades biológicas; por ende, tales áreas endémicas son reconocidas como áreas prioritarias para planes de conservación de la biodiversidad. Es así, que estudios relacionados con patrones de endemismo constituyen un paradigma central de la biogeografía y la conservación (Zhao *et al.*, 2021). Si bien existen diversas definiciones para las áreas de endemismo, las mismas usualmente se definen como zonas delimitadas por la distribución congruente de al menos dos taxones endémicos (lo que constituye una homología espacial) (Platnick, 1991; Morrone, 2001). La búsqueda de áreas de distribución coincidentes de taxones con características e historias evolutivas diversas incrementa la fiabilidad de una hipótesis de relación biogeográfica ya que una distribución común de diferentes grupos estaría indicando procesos evolutivos comunes (Estrada Sánchez *et al.*, 2019).

Entre los métodos más ampliamente utilizados en biogeografía de la conservación para la delimitación de áreas de endemismo se encuentran el análisis de parsimonia de endemismos (Morrone, 2014), la panbiogeografía (Croizat, 1958; Craw *et al.*, 1999; Arzamendia & Giraud, 2012) y el criterio de optimalidad (Szumik *et al.*, 2002).

Uno de los métodos más recientes y utilizados para delimitar áreas de endemismo es el criterio de optimalidad propuesto por Szumik *et al.* (2002) y Szumik & Goloboff (2004). Este método es efectivo ya que utiliza un criterio de optimización basado en la definición de áreas de endemismo de Platnick (1991), donde se determina cuántos taxones y en qué nivel contribuyen a la delimitación de cada área, detectando congruencias en las distribuciones de los distintos taxones para establecer áreas de endemismo. Es importante destacar que el criterio de optimalidad, a diferencia de los métodos restantes, utiliza como base las coordenadas geográficas, permite implementar rellenos de celdas y calcular áreas consenso.

La panbiogeografía es un programa de investigación dentro de la biogeografía histórica que supone que las barreras geográficas evolucionan junto con las biotas, lo que se resume en la sentencia que “tierra y vida evolucionan juntas” (Croizat, 1964). Croizat (1958, 1964) distinguió dos etapas en la evolución de

la distribución espacial de los seres vivos: i) los organismos son móviles y se expanden activamente para ocupar el mayor espacio geográfico posible y ii) su distribución geográfica se estabiliza, por lo que si surgen barreras que impiden a la dispersión, la distribución se fragmenta, fenómeno conocido como “vicarianza” (Morrone, 2002, 2004; Ferretti, 2013). La panbiogeografía postula que la distribución coincidente de diferentes taxones revela la existencia de biotas ancestrales, con sus distribuciones geográficas fragmentadas debido a eventos vicariantes (Grehan, 2011).

El paradigma de Croizat consiste en representar en un mapa los puntos de distribución de los taxones para luego generar los trazos individuales, es decir, la conexión de los puntos donde la suma de los segmentos que los conectan tenga una distancia mínima (Page, 1987). Estos trazos individuales representan la distribución espacial de cada taxón. Si estos trazos individuales se superponen es posible construir trazos generalizados lo que indica una biota ancestral ampliamente distribuida en el pasado, la cual fue posteriormente fragmentada por eventos físicos (Craw, 1988; Craw *et al.*, 1999; Crisci *et al.*, 2000; Morrone 2000, 2005). Cuando dos o más trazos generalizados convergen en un área determinada conforman un nodo, donde fragmentos bióticos y/o geológicos de distinto origen se interrelacionan en espacio-tiempo, en respuesta a algún cambio físico, para dar lugar a un área compuesta. Los nodos resultan particularmente importantes desde el punto de vista de la conservación, ya que contienen elementos bióticos de diferentes orígenes que podrían considerarse como “hot spots” (Ferretti, 2013). Esto permite seleccionar APC con la mayor diversidad biogeográfica en términos, no solo del número de especies, sino también asociado al grado de diferencia de la biota presente en los nodos.

En los últimos años, las arañas del infraorden Mygalomorphae adquirieron un rol muy importante como organismos modelo en diversos estudios de conservación. Estas arañas tienen características de vida particulares que las convierten en referentes para ser incluidas dentro de los programas de conservación. Por ejemplo, se encuentran en el tope de la cadena alimenticia, por ende, los predadores usualmente actúan como especies indicadoras de la salud del ecosistema, como así también su particular abundancia local en rangos geográficos muy restringidos (Wilson *et al.*, 2012).

Dentro de Mygalomorphae, la familia más diversa es Theraphosidae, comúnmente conocidas como tarántulas o arañas pollito en nuestro país. Esta familia actualmente cuenta con 156 géneros englobando 1047 especies, de las cuales 52 están presentes en la República Argentina (World Spider Catalog, 2023; Catálogo de Arañas Argentinas, 2023). Estas arañas se distribuyen principalmente en el centro y norte de nuestro país, en distintos tipos de ambientes y se han adaptado a diferentes formas de vida. En su mayoría son arañas de gran tamaño, pilosas, que viven en cuevas, bajo piedras o en refugios de seda en el suelo. En general presentan ciclos de vida extremadamente largos en comparación con otras arañas alcanzando la madurez sexual entre los 3 a 6 años. Las hembras son longevas pudiendo vivir hasta los 30 años, mientras que los machos una vez alcanzada la edad adulta viven solo unos meses ya que se reproducen en temporada y luego suelen perecer (Ferretti, 2020). La hembra realiza una puesta de huevos al año de un número variable y los juveniles, cuando emergen del saco de huevo, se dispersan

caminando sin alejarse de la cueva de la madre, lo que resulta en distribuciones espaciales agregadas en muchas de las especies (Ferretti, 2020)

Las tarántulas cumplen con varios criterios que se priorizan al momento de postular APC (Wilson *et al.*, 2012) como una limitada capacidad de dispersión, ciclos de vida muy largos, la especificidad de hábitat y fidelidad de sitio (Newton *et al.*, 2020). Estas características de historia natural influyen drásticamente en las estructuras poblacionales de las especies, como así también promueven la fragmentación geográfica a lo largo del espacio y el tiempo. Como resultado de esto, numerosos taxones exhiben distribuciones geográficas restringidas, convirtiéndolos en grupos muy vulnerables en términos de conservación, ya que se ven afectados drásticamente no solo por las diversas actividades antrópicas que degradan y/o destruyen sus hábitats sino también por los efectos del cambio climático. La sensibilidad de las tarántulas frente a los cambios en su hábitat y/o al mascotismo conlleva a que algunas especies se encuentren categorizadas con algún grado de amenaza en la Lista Roja de la UICN (Ferretti & Pompozzi, 2012). Es importante resaltar que a pesar de que las tarántulas son parte de la biodiversidad, usualmente no son consideradas (al igual que el resto de las arañas) en las estrategias de conservación, esto quizás asociado a una carga cultural negativa plagada de prejuicios y desvalorización. El manejo sostenible de las tarántulas nativas de América depende del conocimiento de sus principales amenazas, relevancia para el medio ambiente y la creación de políticas públicas que involucren a la sociedad en acciones de manejo, protección y conservación (Mendoza, 2020).

El conocimiento sobre las tarántulas de Argentina aún es muy escaso, a pesar de que en los últimos años se ha incrementado la información acerca de su biología y taxonomía (Schwerdt *et al.*, 2019; Ferretti, 2015; Copperi *et al.*, 2011). El presente trabajo pretende desarrollar un enfoque biogeográfico integrador de la conservación a través de la evaluación de los patrones de distribución multi-específicos, el estudio de la riqueza específica y de las áreas de endemismo en la República Argentina con el fin último de evaluar su relación con las áreas protegidas existentes y proponer APC.

OBJETIVOS Y HIPÓTESIS

Objetivos generales

El presente trabajo pretende desarrollar un enfoque biogeográfico integrador de la conservación a través de la evaluación de los patrones de distribución multi-específicos, el estudio de la riqueza específica y de las áreas de endemismo de las tarántulas en la República Argentina con el fin último de evaluar su relación con las áreas protegidas existentes y proponer APC.

Objetivos específicos

- Conocer la distribución actual de las especies de tarántulas de la Argentina.
- Evaluar la riqueza específica de provincias políticas, provincias biogeográficas y ecorregiones de la Argentina.
- Identificar áreas de endemismo de las tarántulas que habitan nuestro país.
- Evaluar la ubicación de las áreas de endemismo obtenidas en relación a las áreas protegidas existentes en la Argentina.

Hipótesis

- Los patrones de distribución de las tarántulas permiten identificar áreas de alta riqueza específica relevantes en términos de su conservación.
- Dadas las características de vida de las tarántulas, es posible identificar áreas de endemismo mediante metodología biogeográfica explícita que pueden ser contrastadas con las áreas protegidas existentes en la Argentina.

MATERIALES Y MÉTODOS

Datos de distribución y preparación de mapas

Se delimitó la distribución geográfica de todas las especies de la familia Theraphosidae presentes en la Argentina incluyendo aquellas de identificación fiable y validez taxonómica. Para ello, los puntos de distribución se obtuvieron a partir de coordenadas geográficas provenientes de trabajos taxonómicos publicados disponibles en el World Spider Catalog (2023) (<https://wsc.nmbe.ch/>) y de datos de distribución del portal GBIF (<https://www.gbif.org/es/>) donde se incluyen georreferencias de especímenes depositados en colecciones nacionales. Además, se incorporaron coordenadas geográficas de especies provenientes de datos no publicados de nuestro grupo de investigación. Se tuvieron en cuenta aquellos datos de distribución que estuvieran correctamente especificados en los trabajos y de los cuales no esté en duda su identificación y validez. Las localidades que no presentaban coordenada geográfica se georreferenciaron con Google Maps (<https://www.google.com.ar/maps>) y Geody (<https://www.geody.com/?world=terra>).

Los puntos de distribución se listaron en coordenadas geográficas, por especie, en hojas de cálculo del paquete Office Excel, 2019. Posteriormente dichos puntos se exportaron al programa DIVA GIS v7.5 (Hijmans *et al.*, 2001) y se convirtieron a formato de capa (SHP) ser proyectados sobre mapas de la Argentina utilizando el sistema de información geográfica QGIS v3.24 (<https://www.qgis.org/es/site/>).

Las capas de los diferentes mapas se obtuvieron de www.diva-gis.org (provincias de la Argentina), de las propuestas de Arana *et al.* (2017) (Figura 1 en ANEXO I) para las provincias biogeográficas de la Argentina (<http://www.exa.unrc.edu.ar/page/?elEspinal>) y de Olson *et al.* (2001) (Figura 2 en ANEXO I) para las ecorregiones (www.sciencebase.gov).

A partir de la base de datos total se estimó la cantidad de registros por especie, especies exclusivas de la Argentina y especies con un solo punto en su distribución geográfica.

Riqueza

A partir de los patrones de distribución de todas las especies de tarántulas de la Argentina, se infirió la riqueza específica para las provincias, para provincias biogeográficas (propuesta Arana *et al.*, 2017) y para las ecorregiones presentes (propuesta de Olson *et al.*, 2001). Esto se llevó a cabo superponiendo los mapas de distribución sobre las capas conteniendo la información espacial en QGIS. Se consideraron aquellos puntos que se ubican y son distinguibles dentro de cada división y en el caso de puntos que se ubican en los límites de las divisiones se les asignó presencia en ambas áreas. La información se analizó y graficó utilizando el paquete Office Excel, 2019

Análisis de endemidad

Con el fin de identificar áreas de endemismo (AE) se utilizó el criterio de optimalidad propuesto por Szumik et al. (2002) y Szumik & Goloboff (2004) implementando en el programa NDM/VNDM v3.1. En el análisis se usaron como datos de entrada los puntos de distribución conteniendo las coordenadas geográficas de las especies de la familia Theraphosidae en un archivo .xyd con formato “latitud”, “longitud”. El criterio de optimalidad construye una grilla de presencia/ ausencia de taxones para el área determinada. En relación al área geográfica a analizar y el número de puntos de distribución, se optó por usar los siguientes tamaños de grilla: 2°, 1,5° y 1°.

El programa NDM/ VNDM evalúa la coincidencia entre los rangos de distribución de las distintas especies dentro del conjunto de celdas en el área en estudio. A su vez, el criterio estima mediante un índice de endemidad (IE, entre 0 y 1) cuántos y cuán endémicos son los taxones para un área determinada. Un IE = 1 para una especie, demuestra que la distribución se ajusta perfectamente al AE obtenida y no hay puntos de distribución por fuera de las celdas. En este estudio se retuvieron aquellas áreas con un IE superior a 2, el cual representa la suma de los índices de endemidad obtenidos para las especies que soportan dicha área.

El programa utiliza la siguiente formula (Szumik *et al.*, 2002) para el cálculo de las AE:

$$IE_x = \frac{p + (i \times F_i) + (a \times F_a)}{t + (o \times 1/F_o) + (d \times 1/F_d) + (n \times 1/F_n)}$$

Donde;

p: número de celdas del área donde la especie X está presente; i: número de celdas del área donde la especie X está inferido. El programa asigna automáticamente presencia potencial de un taxón en una celda dada, si dicha celda cuenta con un número mínimo de presencias observadas en su vecindad; a: número de celdas del área donde el taxón X está asumido. Este parámetro es determinado por el usuario; t: número total de celdas que tiene el área; o: número de celdas adyacentes al área donde el taxón X está presente; d: número de celdas adyacentes al área donde el taxón X está asumido; n: número de celdas no-adyacentes al área donde el taxón X está asumido; Fi: factor para presencias inferidas dentro del área (defecto 0.50); Fa: factor para presencias asumidas dentro del área (defecto 0.75); Fo: factor para presencias observadas fuera del área (defecto 0.50); Fd: factor para presencias asumidas adyacentes al área (defecto 2.00); Fn: factor para presencias asumidas no-adyacentes al área (defecto 0.50).

El algoritmo del criterio de optimalidad penaliza fuertemente la presencia fuera del AE. El índice decrece cuando falta en una o más celdas.

A modo de ejemplo, en la Figura 1 se observa un área de endemismo determinada por las celdas amarillas, donde dentro se encuentran como puntos a color distintos datos de distribución de tres especies. El IE de cada una de ellas dependerá de que tan bien se ajusten estos puntos a las celdas amarillas (es decir, al AE). En el caso de la especie representada como puntos azules, su distribución se

encuentra completamente dentro de los límites del AE y hay un punto azul por cada celda amarilla, por lo que dicha especie tendrá un IE alto. Por otro lado, la especie representada con puntos verdes tendrá un valor menor del IE a la especie representada en azul ya que, aunque no se encuentra fuera de los límites representados por las celdas amarillas, tampoco hay presencia de los puntos verdes en cada una de dichas celdas. Por último, la especie representada en rojo tendrá el menor valor IE con respecto a las otras dos ya que, a pesar de estar presente en cada una de las celdas amarillas, uno de sus puntos cae por fuera de los límites del AE.

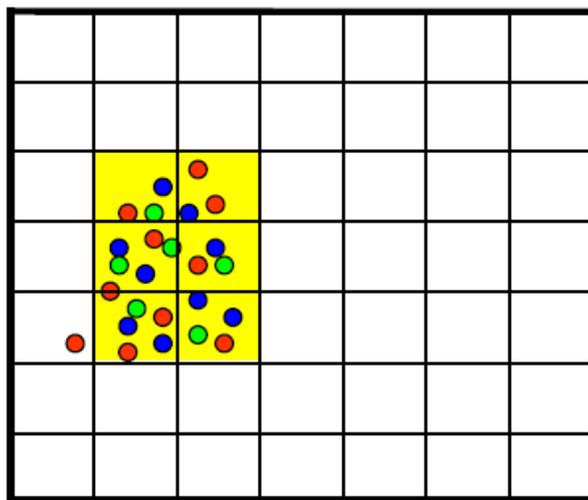


Figura 1. Área de endemismo hipotética representada por las celdas amarillas con puntos de distribución de tres especies representadas por los puntos azules, rojos y verdes. Extraído de Szumik *et al.* (2006).

Aquellos puntos que caen sobre el límite de dos celdas son considerados siempre como presencia observada para ambas celdas; lo mismo vale para los vértices. El programa permite realizar un relleno de los puntos para aquellos que caen cerca del límite de alguna celda. Con el fin de evaluar el desempeño del programa en base al conjunto de datos a utilizar en este estudio, se implementaron rellenos del 100, 50 y 25 de presencias observadas (de igual valor que la celda que posee el punto), así también se realizó un análisis sin aplicar relleno de celdas.

El análisis de endemidad por NDM/VNDM puede resultar en múltiples áreas de endemismo por lo que se recomienda utilizar áreas consenso. En este estudio se usó un consenso flexible del 100% para resumir la cantidad de áreas obtenidas. El consenso flexible indica que un área individual será incluida en el consenso mientras comparta el porcentaje dado de especies endémicas con alguna de las áreas que componen dicho consenso.

Dado el número de AE obtenidas y la correspondencia entre las mismas, en este estudio se presentan como resultado las figuras correspondientes a las áreas obtenidas sin relleno y con relleno del 25 (sobre mapas de la Argentina). Las AE con rellenos de celdas de 100 y 50 se muestran en el ANEXO II con formato de salida NDM/VNDM.

Panbiogeografía

Para llevar a cabo el análisis panbiogeográfico se utilizó la base de datos georreferenciada obtenida previamente. Las distribuciones de todas las especies de tarántulas se analizaron con el programa Croizat (Cavalcanti, 2009). Este programa permite generar los trazos individuales de cada una de las especies y posteriormente superponerlos en búsqueda de congruencias para obtener los trazos generalizados. Los parámetros utilizados en Croizat fueron los siguientes: cut value = 1,5, lmax = 0,5, lmin = 0,5, maxline = 1, ci = 0,8, strategy = croizat0. Estos parámetros permiten delimitar el área de estudio. Los trazos individuales y generalizados se exportaron en formato de capa (SHP) para luego superponerlos en mapas con el programa QGIS. A partir de la superposición de los trazos generalizados, se obtuvieron diferentes nodos biogeográficos. Los nodos biogeográficos se caracterizan por ser áreas biológicas de endemismos, centros de alta diversidad, límites de distribución, disyunción, especies que resultan difíciles de identificar, o anomalías ecológicas (Heads, 2004).

Áreas prioritarias para la conservación

Las AE obtenidas junto a los puntos de distribución de las especies que determinaron dichas áreas se superpusieron con la capa conteniendo información de las áreas protegidas existentes actualmente en la Argentina. A partir de la extensión de las áreas protegidas, se evaluó el grado de protección de las áreas de endemismo obtenidas, como así también sobre el patrón de distribución de las especies que aportan a tales áreas.

Esto se realizó utilizando el programa QGIS incorporando la capa de las áreas protegidas de la Argentina provista por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación Argentina (<https://www.argentina.gob.ar/ambiente/areas-protegida/mapa>) que consideran áreas protegidas provinciales y nacionales, así como también sitios Ramsar y reservas de la biosfera .

RESULTADOSDatos de distribución y riqueza

Para las 42 especies de tarántulas distribuidas en la Argentina se obtuvieron un total de 580 registros georreferenciados (Tabla 1).

Tabla 1. Lista de las especies de tarántulas analizadas con sus respectivos números de registros.

Especie	Cantidad de registros
<i>Acanthoscurria chacoana</i> Bréthes, 1909	10
<i>Acanthoscurria cordubensis</i> Thorell, 1894	36
<i>Acanthoscurria musculosa</i> Simon, 1892	48
<i>Catumiri argentinense</i> (Mello-Leitão, 1941)	59
<i>Catumiri parvum</i> (Keyserling, 1878)	2
<i>Cyriocosmus versicolor</i> (Simon, 1897)	5
<i>Euathlus diamante</i> Ferretti, 2015	7
<i>Euathlus grismadoi</i> Ríos-Tamayo, 2020	1
<i>Euathlus mauryi</i> Ríos-Tamayo, 2020	3
<i>Euathlus pampa</i> Ríos-Tamayo, 2020	1
<i>Euathlus sagei</i> Ferretti, 2015	4
<i>Euathlus tenebrarum</i> Ferretti, 2015	4
<i>Euathlus truculentus</i> L. Koch, 1875	6
<i>Eupalaestrus campestratus</i> (Simon, 1891)	9
<i>Eupalaestrus crassimetatarsis</i> Borges, Paladini & Bertani, 2021	2
<i>Eupalaestrus lae</i> Ferretti & Barneche, 2012	3
<i>Eupalaestrus weijenberghi</i> (Thorell, 1894)	26
<i>Grammostola anthracina</i> (C. L. Koch, 1842)	6
<i>Grammostola burzaquensis</i> Ibarra, 1946	14
<i>Grammostola chalcothrix</i> Chamberlin, 1917	21
<i>Grammostola diminuta</i> Ferretti, Pompozzi, González & Pérez-Miles, 2013	7
<i>Grammostola doeringi</i> (Holmberg, 1881)	61
<i>Grammostola inermis</i> Mello-Leitão, 1941	36
<i>Grammostola pulchripes</i> (Simon, 1891)	25
<i>Grammostola quirogai</i> Montes de Oca, D'Elía & Pérez-Miles, 2016	8
<i>Grammostola vachoni</i> Schiapelli & Gerschman, 1961	54
<i>Hapalotremus chasqui</i> Ferretti, Cavallo, Chaparro, Ríos-Tamayo, Seimon & West, 2018	4
<i>Hapalotremus martinorum</i> Cavallo & Ferretti, 2015	4

<i>Homoeomma elegans</i> (Gerschman & Schiapelli, 1958)	2
<i>Homoeomma uruguayense</i> (Mello-Leitão, 1946)	22
<i>Phrixotrichus pucara</i> Ferretti, 2015	1
<i>Phrixotrichus vulpinus</i> (Karsch, 1880)	9
<i>Plesiopelma aspidosperma</i> Ferretti & Barneche, 2013	2
<i>Plesiopelma longisternale</i> (Schiapelli & Gerschman, 1942)	56
<i>Plesiopelma paganoi</i> Ferretti & Barneche, 2013	2
<i>Tmesiphantes crassifemur</i> (Gerschman & Schiapelli, 1960)	2
<i>Tmesiphantes mutquina</i> (Perafán & Pérez-Miles, 2014)	2
<i>Tmesiphantes uru</i> (Perafán & Pérez-Miles, 2014)	5
<i>Tmesiphantes yupanqui</i> (Perafán & Pérez-Miles, 2014)	1
<i>Vitalius longisternalis</i> Bertani, 2001	2
<i>Vitalius paranaensis</i> Bertani, 2001	6
<i>Vitalius roseus</i> (Mello-Leitão, 1923)	2

La superposición de los registros de distribución de todas las especies sobre las provincias de la Argentina, provincias biogeográficas y ecorregiones se muestran en las Figura 2, 3 y 4 respectivamente

- *Vitalius roseus*
- *Vitalius paranaensis*
- *Vitalius longisternalis*
- *Tmesiphantes yupanqui*
- *Tmesiphantes uru*
- *Tmesiphantes mutquina*
- *Tmesiphantes crassifemur*
- *Plesiopelma paganoi*
- *Plesiopelma longisternale*
- *Plesiopelma aspidosperma*
- *Phrixotrichus vulpinus*
- *Phrixotrichus pucara*
- *Homoeomma uruguayense*
- *Homoeomma elegans*
- *Hapalotremus martinorum*
- *Hapalotremus chasqui*
- *Grammostola vachoni*
- *Grammostola quirogai*
- *Grammostola pulchripes*
- *Grammostola inermis*
- *Grammostola doeringi*
- *Grammostola diminuta*
- *Grammostola chalcotrix*
- *Grammostola burzaquensis*
- *Grammostola anthracina*
- *Eupalaestrus weijenberghi*
- *Eupalaestrus laeae*
- *Eupalaestrus crassimetatarsis*
- *Eupalaestrus campestratus*
- *Euathlus truculentus*
- *Euathlus tenebrarum*
- *Euathlus sagei*
- *Euathlus pampa*
- *Euathlus mauri*
- *Euathlus grismadoi*
- *Euathlus diamante*
- *Cyriocosmus versicolor*
- *Catumiri parvum*
- *Catumiri argentinense*
- *Acanthoscurria musculosa*
- *Acanthoscurria cordubensis*
- *Acanthoscurria chacoana*

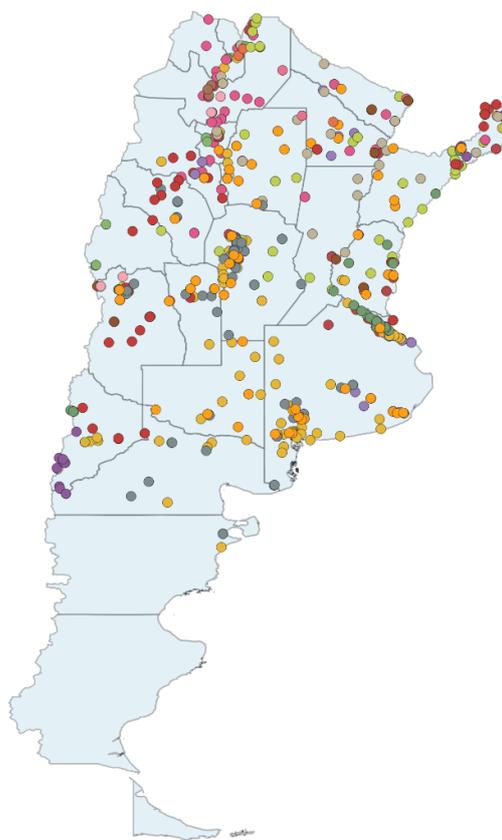


Figura 2. Distribución de las especies de la familia Theraphosidae presentes en la Argentina.

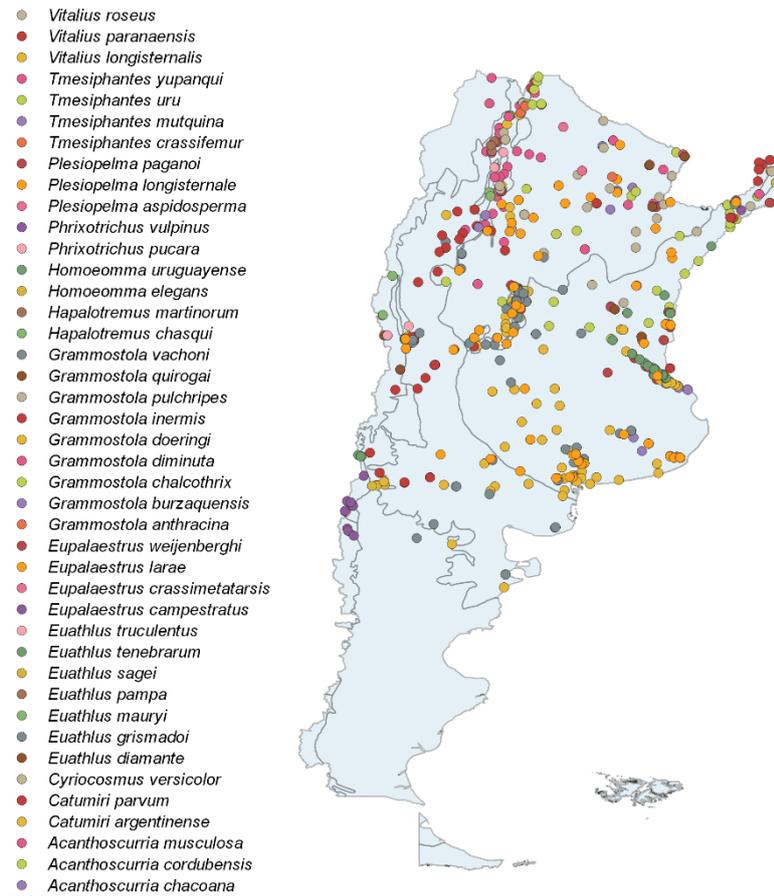


Figura 3. Distribución de las especies de la familia Theraphosidae proyectadas sobre las provincias biogeográficas de la Argentina propuestas por Arana *et al.* (2017).

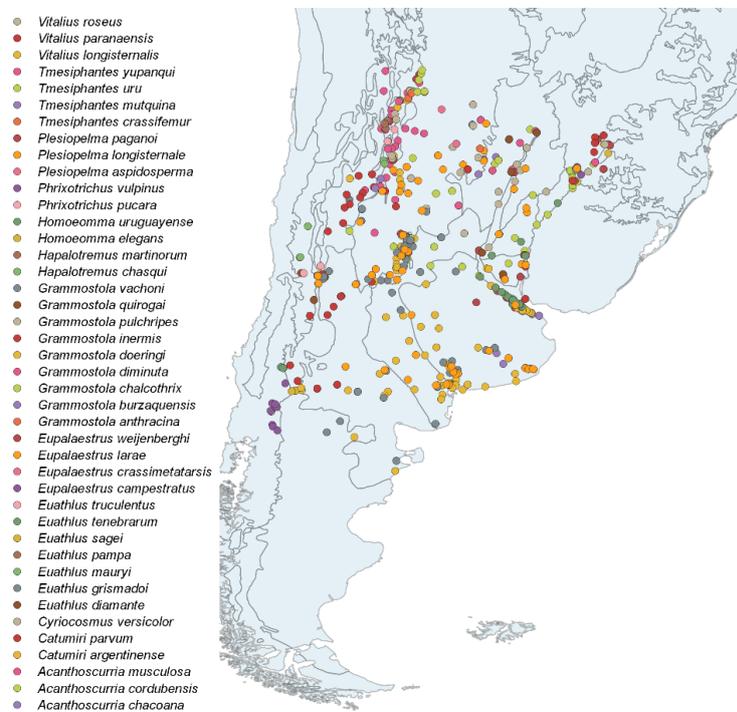


Figura 4. Distribución de las especies de la familia Theraphosidae proyectadas sobre las ecorregiones de la Argentina propuestas por Olson *et al.* (2001).

Tabla 2. Listado de las distintas provincias de la Argentina con su respectiva riqueza de especies de Theraphosidae.

Provincias	Riqueza absoluta
Salta	16
Chaco	12
Misiones	12
Mendoza	10
Santiago del Estero	9
Córdoba	9
Tucumán	8
La Rioja	8
Entre Ríos	8
Buenos Aires	8
Formosa	7
Catamarca	7
Jujuy	6
Santa Fé	6
Neuquén	6
Corrientes	5
San Juan	4
San Luis	4
La Pampa	4
Rio Negro	4
Chubut	2
Santa Cruz	0
Tierra del Fuego	0

Respecto a la riqueza absoluta, se obtuvieron los mayores valores para las provincias de Salta, Chaco, Misiones y Mendoza (Tabla 2). Contrariamente, las provincias de Santa Cruz y Tierra del Fuego no presentaron especies de Theraphosidae (Tabla 2). La mayor riqueza hallada en las provincias biogeográficas de la Argentina fue para la provincia Chaco, seguida por las provincias de Yungas, Pampeana y Monte, mientras que Bosque de Magallanes no presentó ninguna especie (Tabla 3). En relación a la riqueza de las especies de tarántulas observada en las ecorregiones es posible identificar al Chaco Seco como la región con mayor número de especies, seguida luego por varias ecorregiones de riqueza similar, como Yungas Andinas del Sur, Pampas Húmedas, Bosque Atlántico del Alto Paraná y Espinal (Tabla 4). Las ecorregiones de Puna Andina Central Seca y Bosque Subpolar de Magallanes no presentaron especies (Tabla 4).

Tabla 3. Listado de las provincias biogeográficas de la Argentina con su respectiva riqueza específica de la familia Theraphosidae.

Provincias biogeográficas	Riqueza absoluta
Chaco	22
Yungas	15
Pampeana	14
Monte	13
Bosque Paraná	11
Bosque de Araucaria	6
Cuyana Alta Andina	5
Comechingones	4
Patagonia	3
Maule	3
Puna	1
Bosque Valdiviano	1
Bosque de Magallanes	0

Tabla 4. Listado de las distintas ecorregiones de la Argentina con su respectiva riqueza específica de la familia Theraphosidae.

Ecorregiones	Riqueza absoluta
Chaco seco	21
Yungas Andinas del Sur	15
Pampas Húmedas	13
Bosque Atlántico del Alto Paraná	11
Espinal	10
Chaco Húmedo	8
Sabana Inundada del Paraná	8
Monte Bajo	8
Estepa Andina del Sur	7
Monte Alto	7
Sabana Mesopotámica del Cono Sur	5
Estepa Patagónica	4
Bosque Templado Valdiviano	3
Bosque Húmedo de Araucaria	3
Puna Andina Central	1
Puna Andina Central Seca	0
Bosque Subpolar de Magallanes	0

Del total de las 42 especies de tarántulas con registros de distribución presentes en la Argentina, se determinó que 22 de ellas (52%) hasta la actualidad mantienen su rango de distribución exclusivamente en nuestro país (Figura 5) a saber: *Euathlus diamante*, *E. grismadoi*, *E. mauryi*, *E. pampa*, *E. sagei*, *E. tenebrarum*, *Euapalestrus laeae*, *Grammostola challothrix*, *G. diminuta*, *G. doeringi*, *G. inermis*, *G. vachoni*, *Hapalotremus chasqui*, *H. martinorum*, *Homoeomma elegans*, *Phrixotrichus pucara*, *Plesiopelma aspidosperma*, *P. paganoi*, *Tmesiphantes crassifemur*, *T. mutquina*, *T. uru* y *T. yupanqui*.

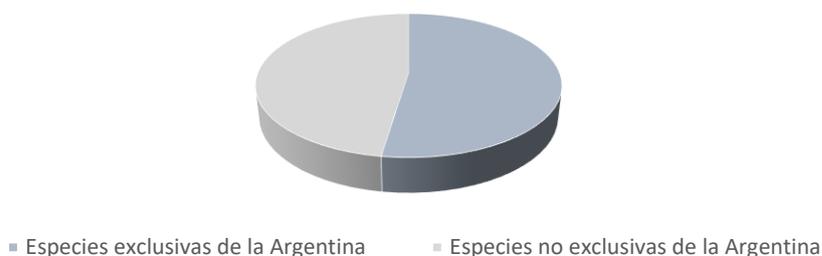


Figura 5. Proporción de especies de la familia Theraphosidae exclusivas de la Argentina y de aquellas especies que presentan registros de distribución en otros países.

El rango de registros obtenidos por especies se muestra en la Figura 6. Es posible observar que el mayor número de especies presentó entre uno a seis registros georreferenciados y entre seis y 11 registros. Por otra parte, es posible observar que existe un buen número de especies que presentan más de 50 registros.

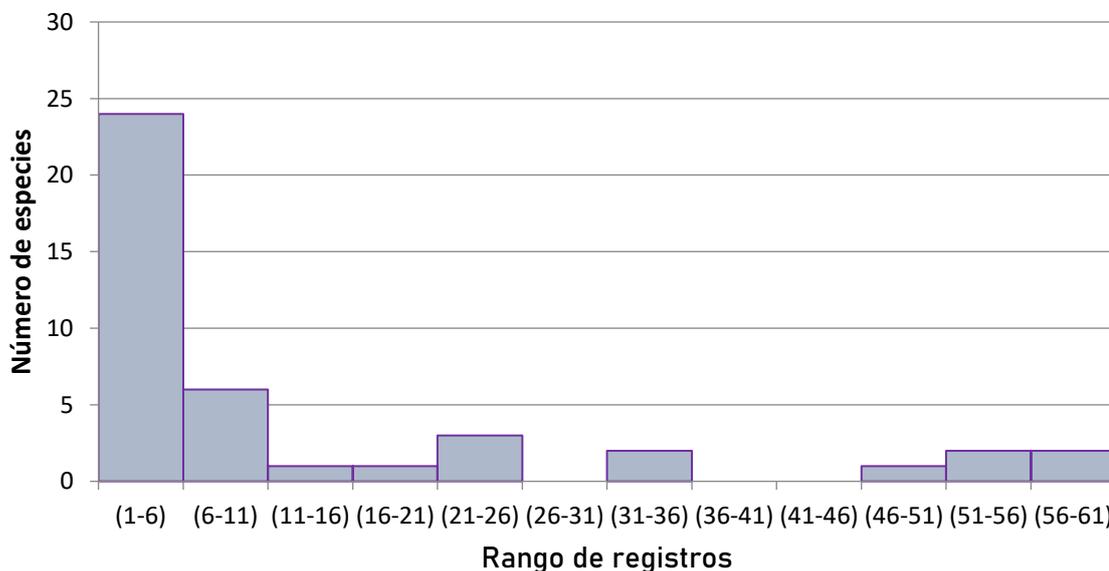


Figura 6. Número de especies de la familia Theraphosidae con determinados rangos de número de registros.

Análisis de endemidad

Como resultado del análisis de endemidad utilizando NDM/VNDM se obtuvo un total de 65 áreas de endemismo.

El análisis de endemidad sin relleno de celdas (Figuras 3 y 5 en ANEXO I, Figuras 1-3 en ANEXO II) arrojó como resultado áreas de endemismo para 2° y 1,5° mientras que para 1° no se obtuvieron AE (Tabla 5). El área de endemismo Ae₀ en 2° (Figura 7A) presentó buen soporte para las especies *Vitalius roseus* y *Homoeomma elegans* (ambas IE = 0,7), seguidas de *Eupalaestrus campestratus* (IE = 0,6). Estas especies se encuentran en regiones de Bosque Atlántico del Alto Paraná, Bosque Húmedo de Araucaria, Sabana Mesopotámica del Cono Sur, Chaco Húmedo y Sabana Inundada del Paraná. El Ae₀ en 1,5° (Figura 7B) se caracterizó por las especies endémicas *Euathlus sagei*, *Euathlus tenebrarum* (ambas IE = 0,750) y *Phrixotrichus vulpinus* (IE = 0,5). Estas especies se encuentran exclusivamente en regiones como el Bosque Templado Valdiviano, la Estepa Patagónica y Monte Bajo.

Tabla 5. Áreas de endemismo obtenidas para los diferentes tamaños grilla sin relleno, junto con las especies que soportan dichas áreas y su valor de endemidad expresado entre paréntesis. TG = tamaño de grilla, Ae = áreas de endemismo, IE = índice de endemidad.

TG	Ae	N° de celdas	IE	Especies
2°	Ae ₀	5	2.04 - 2.30	<i>Eupalaestrus campestratus</i> (0.643), <i>Vitalius roseus</i> (0.700), <i>Homoeomma elegans</i> (0.700)
1.5°	Ae ₀	4	2 - 2.25	<i>Euathlus sagei</i> (0.750), <i>Phrixotrichus vulpinus</i> (0.500), <i>Euathlus tenebrarum</i> (0.750)
1°	----	----	----	----

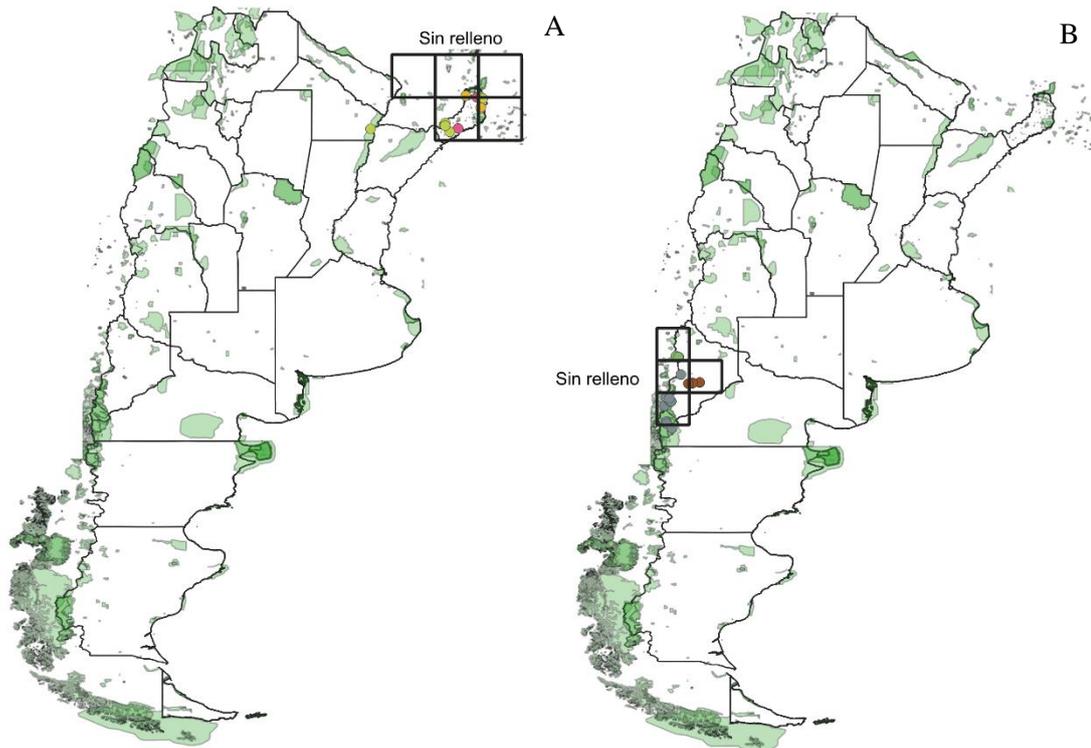


Figura 7. Áreas de endemismo obtenidas para la Argentina sin relleno de celdas. A) 2° B) 1,5°. En verde se muestran las áreas protegidas. Los puntos de colores dentro de las áreas representan la distribución de las especies que las soportan.

En el análisis con relleno de celdas de 100 (Figuras 4-6 en ANEXO II) bajo diferentes tamaños de grilla arrojó un total de 17 áreas de endemismo (Tabla 6). Como resultado del análisis en 2° se identificaron cinco AE con rango de valores de endemividad de entre 3 a 6 ubicadas principalmente en las ecorregiones de Bosque Atlántico del Alto Paraná, Bosque Húmedo de Araucaria, Chaco Húmedo, Chaco Seco, Yungas Andinas del Sur, Bosque Templado Valdiviano, Estepa Patagónica y Monte Bajo. El análisis con 1,5° arrojó ocho AE con valores de endemividad que variaron entre 2,2 a 4,5 localizadas principalmente en las ecorregiones de Bosque Atlántico del Alto Paraná, Bosque Húmedo de Araucaria, Chaco Seco, Yungas Andinas del Sur, Bosque Templado Valdiviano, Estepa Patagónica y Monte Bajo. Finalmente, para 1° se obtuvieron cuatro AE con rangos de valores de endemividad entre 2 a 3,2 ubicadas en las ecorregiones de Bosque Atlántico del Alto Paraná, Bosque Húmedo de Araucaria, Chaco Seco, Yungas Andinas del Sur, Bosque Templado Valdiviano, Estepa Patagónica y Monte Bajo.

Tabla 6. Áreas de endemismo obtenidas para los diferentes tamaños grilla con relleno 100, junto con las especies que soportan dichas áreas y su valor de endemividad expresado entre paréntesis. TG = tamaño de grilla, Ae = áreas de endemismo, IE = índice de endemividad.

TG	Ae	Nro de celdas	IE	Especies
2°	Ae ₀	14	3.94 - 4.19	<i>Eupalaestrus campestratus</i> (0.583), <i>Homoeomma elegans</i> (0.893), <i>Vitalius roseus</i> (0.857), <i>Eupalaestrus crassimetatarsis</i> (0.821), <i>Vitalius longisternalis</i> (0.786)
	Ae ₁	14	6.29 - 6.54	<i>Cyriocosmus versicolor</i> (0.538), <i>Hapalotremus chasqui</i> (0.625), <i>Plesiopelma aspidosperma</i> (0.611), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.786), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.786), <i>Euathlus pampa</i> (0.786), <i>Hapalotremus martinorum</i> (0.821), <i>Plesiopelma paganoi</i> (0.656), <i>Tmesiphantes uru</i> (0.688)
	Ae ₂	10	3.33 - 3.58	<i>Eupalaestrus crassimetatarsis</i> (0.950), <i>Vitalius longisternalis</i> (0.708), <i>Homoeomma elegans</i> (0.679), <i>Vitalius roseus</i> (1)
	Ae ₃	8	3.38 - 3.63	<i>Euathlus sagei</i> (0.875), <i>Phrixotrichus pucara</i> (0.813), <i>Euathlus tenebrarum</i> (0.700), <i>Phrixotrichus vulpinus</i> (1)
	Ae ₄	9	4.29 - 4.54	<i>Euathlus pampa</i> (0.944), <i>Hapalotremus martinorum</i> (1), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.577), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.577), <i>Hapalotremus chasqui</i> (0.474), <i>Plesiopelma paganoi</i> (0.382), <i>Tmesiphantes uru</i> (0.342)
1.5°	Ae ₀	13	2.95 - 3.20	<i>Eupalaestrus crassimetatarsis</i> (0.571-0.808), <i>Vitalius longisternalis</i> (0.708-0.808), <i>Homoeomma elegans</i> (0.647-0.679), <i>Vitalius roseus</i> (0.885-1)
	Ae ₁	11	3.24 - 3.74	<i>Euathlus pampa</i> (0.467 – 0.471), <i>Plesiopelma paganoi</i> (0.342 – 0.421), <i>Tmesiphantes uru</i> (0.357 – 0.5), <i>Hapalotremus martinorum</i> (0.5), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.577-0.692), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.909-1)
	Ae ₂	9	3.28 - 3.53	<i>Hapalotremus martinorum</i> (0.342), <i>Plesiopelma paganoi</i> (0.5), <i>Tmesiphantes uru</i> (0.6), <i>Plesiopelma aspidosperma</i> (0.395), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.944), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.5)

	Ae ₃	11	3.04 - 3.29	<i>Euathlus sagei</i> (0.909), <i>Phrixotrichus pucara</i> (0.773), <i>Euathlus tenebrarum</i> (0.633), <i>Phrixotrichus vulpinus</i> (0.731)
	Ae ₄	13	4.22 - 4.47	<i>Eutahlus pampa</i> (0.808), <i>Hapalotremus martinorum</i> (0.846), <i>Tmesiphantes uru</i> (0.435), <i>Hapalotremus</i> <i>chasqui</i> (0.619), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.667), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.846)
	Ae ₅	12	3.61- 3.86	<i>Plesiopelma aspidosperma</i> (0.409), <i>Tmesiphantes</i> <i>crassifemur</i> (0.833), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.5), <i>Plesiopelma paganoi</i> (0.875), <i>Tmesiphantes uru</i> (1)
	Ae ₆	9	2.48 - 2.73	<i>Euathlus tenebrarum</i> (0.654), <i>Phrixotrichus vulpinus</i> (1), <i>Phrixotrichus pucara</i> (0.833)
	Ae ₇	10	2.25 - 2.5	<i>Euathlus sagei</i> (0.5), <i>Phrixotrichus vulpinus</i> (0.750), <i>Euathlus tenebrarum</i> (1)
1°	Ae ₀	13	2.11 - 2.36	<i>Eupalaestrus crassimetatarsis</i> (0.7), <i>Vitalius roseus</i> (0.8), <i>Homoeomma elegans</i> (0.618)
	Ae ₁	14	2.68 - 3.18	<i>Plesiopelma paganoi</i> (0.382-0.656), <i>Tmesiphantes uru</i> (0.357-0.781), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.821-1), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.786-0.944)
	Ae ₂	12	2.30 - 2.55	<i>Homoeomma elegans</i> (0.917-1), <i>Vitalius roseus</i> (0.594- 0.688), <i>Vitalius longisternalis</i> (0.708-0.833)
	Ae ₃	11	2.14 - 2.39	<i>Euathlus sagei</i> (0.864), <i>Phrixotrichus vulpinus</i> (0.553), <i>Phrixotrichus pucara</i> (0.727)

En el análisis con relleno de celdas de 50 (Figuras 7-9 en ANEXO II) bajo diferentes tamaños de grilla se obtuvieron 24 áreas de endemismo (Tabla 7). Como resultado del análisis en 2° se identificaron 12 AE con rango de IE entre 2,2 a 4,3 ubicadas principalmente en las ecorregiones de Bosque Atlántico del Alto Paraná, Bosque Húmedo de Araucaria, Chaco Húmedo, Chaco Seco, Yungas Andinas del Sur, Monte Alto, Bosque Templado Valdiviano, Estepa Patagónica y Monte Bajo. El análisis para 1,5° arrojó seis AE con IE variable entre 2,5 a 3,9 ubicadas principalmente en las ecorregiones de Bosque Atlántico del Alto Paraná, Bosque Húmedo de Araucaria, Chaco Seco, Yungas Andinas del Sur, Bosque Templado Valdiviano, Estepa Patagónica y Monte Bajo. Finalmente, para 1°, se obtuvieron seis AE con rangos de IE entre 2 a 2,8 ubicadas en las ecorregiones de Bosque Atlántico del Alto Paraná, Bosque Húmedo de Araucaria, Chaco Seco, Yungas Andinas del Sur, Bosque Templado Valdiviano, Estepa Patagónica y Monte Bajo.

Tabla 7. Áreas de endemismo obtenidas para los diferentes tamaños grilla con relleno 50, junto con las especies que soportan dichas áreas y su valor de endemividad expresado entre paréntesis. TG = tamaño de grilla, Ae = áreas de endemismo, IE = índice de endemividad.

TG	Ae	Nro de celdas	IE	Especies
2°	Ae ₀	7	3.85 - 4.10	<i>Eupalaestrus campestratus</i> (0.636), <i>Homoeomma elegans</i> (0.786), <i>Vitalius roseus</i> (0.857), <i>Eupalaestrus crassimetatarsis</i> (0.786), <i>Vitalius longisternalis</i> (0.786)
	Ae ₁	5	3.77 - 4.02	<i>Euathlus pampa</i> (0.389), <i>Hapalotremus martinorum</i> (0.364), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.9), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.9), <i>Hapalotremus chasqui</i> (0.455), <i>Plesiopelma aspidosperma</i> (0.269), <i>Tmesiphantes uru</i> (0.5)
	Ae ₂	6	3.46 - 3.71	<i>Euathlus pampa</i> (0.4), <i>Plesiopelma paganoi</i> (0.4), <i>Tmesiphantes uru</i> (0.5), <i>Hapalotremus martinorum</i> (0.5), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.833), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.833)
	Ae ₃	8	3.37 - 4.37	<i>Euathlus pampa</i> (0.750-0.833), <i>Hapalotremus martinorum</i> (0.875-1), <i>Tmesiphantes uru</i> (0.286-0.5), <i>Hapalotremus chasqui</i> (0.458-0.75), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.4-0.75), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.4-0.75)
	Ae ₄	7	2.91 - 3.16	<i>Euathlus sagei</i> (0.571-0.786), <i>Phrixotrichus pucara</i> (0.643-0.7), <i>Euathlus tenebrarum</i> (0.643-0.857), <i>Phrixotrichus vulpinus</i> (0.857-1)
	Ae ₅	7	3.24 - 3.49	<i>Euathlus grismadoi</i> (0.714), <i>Hapalotremus chasqui</i> (0.462), <i>Tmesiphantes mutquina</i> (0.786), <i>Euathlus pampa</i> (0.786), <i>Hapalotremus martinorum</i> (0.5)
	Ae ₆	5	3.02 - 3.27	<i>Euathlus pampa</i> (0.9), <i>Hapalotremus martinorum</i> (0.5), <i>Tmesiphantes mutquina</i> (0.389), <i>Hapalotremus chasqui</i> (0.455), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.389), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.389)

	Ae ₇	5	3.18 - 3.43	<i>Eupalaestrus crassimetatarsis</i> (0.389), <i>Vitalius longisternalis</i> (0.9), <i>Homoeomma elegans</i> (0.9), <i>Vitalius roseus</i> (1)
	Ae ₈	6	4.07 - 4.32	<i>Hapalotremus martinorum</i> (0.286), <i>Plesiopelma paganoi</i> (0.833), <i>Tmesiphantes uru</i> (1), <i>Plesiopelma aspidosperma</i> (0.286), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.833), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.833)
	Ae ₉	4	2.25-2.5	<i>Plesiopelma paganoi</i> (1), <i>Tmesiphantes uru</i> (0.5), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.375), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.375)
	Ae ₁₀	6	2.46 - 2.71	<i>Eupalaestrus laeae</i> (0.375), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.4), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.4), <i>Plesiopelma aspidosperma</i> (1), <i>Tmesiphantes uru</i> (0.286)
	Ae ₁₁	4	2.20 - 2.45	<i>Euathlus pampa</i> (1), <i>Hapalotremus martinorum</i> (0.5), <i>Hapalotremus chasqui</i> (0.333), <i>Tmesiphantes mutquina</i> (0.375)
1.5°	Ae ₀	7	3.65 - 3.90	<i>Cyriocosmus versicolor</i> (0.310), <i>Plesiopelma paganoi</i> (0.786), <i>Tmesiphantes uru</i> (0.722), <i>Plesiopelma aspidosperma</i> (0.333), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.786), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.714)
	Ae ₁	7	3.39 - 3.64	<i>Hapalotremus martinorum</i> (0.389), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.9), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.8), <i>Plesiopelma paganoi</i> (0.9), <i>Tmesiphantes uru</i> (0.409)
	Ae ₂	5	2.56 - 2.81	<i>Euathlus pampa</i> (0.389), <i>Plesiopelma paganoi</i> (0.389), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.5), <i>Hapalotremus martinorum</i> (0.9), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.389)
	Ae ₃	7	2.91 - 3.16	<i>Euathlus sagei</i> (0.571-0.786), <i>Phrixotrichus pucara</i> (0.643-0.7), <i>Euathlus tenebrarum</i> (0.643-0.857), <i>Phrixotrichus vulpinus</i> (0.857-1)
	Ae ₄	7	3.35 - 3.60	<i>Euapalaestrus crassimetatarsis</i> (0.786), <i>Vitalius longisternalis</i> (0.786), <i>Homoeomma elegans</i> (0.786), <i>Vitalius roseus</i> (1)

	Ae ₅	7	3.28 - 3.53	<i>Plesiopelma paganoi</i> (0.786), <i>Tmesiphantes uru</i> (1), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.786), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.714)
1°	Ae ₀	8	2.45 - 2.70	<i>Homoeomma elegans</i> (0.667-0.875), <i>Vitalius roseus</i> (0.938-1), <i>Vitalius longisternalis</i> (0.750-0.786)
	Ae ₁	7	2.38 - 2.88	<i>Plesiopelma paganoi</i> (0.5), <i>Tmesiphantes uru</i> (0.5), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.857-1), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.389-0.786)
	Ae ₂	7	2.62 - 2.87	<i>Plesiopelma paganoi</i> (0.929-1), <i>Tmesiphantes uru</i> (0.929-1), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.625-0.857)
	Ae ₃	6	2.36 - 2.61	<i>Euathlus sagei</i> (0.5), <i>Phrixotrichus pucara</i> (0.667), <i>Euathlus tenebrarum</i> (0.6), <i>Phrixotrichus vulpinus</i> (0.6)
	Ae ₄	8	2.20 - 2.45	<i>Euathlus tenebrarum</i> (0.583), <i>Phrixotrichus vulpinus</i> (1), <i>Phrixotrichus pucara</i> (0.625)
	Ae ₅	8	2.08 - 2.33	<i>Euathlus sagei</i> (0.5), <i>Phrixotrichus vulpinus</i> (0.583), <i>Euathlus tenebrarum</i> (1)

En el análisis con relleno de celdas de 25 (Figura 4 en ANEXO I, Figuras 10-12 en ANEXO II) bajo diferentes tamaños de grilla se obtuvo un total de 22 áreas de endemismo (Tabla 8). Como resultado del análisis en 2° se identificaron 13 AE con rango de IE entre 2 a 4,5 y un alto grado de superposición de celdas. Las AE se ubicaron en las ecorregiones de Sabana Mesopotámica del Cono Sur, Bosque Atlántico del Alto Paraná, Bosque Húmedo de Araucaria, Chaco Húmedo, Chaco Seco, Yungas Andinas del Sur, Monte Alto, Bosque Templado Valdiviano, Estepa Patagónica y Monte Bajo (Figura 8A, Figura 6A en ANEXO I). El análisis para 1,5° arrojó cinco AE con valores de IE de 2 a 3,3 ubicadas principalmente en las ecorregiones de Bosque Atlántico del Alto Paraná, Bosque Húmedo de Araucaria, Chaco Seco, Yungas Andinas del Sur, Bosque Templado Valdiviano, Estepa Patagónica y Monte Bajo (Figura 8B, Figura 6B en ANEXO I). Finalmente, para 1° se obtuvieron cuatro AE con rangos de IE de 2 a 2,8 ubicadas en las ecorregiones de Bosque Atlántico del Alto Paraná, Bosque Húmedo de Araucaria, Chaco Seco, Yungas Andinas del Sur, Bosque Templado Valdiviano, Estepa Patagónica y Monte Bajo (Figura 8C, Figura 6C en ANEXO I).

Tabla 8. Áreas de endemismo obtenidas para los diferentes tamaños grilla con relleno 25, junto con las especies que soportan dichas áreas y su valor de endemividad expresado entre paréntesis. TG = tamaño de grilla, Ae = áreas de endemismo, IE = índice de endemividad.

TG	Ae	Nro de celdas	IE	Especies
2°	Ae ₀	5	2.04 - 2.29	<i>Euathlus pampa</i> (0.7), <i>Tmesiphantes mutquina</i> (0.9), <i>Hapalotremus chasqui</i> (0.444)
	Ae ₁	5	3.83 - 4.08	<i>Cyriocosmus versicolor</i> (0.409), <i>Hapalotremus martinorum</i> (0.7), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.8), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.7), <i>Hapalotremus chasqui</i> (0.444), <i>Plesiopelma paganoi</i> (0.389), <i>Tmesiphantes uru</i> (0.389)
	Ae ₂	6	4.28 - 4.53	<i>Cyriocosmus versicolor</i> (0.417), <i>Plesiopelma aspidosperma</i> (0.333), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.750), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.667), <i>Hapalotremus chasqui</i> (0.450), <i>Plesiopelma paganoi</i> (0.833), <i>Tmesiphantes uru</i> (0.833)
	Ae ₃	5	3.95 - 4.20	<i>Eupalaestrus campestratus</i> (0.556), <i>Homoeomma elegans</i> (0.9), <i>Vitalius roseus</i> (0.9), <i>Eupalaestrus crassimetatarsis</i> (0.7), <i>Vitalius longisternalis</i> (0.9)
	Ae ₄	7	3.92 - 4.17	<i>Cyriocosmus versicolor</i> (0.423), <i>Hapalotremus chasqui</i> (0.857), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.714), <i>Euathlus pampa</i> (0.643), <i>Hapalotremus martinorum</i> (0.643), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.643)
	Ae ₅	8	2.18 - 2.43	<i>Eupalaestrus campestratus</i> (0.938-1), <i>Vitalius paranaensis</i> (0.545-0.7), <i>Eupalaestrus crassimetatarsis</i> (0.626-0.643)
	Ae ₆	4	3.12 - 3.37	<i>Euathlus sagei</i> (0.750), <i>Phrixotrichus pucara</i> (0.750), <i>Euathlus tenebrarum</i> (0.875), <i>Phrixotrichus vulpinus</i> (0.750)
	Ae ₇	3	2.97 - 3.22	<i>Hapalotremus chasqui</i> (0.429), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (1), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.833),

				<i>Plesiopelma paganoi</i> (0.357), <i>Tmesiphantes uru</i> (0.357)
	Ae ₈	4	2.5 - 2.75	<i>Plesiopelma paganoi</i> (1), <i>Tmesiphantes uru</i> (1), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.5)
	Ae ₉	5	2.12 - 2.37	<i>Cyriocosmus versicolor</i> (0.556), <i>Plesiopelma aspidosperma</i> (1), <i>Eupalaestrus larae</i> (0.571)
	Ae ₁₀	4	3 - 3.25	<i>Homoeomma elegans</i> (1), <i>Vitalius roseus</i> (1), <i>Vitalius longisternalis</i> (1)
	Ae ₁₁	5	3.2 - 3.45	<i>Euathlus pampa</i> (0.7), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.8), <i>Hapalotremus chasqui</i> (1), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.7)
	Ae ₁₂	3	2.66 - 2.91	<i>Euathlus tenebrarum</i> (1), <i>Phrixotrichus vulpinus</i> (0.833), <i>Phrixotrichus pucara</i> (0.833)
1.5°	Ae ₀	6	2.97 - 3.22	<i>Cyriocosmus versicolor</i> (0.550), <i>Plesiopelma aspidosperma</i> (0.563), <i>Tmesiphantes uru</i> (0.667), <i>Hapalotremus chasqui</i> (0.450), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.750)
	Ae ₁	4	2.56 - 2.81	<i>Hapalotremus chasqui</i> (0.438), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.875), <i>Hapalotremus martinorum</i> (0.5), <i>Tmesiphantes uru</i> (0.750)
	Ae ₂	6	2.04 - 2.29	<i>Euathlus pampa</i> (0.667), <i>Hapalotremus martinorum</i> (0.750), <i>Hapalotremus chasqui</i> (0.625)
	Ae ₃	4	2.12 - 2.37	<i>Euathlus sagei</i> (0.750), <i>Phrixotrichus vulpinus</i> (0.5), <i>Euathlus tenebrarum</i> (0.875)
	Ae ₄	5	3.08 - 3.33	<i>Eupalaestrus crassimetatarsis</i> (0.389), <i>Vitalius longisternalis</i> (0.9), <i>Homoeomma elegans</i> (0.8), <i>Vitalius roseus</i> (1)
1°	Ae ₀	5	2.74 - 2.99	<i>Plesiopelma paganoi</i> (0.7), <i>Tmesiphantes uru</i> (0.643), <i>Tmesiphantes crassifemur</i> (0.7), <i>Tmesiphantes yupanqui</i> (0.7)
	Ae ₁	9	2.14 - 2.39	<i>Euathlus sagei</i> (0.722), <i>Phrixotrichus vulpinus</i> (0.591), <i>Euathlus tenebrarum</i> (0.833)
	Ae ₂	6	2.58 - 2.83	<i>Homoeomma elegans</i> (0.750), <i>Vitalius roseus</i> (1), <i>Vitalius longisternalis</i> (0.833)

	Ae ₃	5	2.2 - 2.45	<i>Euathlus tenebrarum</i> (0.5), <i>Phrixotrichus vulpinus</i> (1), <i>Phrixotrichus pucara</i> (0.7)
--	-----------------	---	------------	--

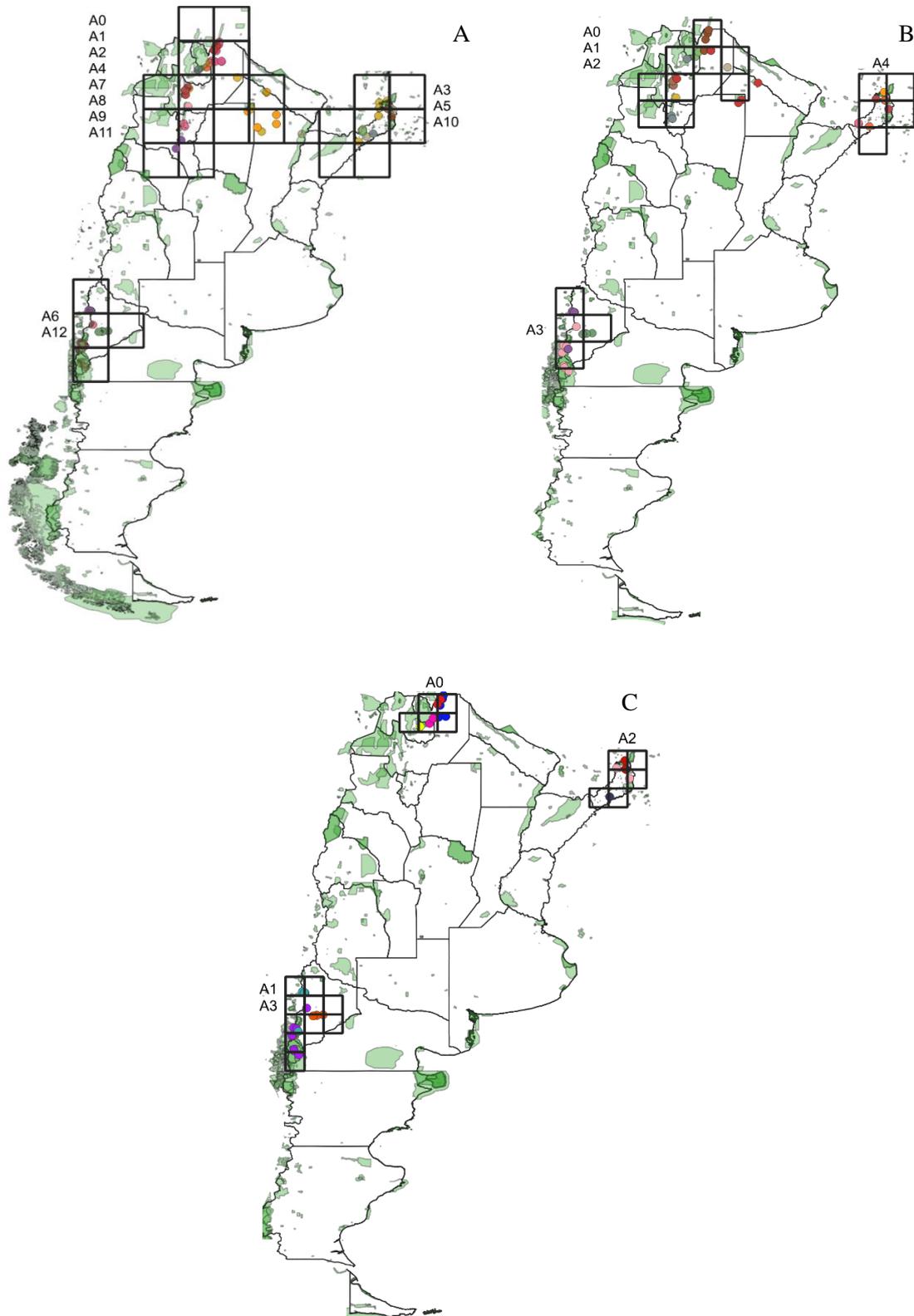


Figura 8. Áreas de endemismo obtenidas para la Argentina con relleno de celdas de 25. A) 2°. B) 1,5°. C) 1°. En verde se muestran las áreas protegidas. Los puntos de colores dentro de las áreas representan la distribución de las especies que las soportan.

Panbiogeografía

Como resultado del análisis panbiogeográfico, se obtuvieron 38 trazos individuales (Figura 9). Las especies a las que no se pudo construir trazos individuales debido a que presentaron un único registro de distribución son: *Euathlus grismadoi*, *E. pampa*, *Phrixotrichus pucara* y *Tmesiphantes yupanqui*.

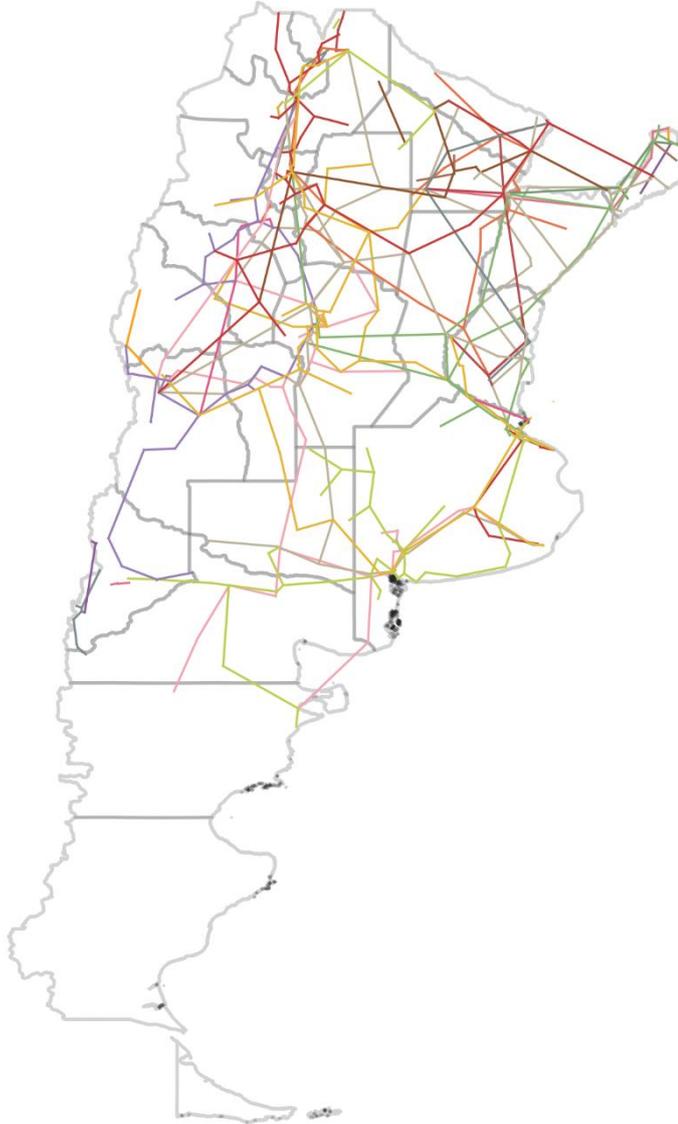


Figura 9. Trazos individuales obtenidos para las especies de Theraphosidae calculados con el programa Croizat.

Se identificaron 17 trazos generalizados (T1-T17) con soporte de al menos dos especies (Tabla 9, Figura 10). A partir de la superposición de los trazos generalizados, se obtuvieron cuatro nodos biogeográficos (N1-N4) (Tabla 10) identificados en La Rioja, Tucumán, Salta y Formosa respectivamente (Figura 11).

Tabla 9. Trazos generalizados y las especies de Theraphosidae que los sustentan.

Trazos	Especies
T1	<i>Grammostola burzaquensis</i> , <i>Vitalius roseus</i> .
T2	<i>Grammostola chalcothrix</i> , <i>Grammostola vachoni</i> , <i>Vitalius roseus</i> .
T3	<i>Grammostola chalcothrix</i> , <i>Vitalius roseus</i> .
T4	<i>Grammostola doeringi</i> , <i>Vitalius roseus</i> .
T5	<i>Grammostola vachoni</i> , <i>Vitalius roseus</i> .
T6	<i>Hapalotremus chasqui</i> , <i>Vitalius roseus</i> .
T7	<i>Catumiri argentinense</i> , <i>Catumiri parvum</i> , <i>Vitalius roseus</i> .
T8	<i>Catumiri argentinense</i> , <i>Vitalius roseus</i> .
T9	<i>Euathlus tenebrarum</i> , <i>Grammostola diminuta</i> , <i>Grammostola inermis</i> , <i>Phrixotrichus vulpinus</i> , <i>Vitalius roseus</i> .
T10	<i>Eupalaestrus campestratus</i> , <i>Homoeomma elegans</i> , <i>Plesiopelma longisternale</i> , <i>Vitalius longisternale</i> , <i>Vitalius paranaensis</i> , <i>Vitalius roseus</i> .
T11	<i>Eupalaestrus laeae</i> , <i>Vitalius roseus</i> .
T12	<i>Eupalaestrus weijenberghi</i> , <i>Homoeomma uruguayense</i> , <i>Vitalius roseus</i>
T13	<i>Eupalaestrus weijenberghi</i> , <i>Grammostola chalcothrix</i> , <i>Vitalius roseus</i> .
T14	<i>Grammostola anthracina</i> , <i>Grammostola pulchripes</i> , <i>Vitalius roseus</i> .
T15	<i>Acanthoscurria chacoana</i> , <i>Tmesiphantes mutquina</i> , <i>Vitalius roseus</i> .
T16	<i>Acanthoscurria cordubensis</i> , <i>Grammostola quirogai</i> , <i>Hapalotremus martinorum</i> , <i>Vitalius roseus</i> .
T17	<i>Acanthoscurria musculosa</i> , <i>Cyriocosmus versicolor</i> , <i>Euathlus diamante</i> , <i>Euathlus truculentus</i> , <i>Tmesiphantes crassifemur</i> , <i>Vitalius roseus</i> .

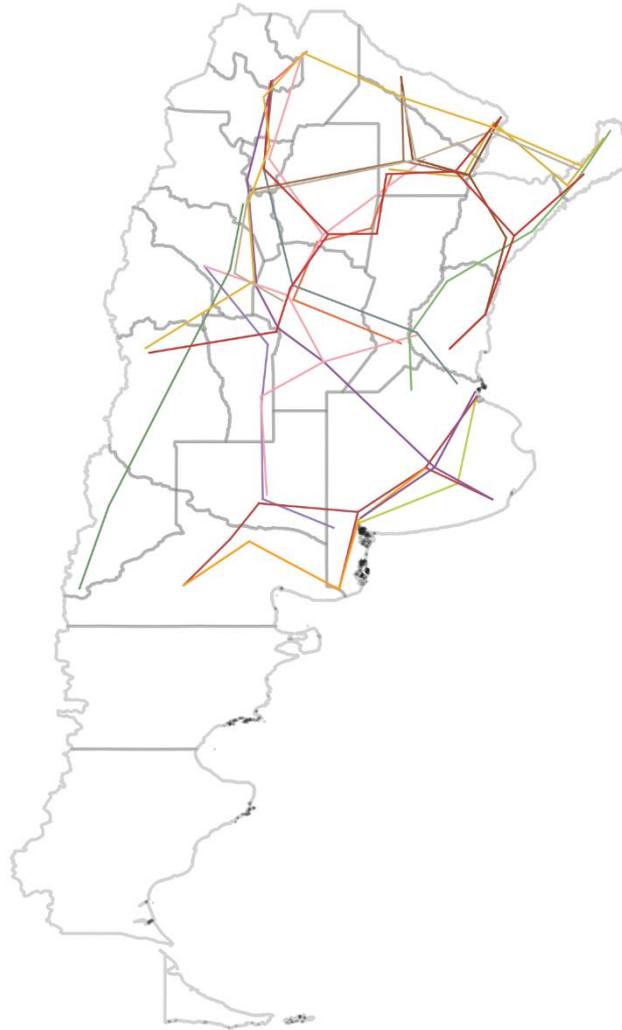


Figura 10. Trazos generalizados construidos con el programa Croizat para las especies de Theraphosidae.

Tabla 10. Nodos biogeográficos y los trazos generalizados que los soportan.

Nodo	Nro de trazos generalizados	Trazos generalizados
N1	3	T8, T15, T17
N2	4	T6, T13, T16, T17
N3	3	T7, T16, T17
N4	3	T10, T15, T16



Figura 11. Nodos biogeográficos identificados (N1-N4) a partir de la superposición de los trazos generalizados.

Áreas de endemismo y su relación con las áreas protegidas

Respecto al nivel de protección que tienen las áreas de endemismo obtenidas asociadas a las áreas protegidas existentes podemos decir que las AE obtenidas para la región de Bosque Atlántico del Alto Paraná y Bosque Húmedo de Araucaria se encuentran protegidas en aproximadamente un 20% (Figura 12A). Las AE obtenidas para las regiones de Yungas Andinas del Sur, Chaco Seco y Puna Andina Central se encuentran protegidas aproximadamente en un 70 % (Figura 12B). Las AE obtenidas en el Bosque Templado Valdiviano, Estepa Patagónica y Monte Bajo se encuentran protegidas aproximadamente en un 40% principalmente en la zona asociada a la Cordillera de los Andes (Figura 12C). Considerando el patrón de distribución de las especies endémicas de las áreas es posible identificar que el mayor grado de protección se encuentra en las provincias de Misiones y Neuquén (Figura 12A, C) mientras que la provincia de Salta, gran parte de las áreas protegidas están por fuera de los rangos de distribución de las especies que aportan al AE (Figura 12B).

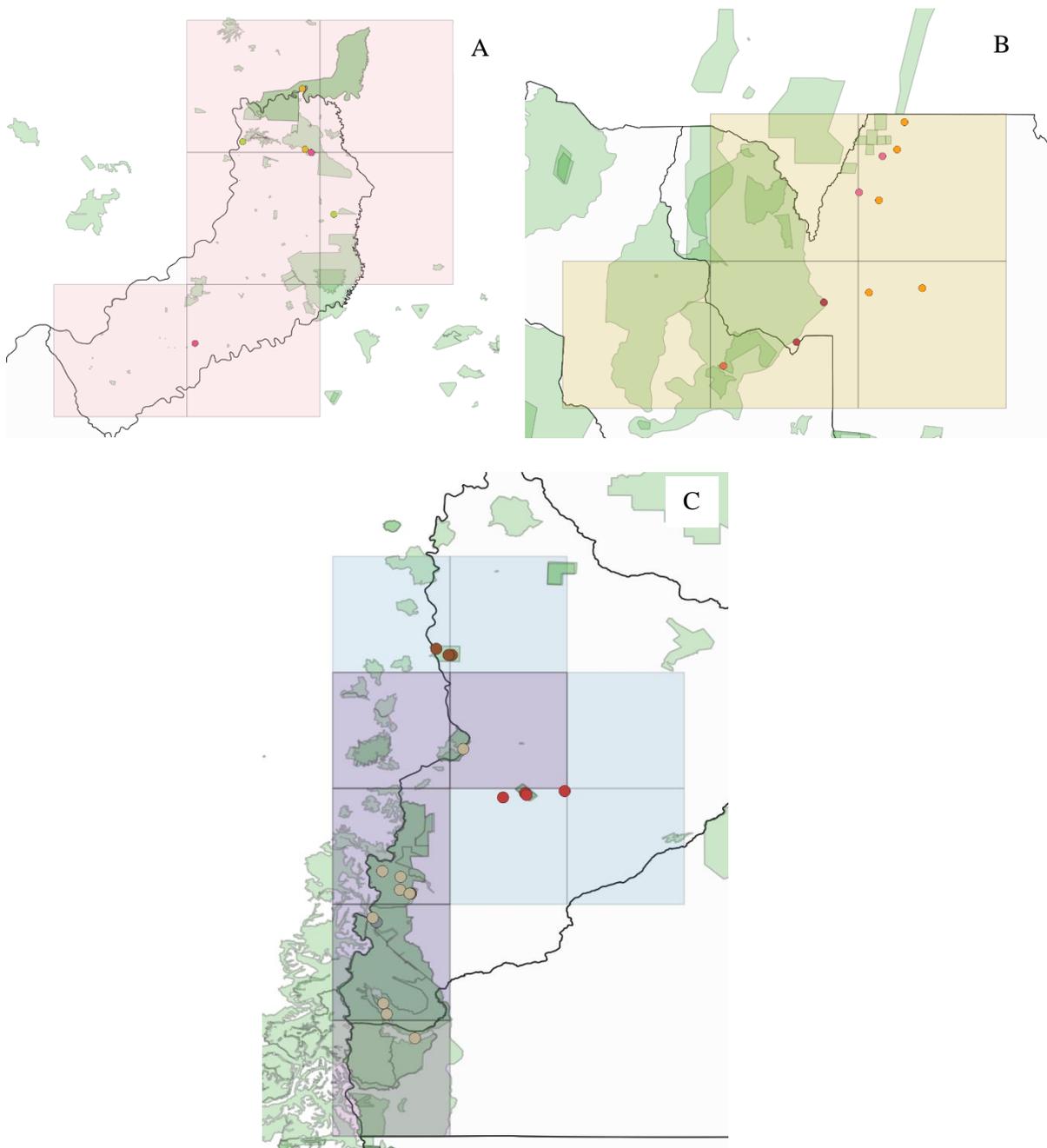


Figura 12. Áreas de endemismo obtenidas para la Argentina para relleno de celdas de 25 en grillas de 1° y los puntos de distribución de las especies que las determinan. En verde se muestran las áreas protegidas. A) Bosque Atlántico del Alto Paraná y Bosque Húmedo de Araucaria. B) Yungas Andinas del Sur, Chaco Seco y Puna Andina Central. C) Bosque Templado Valdiviano, a la Estepa Patagónica y al Monte Bajo.

DISCUSIÓN

Si bien existe un estudio previo que identificó áreas de endemismo de arañas migalomorfas (incluyendo a la familia Theraphosidae), para la Argentina (Ferretti *et al.* 2014), esta tesis supera ampliamente el número de registros y especies incluidas válidas, producto del avance en el conocimiento de la taxonomía y distribución de este grupo de arañas en el país durante los últimos cinco años (ver Catálogo de arañas argentinas, 2023).

El número de registros de distribución obtenidos para las especies de tarántulas de Argentina en general resultó bajo para la mayoría de las especies, esto claramente responde a la ausencia de esfuerzo de muestreo en muchas regiones como así también a los rangos geográficos restringidos dados por la especificidad del ambiente que ocupan (Ferretti *et al.* 2012). Contrariamente, algunas especies mostraron un número muy elevado de registros, lo que corresponde a especies de amplia distribución en nuestro país (por ej. *Plesiopelma longisternale*), especies sinantrópicas (por ej. *Catumiri argentinense*) y/o especies de gran tamaño las cuáles son fáciles de recolectar (por ej. los géneros *Acanthoscurria* y *Grammostola*).

A partir de los datos de distribución es posible observar que la familia Theraphosidae se encuentra ampliamente distribuida desde la provincia de Chubut hasta el norte de la Argentina. La mayor riqueza se evidenció en Chaco, Misiones, Mendoza y Salta así como también fue mayor en las provincias biogeográficas de Chaco, Monte, Pampeana y Yungas mientras que para ecorregiones fue mayor en Chaco Seco, Yungas Andinas del Sur, Pampas Húmedas y Bosque Atlántico del Alto Paraná. La alta riqueza en Salta (región de Yungas) ya ha sido documentada para las arañas (Rubio, 2015), evidenciando que esta región cuenta con un alto valor de biodiversidad donde la vegetación predominante varía de acuerdo al gradiente altitudinal y genera la coexistencia de especies de diferentes orígenes biogeográficos a lo largo del gradiente. En Chaco también se ha registrado una alta diversidad para plantas (Morales *et al.*, 2019) donde se vio que la porción árida (Chaco Seco) parece ser la más rica del en términos de taxones endémicos, lo cual se asocia a sus características únicas en términos climáticos. Además, el Chaco es rico en términos de biodiversidad teniendo aproximadamente 145 especies de mamíferos (10% endémicos), 409 especies de aves, 54 especies de reptiles y 34 especies de anfibios que han sido registrados para esta región (Bucher & Huszar, 1999). En el noreste de la Argentina también se realizaron diversos estudios en relación a la alta diversidad de arañas, principalmente de arañas saltarinas (Rubio, 2014), donde se postula que el bosque paranaense de Misiones presenta una alta biodiversidad y endemismos análogos a los de Yungas que de esta manera, en términos de grupos taxonómicos, Yungas, Bosques Atlánticos del Alto Paraná y Bosque Húmedo de Araucaria podrían considerarse como “hotspots” en términos de biodiversidad en la Argentina. Por último, es importante destacar la alta riqueza observada en Mendoza, lo cual no ha sido reportado en otros grupos taxonómicos.

Las áreas de endemismo obtenidas bajo el criterio de optimalidad presentaron un número variable al cambiar el tamaño de grilla. Estudios anteriores indican que el tamaño de la celda tiene un impacto en los resultados obtenidos, por ende, las cuadrículas de celdas de gran tamaño generan hipótesis menos detalladas sobre la composición de especies y genera un mayor número de áreas de endemismo (Lago Barcia *et al.*, 2020).

Se obtuvieron numerosas áreas de endemismo que se mantuvieron consistentes en el análisis con relleno del 100, 50 y 25 para los tres tamaños de grilla en las ecorregiones de Bosque Atlántico del Alto Paraná, Bosque Húmedo de Araucaria, Chaco Seco, Yungas Andinas del Sur, Bosque Templado Valdiviano, a la Estepa Patagónica y Monte Bajo. Tales áreas de endemismo se determinaron también para las provincias biogeográficas de Bosque Paraná, Bosque de Araucaria, Pampeana, Chaco, Yungas, Puna, Monte, Patagonia, Maule y Bosque Valdiviano. El análisis de endemismo sin relleno recuperó áreas de endemismo para las ecorregiones de Bosque Atlántico del Alto Paraná, Bosque Húmedo de Araucaria, Sabana Mesopotámica del Cono Sur, Chaco Húmedo y Sabana Inundada del Paraná con la grilla de 2°, mientras que con la grilla de 1,5° se recuperó áreas de endemismo en las ecorregiones de Bosque Templado Valdiviano, la Estepa Patagónica y Monte Bajo. Consecuentemente, estas áreas de endemismo sin relleno se ubicaron en las provincias biogeográficas de Bosque Paraná, Bosque de Araucaria, Pampeana y Chaco (grilla de 2°) y en las provincias biogeográficas de Monte, Patagonia, Maule y Bosque Valdiviano (grilla de 1,5°). El empleo de distintos tamaños de celda resulta generalmente en la identificación de diferentes patrones, los cuales a su vez son afectados por las características particulares de los datos usados (como la distribución espacial de los datos). Además, el empleo de diferentes tamaños de grilla durante los análisis permite el reconocimiento de áreas de endemismo con diferentes características (como tamaño y composición de especies). Es importante destacar que, las áreas de endemismo recuperadas bajo distintos tamaños de grilla indican un buen grado de soporte (Casagrande *et al.*, 2009), lo que se evidencia en este estudio. Si bien es cierto que el análisis sin relleno de celdas no permite aproximar las presencias potenciales de las especies, la implementación de relleno debe probarse con diferentes parámetros e incluso responder a las características particulares de dispersión de los taxones de interés. Como resultado de nuestro análisis, los diferentes rellenos aplicados devolvieron áreas de endemismo en las mismas regiones, aunque con mayor número de celdas, posiblemente porque esta aproximación se implementa exclusivamente con los registros de distribución observados (Casagrande *et al.*, 2009).

Las áreas de endemismo obtenidas para las tarántulas de la Argentina coinciden con áreas de endemismo halladas para otros grupos taxonómicos. Es así, que el área identificada en la región de Bosque Atlántico del Alto Paraná y Bosque Húmedo de Araucaria ya ha sido propuesta para plantas (Szumik *et al.*, 2012), peces (Araya *et al.*, 2021), reptiles (Giraud & Arzamendia, 2018; Szumik *et al.*, 2012), mamíferos, aves, insectos (Szumik *et al.*, 2012) y otras arañas migalomorfas (Ferretti *et al.*, 2014). La región de Yungas corresponde a un área megadiversa y existen propuestas de endemismo en plantas (Aagesen *et al.*, 2012; Szumik *et al.*, 2012), reptiles, mamíferos (Sandoval *et al.*, 2010, 2021; Szumik *et al.*, 2012), aves,

insectos (Cuezco *et al.*, 2007; Navarro *et al.*, 2009; Szumik *et al.*, 2012) y otras arañas migalomorfas (Ferretti *et al.*, 2014). El área de endemismo recuperadas en Bosque Valdiviano y Estepa Patagónica se observó también para especies de insectos (Dominguez *et al.*, 2006) y otras arañas migalomorfas (Ferretti *et al.*, 2014). Las áreas de endemismo determinadas por la superposición de diversos taxones endémicos estarían indicando diferentes procesos de especiación causados por factores comunes (Szumik *et al.*, 2002).

Ciertas especies aportaron valores altos de endemidad a las mismas áreas y resultaron consistentes bajo diferentes tamaños de grilla. Particularmente, las especies *Homoeomma elegans*, *Vitalius roseus*, *V. longisternalis* y *Eupalaestrus crassimetatarsis* se encuentran exclusivamente asociadas al Bosque Atlántico del Alto Paraná y al Bosque Húmedo de Araucaria aportando al área de endemismo. Es importante destacar que si bien *Vitalius roseus* y *V. longisternalis* se distribuyen también en Brasil, sus registros corresponden a las mismas ecorregiones (Bertani, 2001). En las áreas de endemismo recuperadas en Yungas, las especies, *Haplotremus martinorum*, *H. chasqui*, *Euathlus pampa*, *Tmesiphantes crassifemur*, *T. yupanqui* y *T. mutquina* presentan distribuciones asociadas a las Yungas Andinas del Sur, al Chaco Seco y en menor medida a la Puna Andina Central. El género *Haplotremus* fue recientemente descubierto en Argentina y sus especies están restringidas a ambientes de selvas de altura nubladas (Ferretti *et al.*, 2018), mientras que *Tmesiphantes* presenta distribuciones disyuntas en las Yungas de Argentina y en Cerrado de Brasil (Fabiano-da-Silva *et al.*, 2019). *Euathlus sagei*, *E. tenebrarum*, *Phrixotrichus pucara* y *P. vulpinus* aportaron valores altos de endemidad al área de endemismo recuperada en el Bosque Templado Valdiviano, Estepa Patagónica y en menor medida en Monte Bajo. Estas especies son características de los Bosques Andino-Patagónicos en el sudoeste de Argentina y ambos géneros presentan su mayor diversidad en Chile (Ferretti, 2015). Utilizando un tamaño de grilla de 2° con relleno de 25 se obtuvo un área de endemismo no recuperada con otros parámetros en la región de Chaco Seco. Esta área está soportada por las especies *Cyriocosmus versicolor*, *Plesiopelma aspidosperma* y *Eupalaestrus laeae*. El Chaco Seco no se recuperó como área de endemismo en un estudio previo en arañas migalomorfas (Ferretti *et al.*, 2014) lo que indica que, aumentando el esfuerzo de muestreo y el conocimiento sobre la distribución de las especies de tarántulas, pueden ser identificadas nuevas áreas.

Respecto del análisis panbiogeográfico en un enfoque de conservación, se obtuvieron los nodos biogeográficos, los cuales se consideran zonas de convergencia biótica y que pueden estar conformados por centros de endemismos o centros de alta diversidad (Heads, 2004). En la Argentina se identificaron cuatro nodos biogeográficos, el determinado como N1 se encuentra asociado a la provincia de La Rioja. En esta región no se obtuvieron áreas de endemismo con el criterio de optimalidad, pero si se asocia al Chaco Seco que tiene la mayor riqueza absoluta obtenida para las ecorregiones y puede ser considerado un área de endemismo según el método panbiogeográfico. Esta región ya ha sido propuesta como un área relevante en términos de endemismos para plantas (Del Valle Elías & Aagesen, 2019) y reptiles (Ovando *et al.*, 2019). A su vez, los nodos N2 y N3 se asociaron a las Yungas Andinas del Sur, la cual

es una ecorregión de alta riqueza donde además se obtuvieron áreas de endemismo mediante el criterio de optimalidad, resaltando su grado de relevancia y soporte en términos de conservación. Finalmente, el nodo N4 se encuentra asociado al Chaco Húmedo, el cual también tiene una alta riqueza y se recuperó como área de endemismo en un estudio de arañas migalomorfas (Ferreti *et al.*, 2014), como así también es considerado un “hotspot” para roedores (Formoso & Teta, 2019). Navarro *et al.* (2009) obtuvieron áreas de endemismo para insectos asociadas a la región donde se identificó el N4, postulando que, durante las fluctuaciones climáticas del Pleistoceno, según Prado (1995), las Yungas cubrían todo el norte argentino (llegando hasta la provincia de Córdoba hacia el sur), por lo que la región puede ser considerada un remanente de esa formación de Yungas donde se obtuvieron áreas de endemismo mediante ambos métodos.

El análisis de endemidad basado en el criterio de optimalidad y enfoque panbiogeográfico arrojaron resultados similares para la región de Yungas Andinas del Sur en el noroeste de la Argentina, lo cual indica que esta área debería considerarse como prioritaria para conservar. A su vez, es posible observar que esta región actualmente cuenta con un alto grado de protección en relación a la extensión de las áreas protegidas existentes. Sin embargo, varios puntos de distribución de las especies que determinaron las áreas de endemismo desafortunadamente no se ubican dentro de áreas protegidas, ya que se localizan al oeste de las áreas protegidas incluso sobre la transición hacia el Chaco Seco. Es importante remarcar que el ambiente de Yungas se encuentra muy fragmentado y profundamente modificado por acción antrópica, impidiendo así incluso la continuidad en la dispersión de las especies dentro de la unidad fitogeográfica (Barquez & Diaz, 2001). En la región de Bosque Atlántico del Alto Paraná en el noroeste de la Argentina, se observó una alta riqueza y se identificaron áreas de endemismo mediante el criterio de optimalidad. Dicha zona presenta en general un bajo grado de protección en relación a las áreas obtenidas. A pesar de ello, las áreas protegidas existentes actuales cubren varios de los puntos de distribución de las especies endémicas identificadas. Esto plantea dos situaciones ambiguas, y es que tal vez las especies se han recolectado en mayor medida dentro de las áreas protegidas y hay un sesgo en el muestreo, o quizás ya no se encuentren por fuera de las áreas protegidas debido a la modificación de los ambientes donde habitan, lo que realza aún más la importancia del rol de dichas áreas respecto a la conservación de poblaciones relictuales. El Bosque Atlántico es uno de los ecosistemas más devastados y amenazados, donde la conservación es un tema clave para mantener especies con grandes requisitos de área, así como ensamblajes completos de especies, donde los procesos ecológicos y evolutivos están avanzando sin cesar (Giraud *et al.*, 2008). En relación a las áreas de endemismo identificadas mediante el criterio de optimalidad en los Bosques Templados Valdivianos, se observa un importante grado de protección con la extensión de las áreas protegidas existentes, cubriendo prácticamente todos los puntos de distribución de las especies endémicas que aportaron al área. Los Bosques Templados del Sur de Sudamérica son importantes a nivel mundial debido a su alto nivel de endemismos (Smith Ramírez, 2004), lo que debería conllevar a que se mantengan bajo protección en términos de conservación. Respecto a las áreas de endemismo obtenidas por el enfoque panbiogeográfico, tanto en La Rioja como en Formosa no se observaron áreas protegidas en relación a los nodos identificados, por

lo que serían regiones importantes en donde focalizar los esfuerzos de conservación, no solo por el hecho de considerarse áreas prioritarias para conservar por las áreas obtenidas en este estudio sino también porque son parte de Chaco Seco y Chaco Húmedo, regiones con altos niveles de diversidad para las tarántulas.

Los estudios biogeográficos contribuyen de manera sustancial a las políticas de conservación; por ejemplo, las áreas de endemismo y los nodos biogeográficos representan áreas bióticas complejas, las cuáles merecen ser conservadas. Este aporte es un punto de partida para la planificación sistemática de áreas protegidas ya que el reconocimiento de áreas endémicas junto con taxones endémicos y áreas de alta riqueza constituyen el primer paso para estudios más detallados (categorías de amenaza, valor socioeconómico, aspectos políticos y culturales) con el fin último de la identificación y propuestas de inclusión de estas áreas en un sistema de áreas protegidas. Teniendo en cuenta esto a futuro, junto con diversos estudios filogenéticos, geográficos y ecológicos de cada una de las especies de la región, puede generarse una herramienta eficaz y de información útil disponible para los organismos encargados de la toma de decisiones en políticas de conservación. Un gran número de especies de tarántulas que están presentes en la Argentina son endémicas de nuestro país. Considerando las características biológicas y los requerimientos de hábitat de las especies de estudio, aquellas que actualmente no se encuentran con algún grado de protección, posiblemente vean comprometida la persistencia de sus poblaciones en el futuro debido a la continua degradación y alteración de los ambientes naturales. Por ende, es relevante considerar las áreas obtenidas mediante el presente aporte para su conservación, ya que nuestro país podría estar teniendo un papel muy importante en la protección de la diversidad de las arañas Theraphosidae del sur de Sudamérica.

CONCLUSIÓN

Las tarántulas constituyen un grupo que merece ser protegido no solo por su valor intrínseco y por los servicios ecosistémicos que brinda sino también por ser un grupo vulnerable debido a su limitadas capacidad de dispersión (que establece una distribución geográfica restringida y un alto nivel de endemismo local), especificidad de hábitat y más aún, por la prejuiciosa mirada del hombre o contrariamente por el mascotismo en auge.

La distribución geográfica restringida y especificidad de hábitat permite preservar la señal biogeográfica histórica y por ende el estudio de la historia evolutiva de las especies y de su entorno. Tal como se plantea en esta tesis, la identificación de áreas de endemismo y el número de taxones endémicos observados convierten a las tarántulas en un buen modelo para estudios biogeográficos.

En los últimos años, la destrucción y degradación de los ambientes naturales se encuentra en aumento llevando a la fragmentación del hábitat produciendo un aislamiento de las poblaciones en parches, lo que también aumenta el riesgo de extinción. Por lo tanto, se destaca la importancia de las áreas protegidas de la Argentina y su relación con las áreas de endemismo de las tarántulas obtenidas en este estudio para mitigar las amenazas que afectan a tales poblaciones.

Esta tesis constituye el primer estudio sobre Biogeografía de la conservación de tarántulas utilizando métodos biogeográficos explícitos, y su importancia radica en que permitirá considerar a este grupo taxonómico en las distintas medidas de conservación, como así también en el diseño de áreas protegidas.

BIBLIOGRAFÍA

- Aagesen, L.; Bena, M. J.; Nomdedeu, S.; Panizza, A.; López, R. P.; & Zuloaga, F. O. 2012. Areas of endemism in the southern central Andes. *Darwiniana, nueva serie*, 50(2): 218-251.
- Almada, M.S. & Sarquis, J. A. 2017. Diversidad de arañas del suelo y su relación con ambientes heterogéneos del Parque General San Martín, Entre Ríos, Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(3): 654-663.
- Arana, M. D.; Martinez, G. A.; Oggero, A. J.; Natale, E. S. & Morrone, J. J. 2017. Map and shapefile of the biogeographic provinces of Argentina. *Zootaxa*, 4341(3): 420-422.
- Araya, P.; Giraud, A. & Hirt, L. 2021. Peces endémicos de sistemas fluviales de la Selva Atlántica en la Argentina: Áreas prioritarias para su conservación. *Ecología Austral*, 31(3):475-490.
- Arzamendia, V. & Giraud, A. R. 2012. A panbiogeographical model to prioritize areas for conservation along large rivers. *Diversity and Distributions*, 18: 168-179.
- Barquez, R. M. & Diaz, M. M. 2001. Bats of the Argentine Yungas: a systematic and distributional analysis. *Acta Zoológica Mexicana*, 82: 1-81.
- Bertani, R. 2001. Revision, cladistic analysis, and zoogeography of *Vitalius*, *Nhandu*, and *Proshapalopus*; with notes on other theraphosine genera (Araneae, Theraphosidae). *Archivos de Zoología*, 36: 265-356.
- Bucher, E. & Huszar, P. 1999. Sustainable management of the Gran Chaco of South America: Ecological promise and economic constraints. *Journal of Environmental Management*, 57: 99-108.
- Brown, A. D., Pacheco, S. & Cristóbal, L. 2012. Bitácora: Los caminos del Chaco. Ediciones del Subtrópico, Fundación ProYungas.
- Casagrande, M. D.; Roig Juñent, S. & Szumik, C. 2009. Endemismo a diferentes escalas espaciales: un ejemplo con Carabidae (Coleoptera: Insecta) de América del Sur austral. *Revista chilena de historia natural*, 82(1): 17-42.
- Catálogo de Arañas de Argentina. 2023. Catálogo de Arañas de Argentina. Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia", en línea en <https://sites.google.com/site/catalogodearanasdeargentina/>, consultado el {03/02/2023}.
- Cava, M. B.; Corronca, J. A. & Echeverría, A. J. 2013. Diversidad alfa y beta de los artrópodos en diferentes ambientes del Parque Nacional Los Cardones, Salta (Argentina). *Revista de Biología Tropical*, 61(4): 1785-1798.
- Cavalcanti, M. J. 2009. Croizat: a software package for quantitative analysis in Panbiogeography. *Biogeografía*, 4: 4-6

- Contreras Medina, R. 2006. Los métodos de análisis biogeográfico y su aplicación a la distribución de las gimnospermas en México. *Interciencia*, 31(3): 176-182.
- Copperi, M. S.; Pompozzi, G. A.; Barneche, J. A. & Ferretti, N. 2011. Datos preliminares acerca de interacciones entre dos avispas pompílidas y tarántulas en el sur de Buenos Aires, Argentina. *BioScriba*, 4:13-20.
- Craw, R. C. 1988. Panbiogeography: method and synthesis in biogeography. En: Analytical biogeography (Myers, A.A. & Giller, P.S., eds.), London, Chapman & Hall. Pags. 437-481.
- Craw, R. C., Grehan, J. R., & Heads, M. J. 1999. Pan-biogeography; tracking the history of life. New York: Oxford University Press.
- Crisci, J. V., Katinas, L. & Posadas, P. 2000. Introducción a la Teoría y Practica de la Biogeografía Histórica. Sociedad Argentina de Botánica, Buenos Aires.
- Croizat, L. 1958. Panbiogeography. Vols. 1 y 2. Publicado por el autor. Caracas, Venezuela.
- Croizat L. 1964. Space, time, form: the biological synthesis. Publicado por el autor. Caracas, Venezuela.
- Cuezzo, F.; Lizarralde de Grosso, M.; Navarro, F. R. & Szumik, C. A. 2007. Endemic insects from yungas of Argentina. *Zootaxa*, 1576: 63-67.
- Del Valle Elías, G. & Aagesen, L. 2019. Areas of endemism and recent speciation in the Southern Cone of South America, using *Senecio* (Asteraceae) as a proxy. *Biological Journal of the Linnean Society*, 128(1):70-82.
- Domínguez, M. C.; Roig Juñent, S.; Tassin, J. J.; Ocampo, F. C. & Flores, G. E. 2006. Areas of endemism of the Patagonian steppe: an approach based on insect distributional patterns using endemicity analysis. *Journal of Biogeography*, 33: 1527-1537.
- Escalante, T. & Morales, R. 2015. Biogeografía de la Conservación: prioridades y desafíos. *Biogeografía*, 8: 36-44.
- Estrada Sánchez, I.; García Cruz, J.; Espejo Serna, A. & López Ortega, G. 2019. Identification of areas of endemism in the Mexican cloud forests based on the distribution of endemic epiphytic bromeliads and orchids. *Phytotaxa*, 397(2), 129-145.
- Fabiano da Silva, W.; Guadanucci, J. P. L. & DaSilva, M. B. 2019. Taxonomy and phylogenetics of *Tmesiphantes* Simon, 1892 (Araneae, Theraphosidae). *Systematics and Biodiversity*, 17(7): 650-668.
- Ferrero, B. G. 2018. Tras una definición de las áreas protegidas: Apuntes sobre la conservación de la naturaleza en Argentina. *Revista Universitaria de Geografía*, 27(1): 99-117.

- Ferretti, N. 2013. Biogeografía histórica y diversidad de arañas Mygalomorphae de Argentina, Uruguay y Brasil: énfasis en el arco peripampásico. [Tesis Doctoral]. Universidad Nacional de La Plata.
- Ferretti, N. 2015. On three new *Euathlus* tarantulas from Argentina and cladistic analysis of the genus. *Journal of Arachnology*, 43(3): 313-326
- Ferretti, N. 2020. Communication and reproductive biology of Tarantulas. En Perez Miles, F. (Ed), *New World Tarantulas. Zoological Monographs*, 6: 389-410. Editorial Springer.
- Ferretti, N.; Cavallo, P.; Chaparro, J. C.; Ríos-Tamayo, D.; Seimon, T. A. & West, R. 2018. The Neotropical genus *Hapalotremus* Simon, 1903 (Araneae: Theraphosidae), with the description of seven new species and the highest altitude record for the family. *Journal of Natural History*, 52(29-30): 1927-1984.
- Ferretti, N.; González, A. & Pérez Miles, F. 2014. Identification of priority areas for conservation in Argentina: quantitative biogeography insights from mygalomorph spiders (Araneae: Mygalomorphae). *Journal of Insect Conservation*, 18: 1087-1096.
- Ferretti, N. & Pompozzi, G. 2012. *Grammostola vachoni*. In 'IUCN 2012: IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.3. Available at: www.iucnredlist.org.
- Ferretti, N.; Pompozzi, G.; Copperi, S.; Pérez Miles, F. & González, A. 2012. Mygalomorph spider community of a natural reserve in a hilly system in central Argentina. *Journal of Insect Science*, 12(1), 31.
- Flores, G. E.; Lagos, S. J. & Roig Juñent, S. 2004. Artrópodos epígeos que viven bajo la copa del algarrobo (*Prosopis flexuosa*) en la reserva Telteca (Mendoza, Argentina). *Multequina*, 13(2): 71-90.
- Formoso, A. & Teta, P. 2019. Richness, endemism and conservation of sigmodontine rodents in Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 26(1): 99-116.
- Giraud, A. R.; Matteucci, S. D.; Alonso, J.; Herrera, J. & Abramson, R. R. 2008. Comparing bird assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspots. *Biodiversity and Conservation*, 17: 1251-1265.
- Giraud, A. R. & Arzamendia V. 2018. Descriptive bioregionalisation and conservation biogeography: what is the true bioregional representativeness of protected areas? *Australian Systematic Botany*, 30: 403-413.
- Grehan, J. R. 2011. Introducao a Pan-biogeografia: Metodo e Sintese. En: Biogeografia da America do Sul, padroes & procesos (Carvalho, J.B & Almeida, E.A. eds.). Roca, Sao Paulo, Brasil. Pags. 65-98.

- Heads, M. 2004. What is a node? *Journal of Biogeography*, 31: 1883-1891.
- Hijmans, R. J.; Guarino, L.; Cruz, M. & Rojas, E. 2001. Computer tools for spatial analysis of plant genetic resources data: 1. DIVA-GIS. *Plant genetic resources newsletter*, 15-19.
- Kass, C. A. 2020. Estudio sobre aspectos de la ecología del ensamble de lagartijas psamófilas del Parque Nacional Talampaya, provincia de La Rioja. [Tesis Doctoral]. Universidad Nacional de La Plata.
- Kutschker, A.; Hechem, V.; Codesal, P.; Rafael, M.; López, S. & Silva, V. 2015. Diversidad de plantas exóticas en áreas sometidas a distintos disturbios en el Parque Nacional Los Alerces, Chubut (Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 50(1): 47-59.
- Lago Barcia, D.; DaSilva, M. B.; Conti, L. A. & Carbayo, F. 2020. Areas of endemism of land planarians (Platyhelminthes: Tricladida) in the Southern Atlantic Forest. *Plos one*.
- Mendoza, J. 2020. Situation and Conservation of Tarantulas in the Americas. En Pérez Miles, F. (Ed), *New World Tarantulas. Zoological Monographs*, 6: 463-495. Editorial Springer.
- Morales, M.; Oakley, L.; Sartori, A. L. B.; Mogni, V.Y.; Atahuachi, M.; Vanni, R. O.; Fortunato, R. H. & Prado, D. E. 2019. Diversity and conservation of legumes in the Gran Chaco and biogeographical inferences. *Plos one*, 14(8).
- Margules, C. R. & Sarkar, S. 2009. Planeación sistemática de la conservación. México, D.F.: UNAM-CONANP-CONABIO.
- Morrone, J. J. 2000. El tiempo de Darwin y el espacio de Croizat: Rupturas epistémicas en los estudios evolutivos. *Ciencia*, 51: 39-46.
- Morrone, J. J. 2001. Homology, biogeography and areas of endemism. *Diversity and Distributions*, 7: 297-300.
- Morrone, J. J. 2002. El espectro del dispersalismo: de los centros de Origen a las Áreas Ancestrales. *Revista de la Sociedad Argentina de Entomología*, 61(3-4): 1-14.
- Morrone, J. J. 2004. Panbiogeografía, componentes bióticos y zonas de transición. *Revista Brasileira de Entomología*, 48(2): 149-162.
- Morrone, J. J. 2005. Sistemática, Biogeografía y Evolución: los patrones de la biodiversidad en tiempo-espacio. Las Prensas de Ciencias, UNAM, México.
- Morrone, J. J. 2014. Parsimony analysis of endemic- city (PAE) revisited. *Journal of Biogeography*, 41: 842-854.

- Nadal, M. F.; Achitte-Schmutzler, H. C.; Zanone, I.; Gonzalez, P. & Avalos, G. 2018. Diversidad estacional de arañas en una reserva natural del espinal en Corrientes, Argentina. *Caldasia*, 40(1): 129-143.
- Navarro, F. R.; Cuezco, F.; Goloboff, P.; Szumik, C.; Lizarralde de Grosso, M. & Quintana, M. G. 2009. Can insect data be used to infer areas of endemism? An example from the Yungas of Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82: 507-522.
- Newton, L. G., Starret, J., Hendrixson, B. E., Derkarabetian, S. & Bond, J. E. 2020. Integrative species delimitation reveals cryptic diversity in the southern Appalachian *Antrodiaetus unicolor* (Araneae: Antrodiaetidae) species complex. *Molecular Ecology*, 29: 2269-2287.
- Ocampo Salinas, J. M.; Castillo Cerón, J. M.; Manríquez Morán, N.; Goyenechea, I. & Casagrande, M. D. 2019. Endemism of lizards in the Chihuahuan Desert province: An approach based on endemism analysis. *Journal of Arid Environments*, 163: 9-17.
- Olson, D. M.; Dinerstein, E.; Wikramanayake, E. D.; Burgess, N. D.; Powell, G. V. N.; Underwood, E. C.; D'Amico, J. A.; Itoua, I.; Strand, H. E.; Morrison, J. C.; Loucks, C. J.; Allnutt, T. F.; Ricketts, T. H.; Kura, Y.; Lamoreux, J. F.; Wettengel, W. W.; Hedao, P. & Kassem, K. R. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. *Bioscience*, 51(11):933-938.
- Ovando, X. M. C.; Miranda, M. J.; Loyola, R. & Cuezco, M.G. 2019. Identifying priority areas for invertebrate conservation using land snails as models. *Journal for Nature Conservation*, 50: 1-38.
- Page, R. D. M. 1987. Graphs and generalized tracks: quantifying Croizat's panbiogeography. *Systematic Zoology*, 36: 1-17.
- Platnick, N. 1991. On areas of endemism. *Australian Systematic Botany*, 4: 11-12.
- Portelli, S. N. & Diaz Gómez, J. M. 2017. Determinación de áreas prioritarias de conservación en la Puna y Prepuna del norte argentino. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales, Nueva Serie*, 19(1): 9-17.
- Prado, D. E. 1995. Selva Pedemontana: contexto regional y lista florística de un ecosistema en peligro. En Brown, A. D. & Grau, H. R. (Eds), *Investigación, conservación y desarrollo en selvas subtropicales de montañas*: 19-52.
- Rubio, G. D. 2014. Baseline richness of Salticidae (Araneae) from Misiones, Argentina. *Peckhamia*, 1-21.
- Rubio, G. D. 2015. Diversidad de arañas (Araneae, Araneomorphae) en la selva de montaña: un caso de estudio en las Yungas Argentinas. *Graellsia*, 71: 1-21.

- Sandoval, M. L.; Szumik, C. A. & Barquez, R. M. 2010. Bats and marsupials as indicators of endemism in the Yungas forest of Argentina. *Dongwuxue Yanjiu*, 31(6): 633-44.
- Sandoval, M. L.; Díaz, M. M.; Ferro, I. & Barquez, R. M. 2021. Patrones biogeográficos de los murciélagos de Argentina: riqueza de especies y congruencia distribucional. *Mastozoología Neotropical*, 28(1).
- Sanmartín, I. 2012. Historical Biogeography: Evolution in Time and Space. *Evo Edu Outreach*, 5: 555-568.
- Schwerdt, L.; Pompozzi, G.; de Villalobos, A. E. & Pérez Miles, F. 2019. Trophic traits of *Grammostola vachoni*, a tarantula (Araneae : Theraphosidae) from Argentina. *Australian Journal of Zoology*, 66:228-234.
- Smith Ramírez, C. 2004. The Chilean coastal range: a vanishing center of biodiversity and endemism in South American temperate rainforests. *Biodiversity and Conservation*, 13: 373-393.
- Szumik, C. A.; Aagesen, L.; Casagrande, M. D.; Arzamendia, V.; Baldo, D.; Claps, L. E.; Cuezco, F.; Díaz Gómez, J. M.; Di Giacomo, A.; Giraud, A.; Goloboff, P.; Gramajo, C.; Kopuchian, C.; Kretzschmar, S.; Lizarralde, M.; Molina, A.; Mollerach, M.; Navarro, F.; Nomdedeu, S.; Panizza, A.; Pereyra, V. V.; Sandoval, M.; Scrocchi, G. & Zuloaga, F. O. 2012. Detecting areas of endemism with a taxonomically diverse data set: plants, mammals, reptiles, amphibians, birds, and insects from Argentina. *Cladistics*, 28(3): 317-329.
- Szumik, C. A.; Casagrande, M. D. & Roig, S. 2006. Manual de NDM/VNDM: Programas para la identificación de áreas de endemismo. *Instituto Argentino de Estudios Filogenéticos*, 5: 1-26.
- Szumik, C. A.; Cuezco, F.; Goloboff, P. A.; Chalup, A. E. 2002. An Optimality Criterion to Determine Areas of Endemism. *Systematic Biology*, 51(5), 806–816.
- Szumik, C. A. & Goloboff, P. A. 2004. Areas of endemism: An improved Optimality Criterion. *Systematic Biology*, 53(6):968-977.
- Torres Miranda, A.; Luna Vega, I. & Oyama, K. 2011. Conservation biogeography of red oaks (*Quercus*, section *Lobatae*) in Mexico and Central America. *American Journal of Botany*, 98(2): 290-305.
- Whittaker, R. J.; Araújo, M. B.; Jepson, P.; Ladle, R. J.; Watson, J. E. M. & Willis, K. J. 2005. Conservation Biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions*, 11: 3-23.
- Wilson, J. S.; Gunnell, C. F.; Wahl, D. B. & Pitts, J. P. 2012. Testing the species limits of the tarantulas (Araneae: Theraphosidae) endemic to California's Southern Coast Ranges, USA. *Insect Conservation and Diversity*, 6(3):365-371.

World Spider Catalog. 2022. *World Spider Catalog. Version 23.0*. Natural History Museum Bern, online at <http://wsc.nmbe.ch> – Revisado el 5 de Febrero de 2023.

Zhao Z.; Yang L.; Long J.; Chang Z.; Zhou Z.; Zhi Y.; Yang L.; Li H.; Sui Y.; Gong N.; Wang X.; & Chen X. 2021. Endemism Patterns of Planthoppers (Fulgoroidea) in China. *Frontiers in Ecology and Evolution*.

ANEXO I



Figura 1. Propuesta de Arana *et al.* (2017) para provincias biogeográficas de la Argentina.



Figura 2. Propuesta de Olson *et al.* (2001) para ecorregiones de la Argentina.

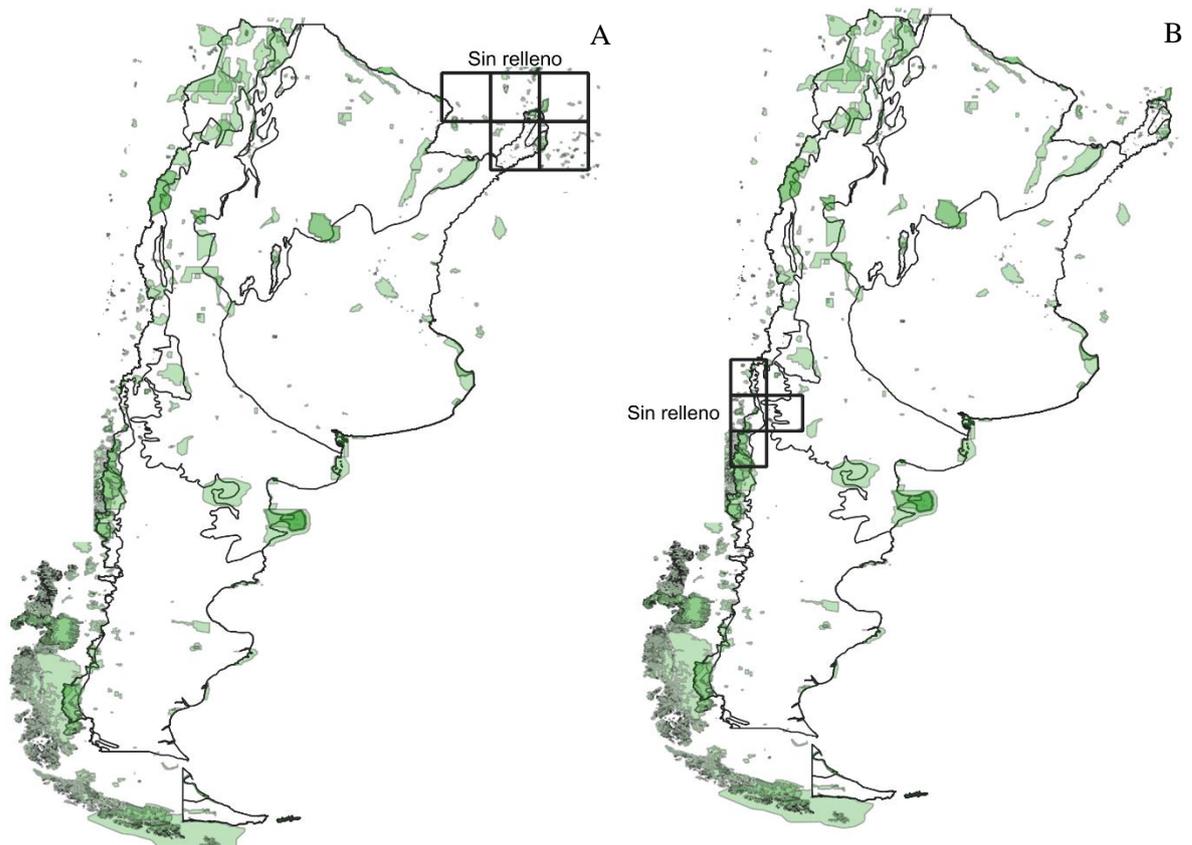


Figura 3. Áreas de endemismo obtenidas para las provincias biogeográficas de la Argentina sin relleno de celdas. A) 2°. B) 1,5°. En verde se muestran las áreas protegidas.

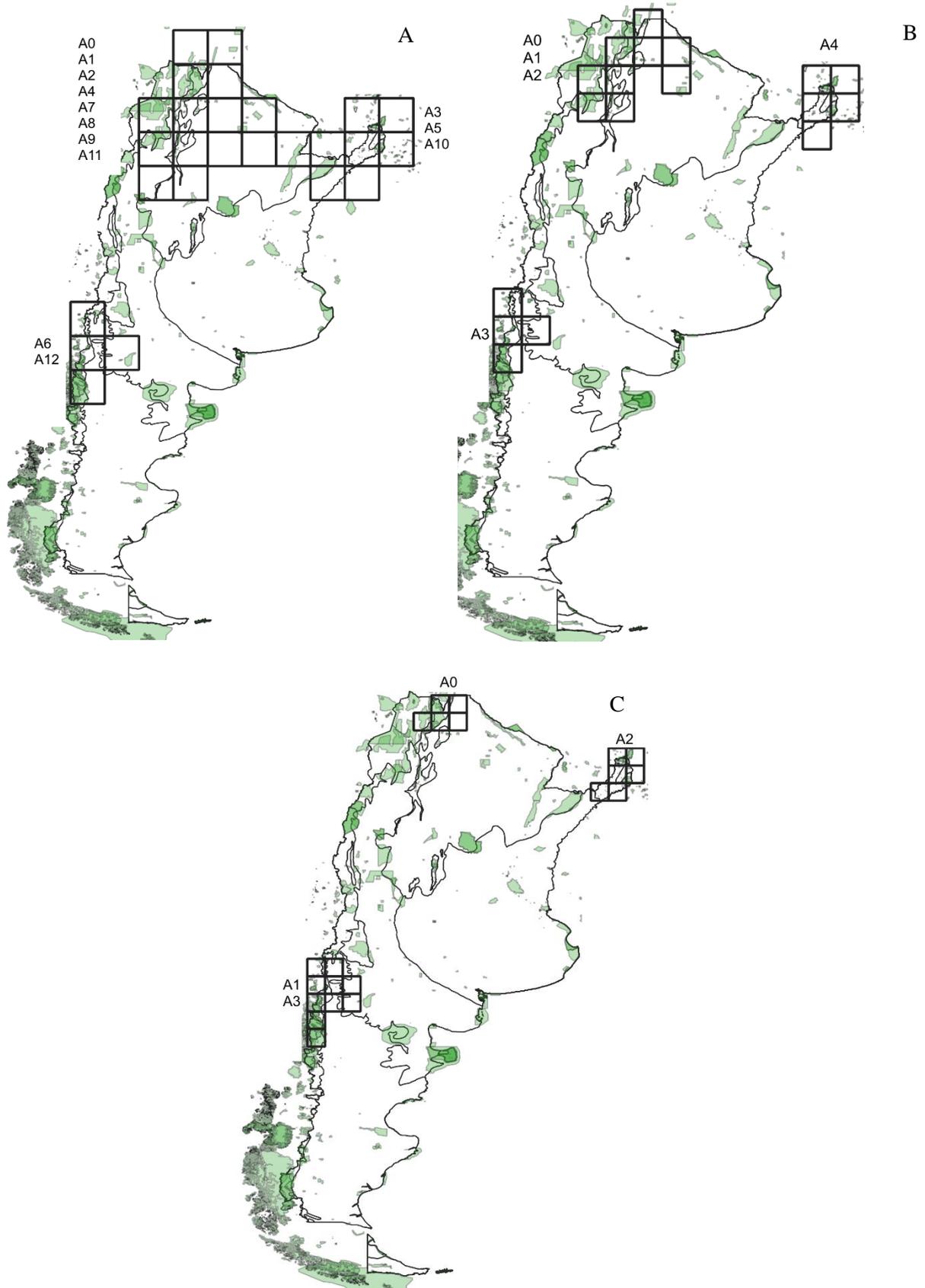


Figura 4. Áreas de endemismo obtenidas para las provincias biogeográficas de la Argentina con relleno de celdas de 25. A) 2°. B) 1,5°. C) 1°. En verde se muestran las áreas protegidas.

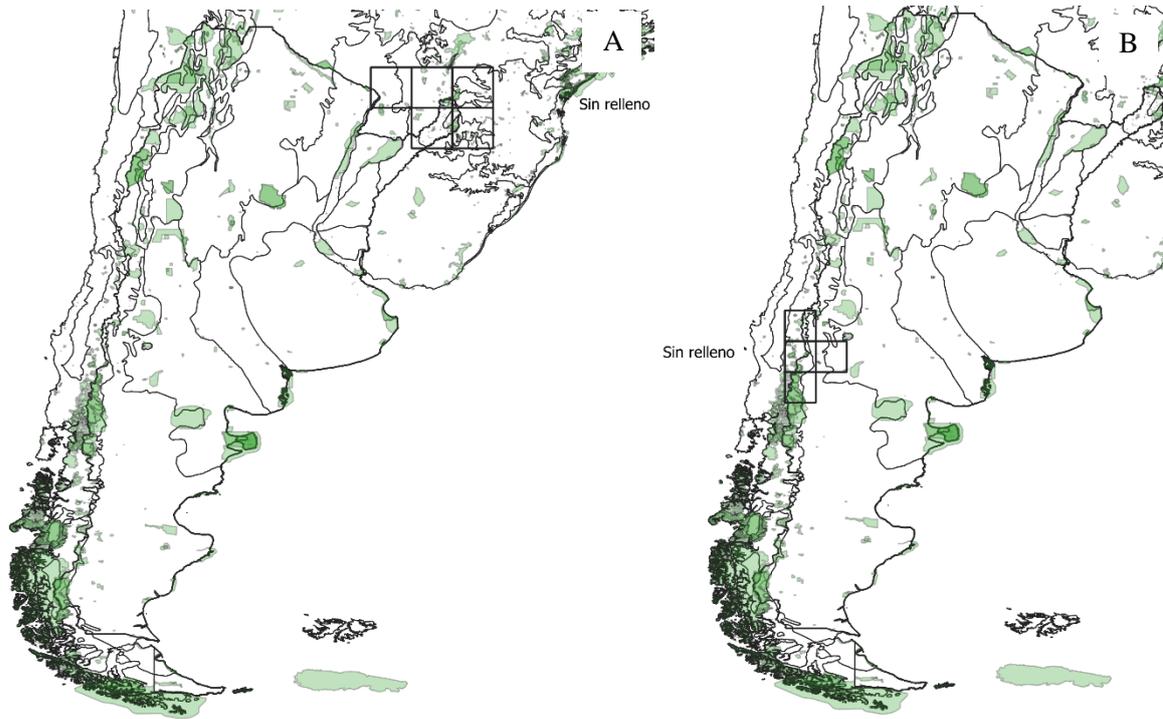


Figura 5. Áreas de endemismo obtenidas para las ecorregiones de la Argentina sin relleno de celdas. A) 2°. B) 1,5°. En verde de muestran las áreas protegidas.

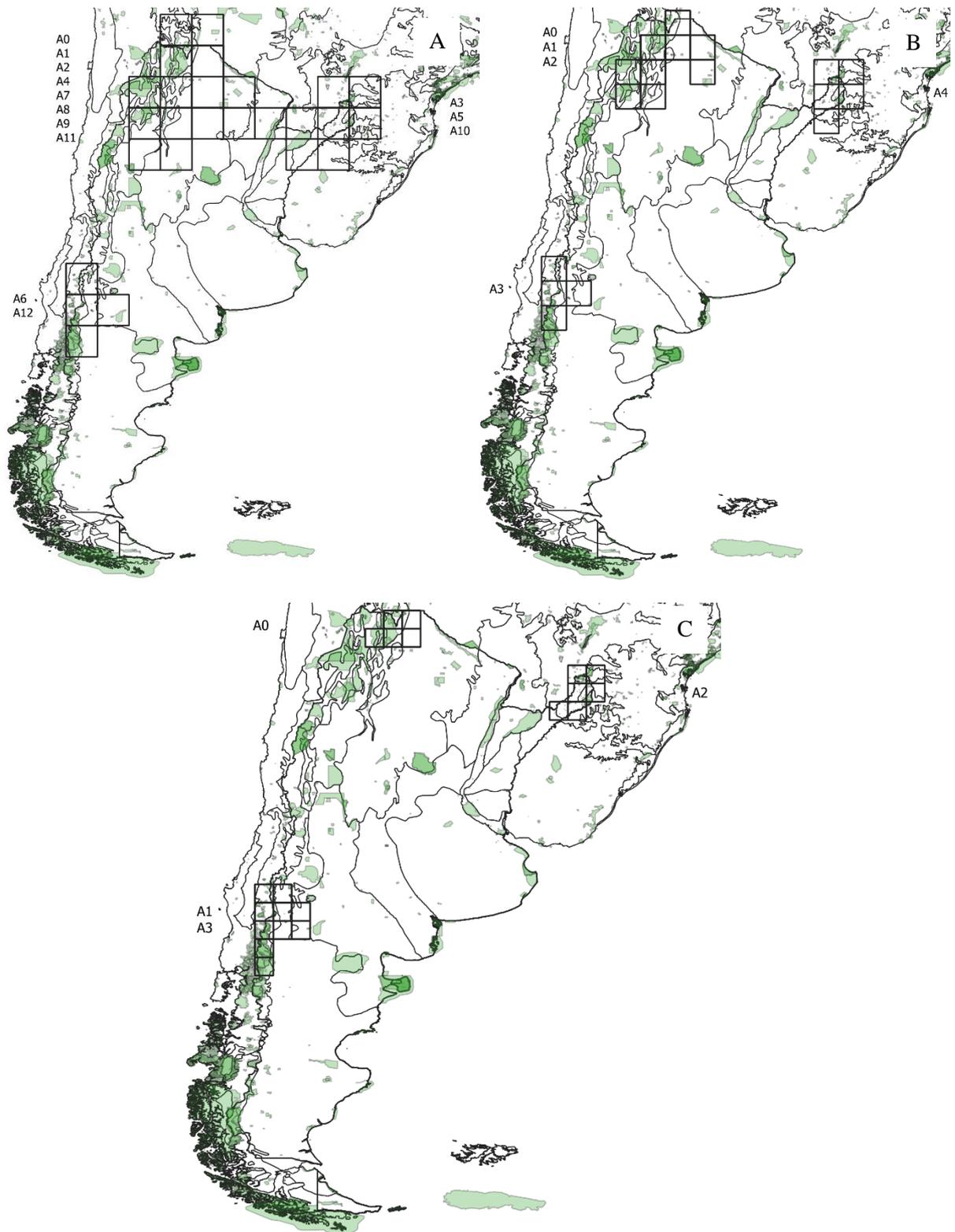


Figura 6. Áreas de endemismo obtenidas para las ecorregiones de la Argentina con relleno de celdas de 25. A) 2°. B) 1,5°. C) 1°. En verde se muestran las áreas protegidas.

ANEXO II

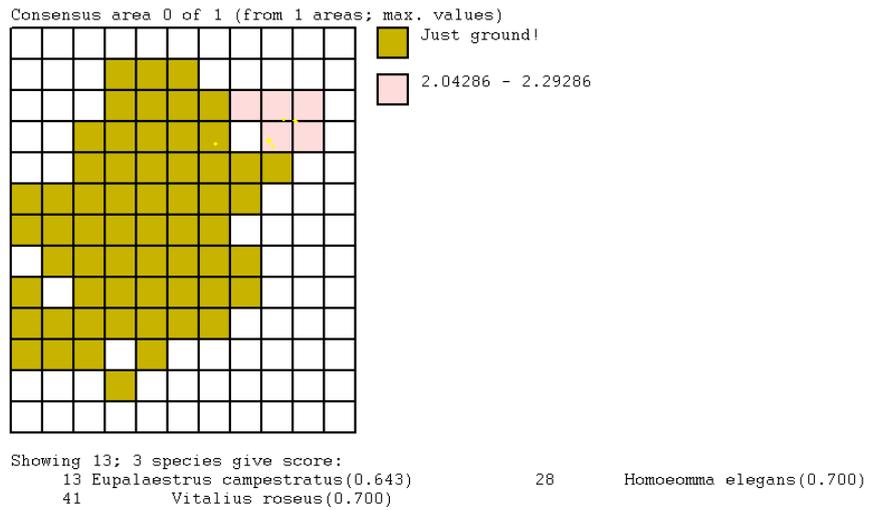


Figura 1. Imagen de salida de NDM/VNDM sin relleno para grilla de 2°.

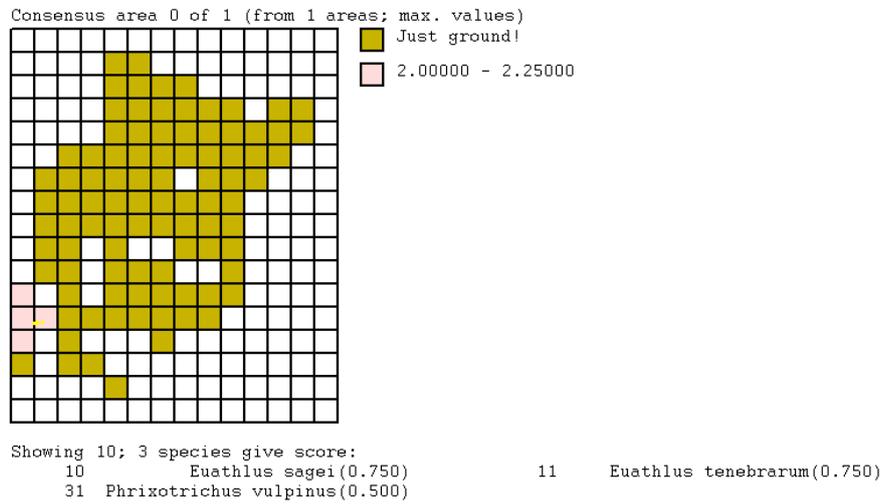


Figura 2. Imagen de salida de NDM/VNDM sin relleno para grilla de 1,5°.

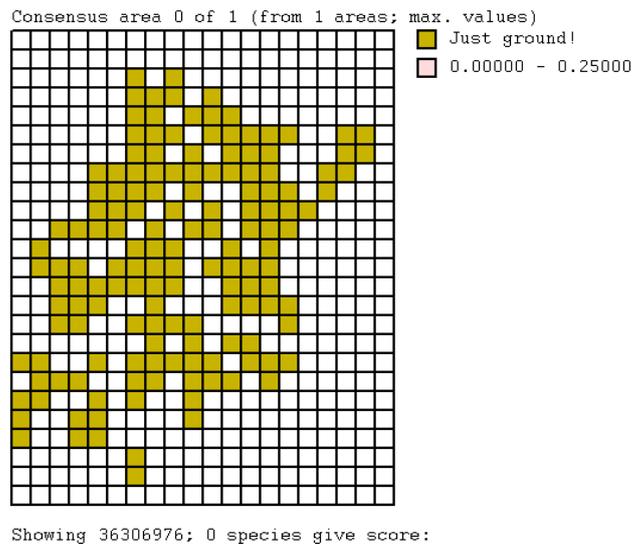


Figura 3. Imagen de salida de NDM/VNDM sin relleno para grilla de 1°.

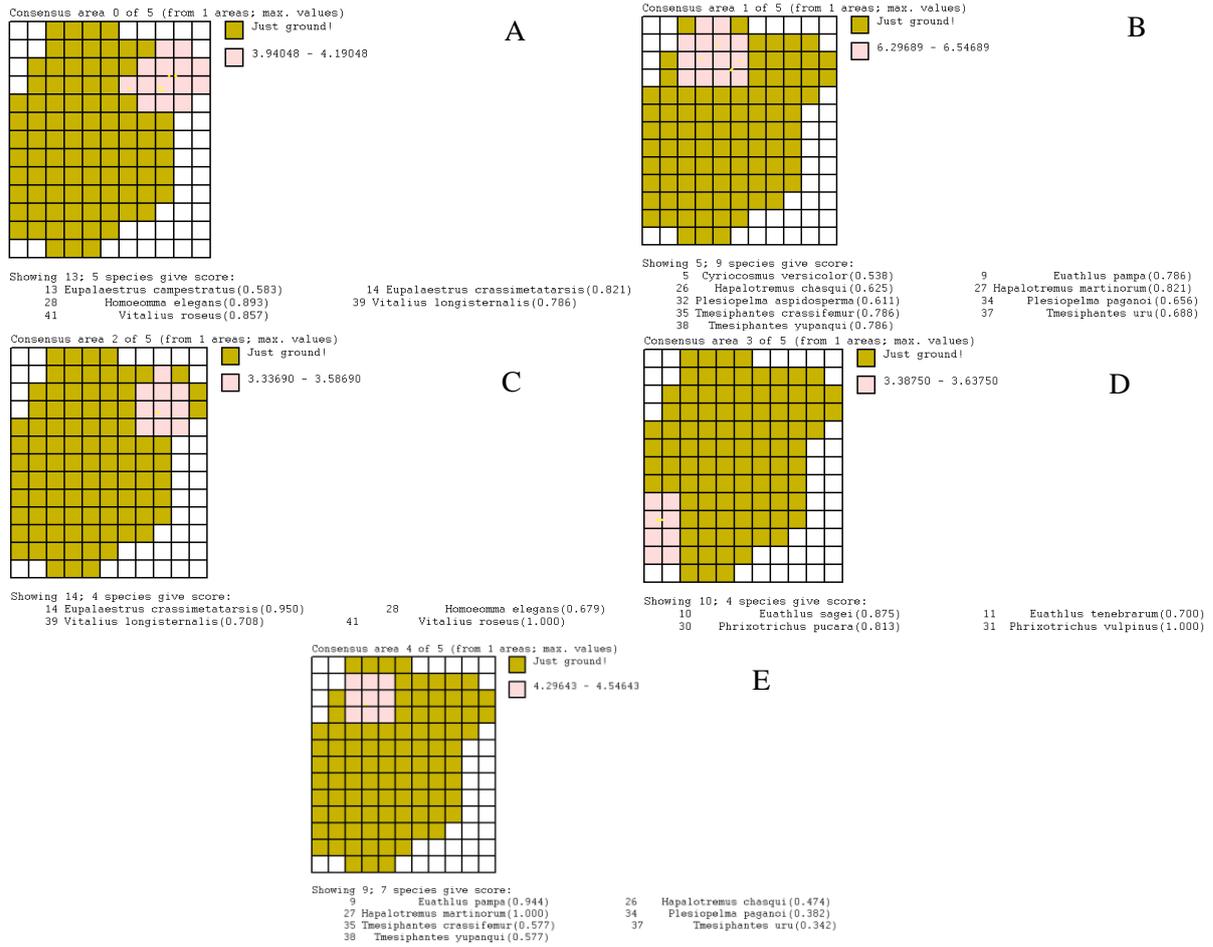


Figura 4. Imágenes de salida de NDM/VNDM con relleno 100 para grilla de 2°. A) AE0. B) AE1. C) AE2. D) AE3. E) AE4.

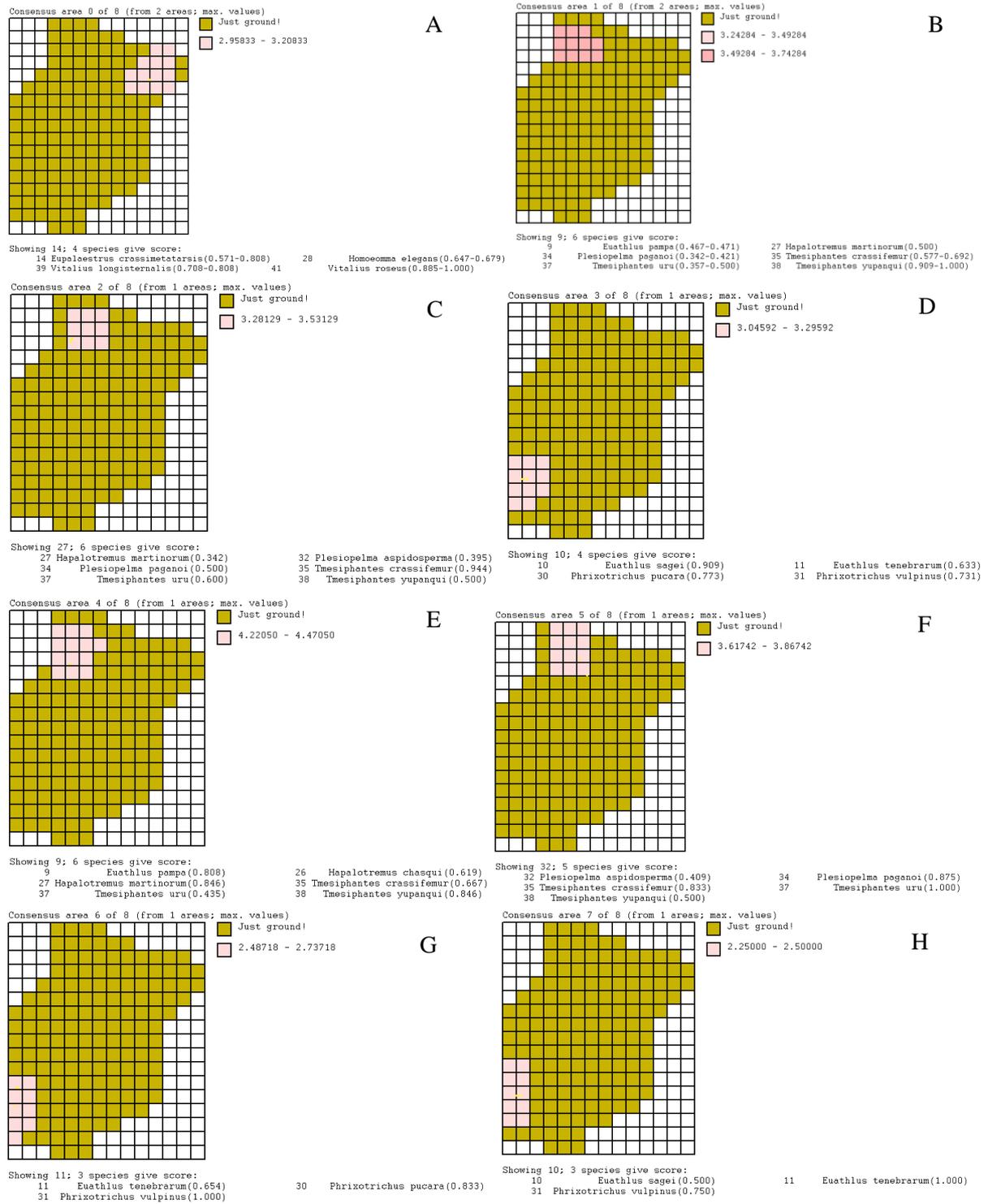


Figura 5. Imágenes de salida de NDM/VNDM con relleno 100 para grilla de 1,5°. A) AE0. B) AE1. C) AE2. D) AE3. E) AE4. F) AE5. G) AE6. H) AE7.

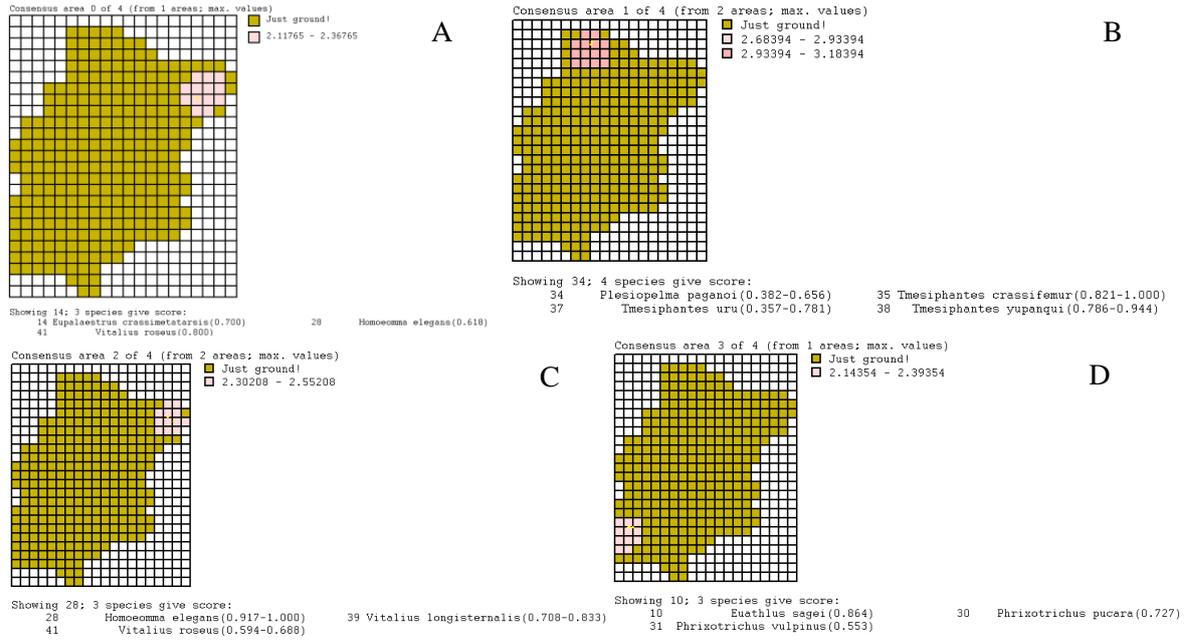


Figura 6. Imágenes de salida de NDM/VNDM con relleno 100 para grilla de 1°. A) AE0. B) AE1. C) AE2. D) AE3.

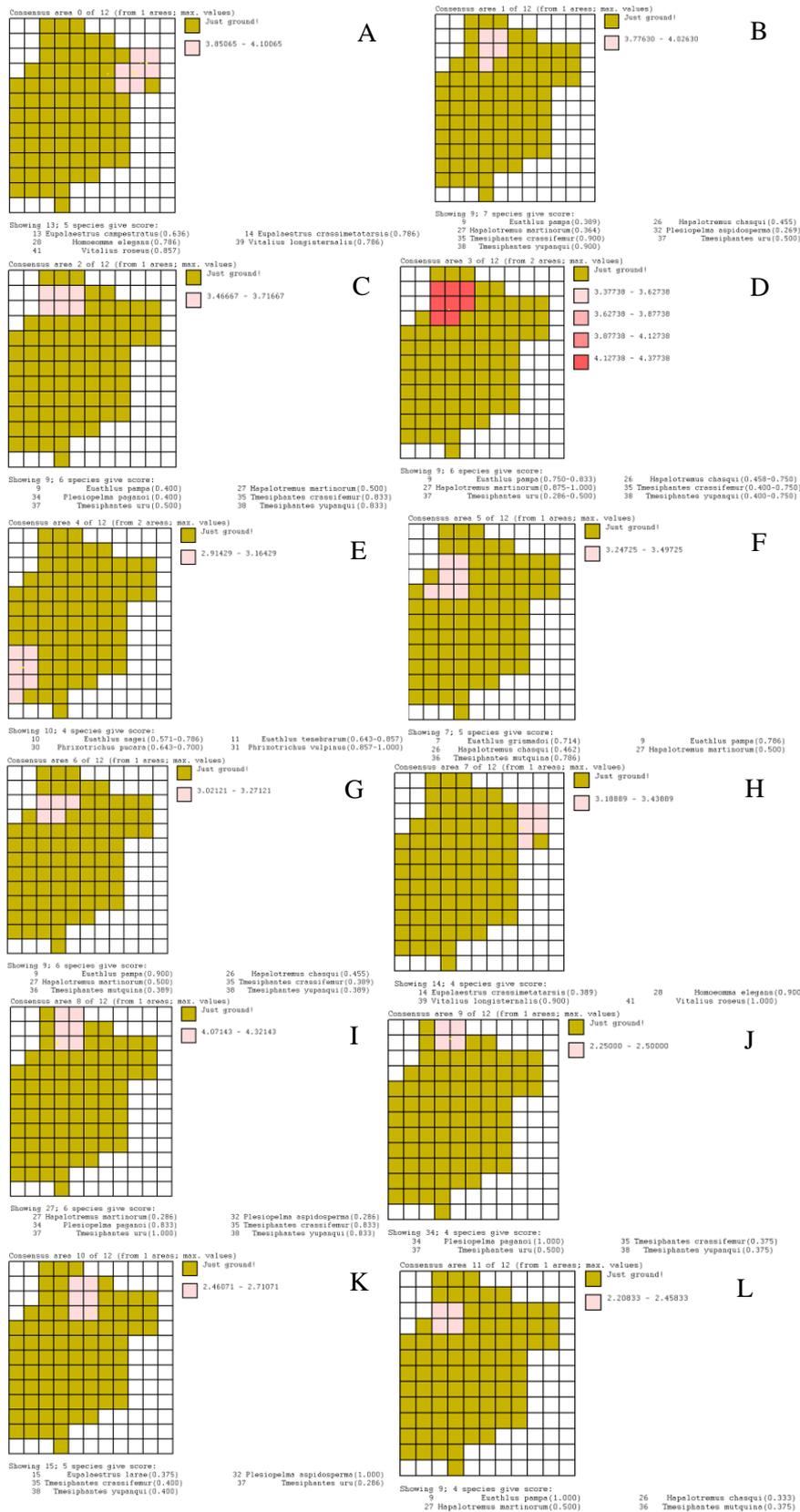


Figura 7. Imágenes de salida de NDM/VNDM con relleno 50 para grilla de 2°. A) AE0. B) AE1. C) AE2. D) AE3. E) AE4. F) AE5. G) AE6. H) AE7. I) AE8. J) AE9. K) AE10. L) AE11.

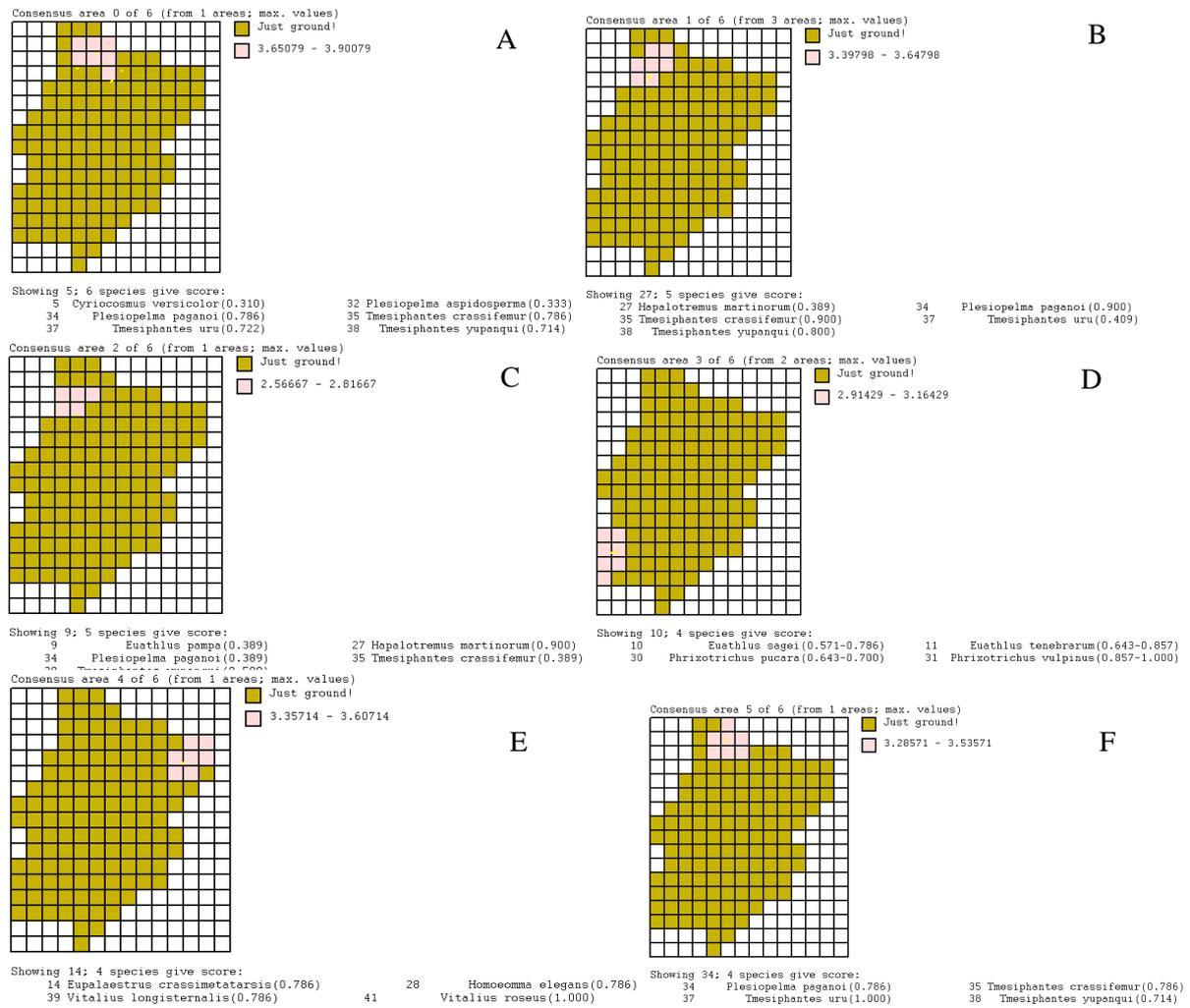


Figura 8. Imágenes de salida de NDM/VNDM con relleno 50 para grilla de 1,5°. A) AE0. B) AE1. C) AE2. D) AE3. E) AE4. F) AE5.

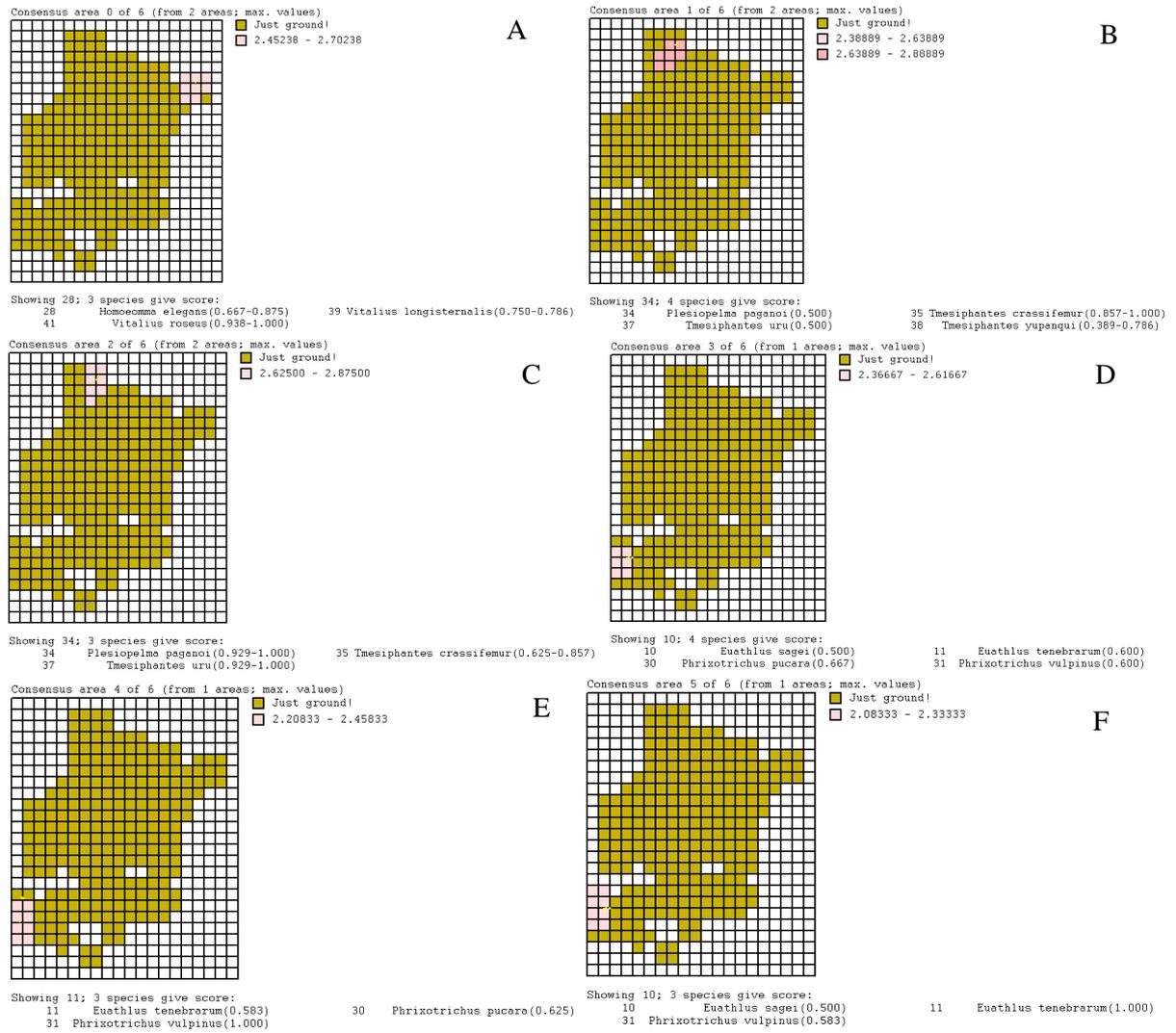


Figura 9. Imágenes de salida de NDM/VNDM con relleno 50 para grilla de 1°. A) AE0. B) AE1. C) AE2. D) AE3. E) AE4. F) AE5.

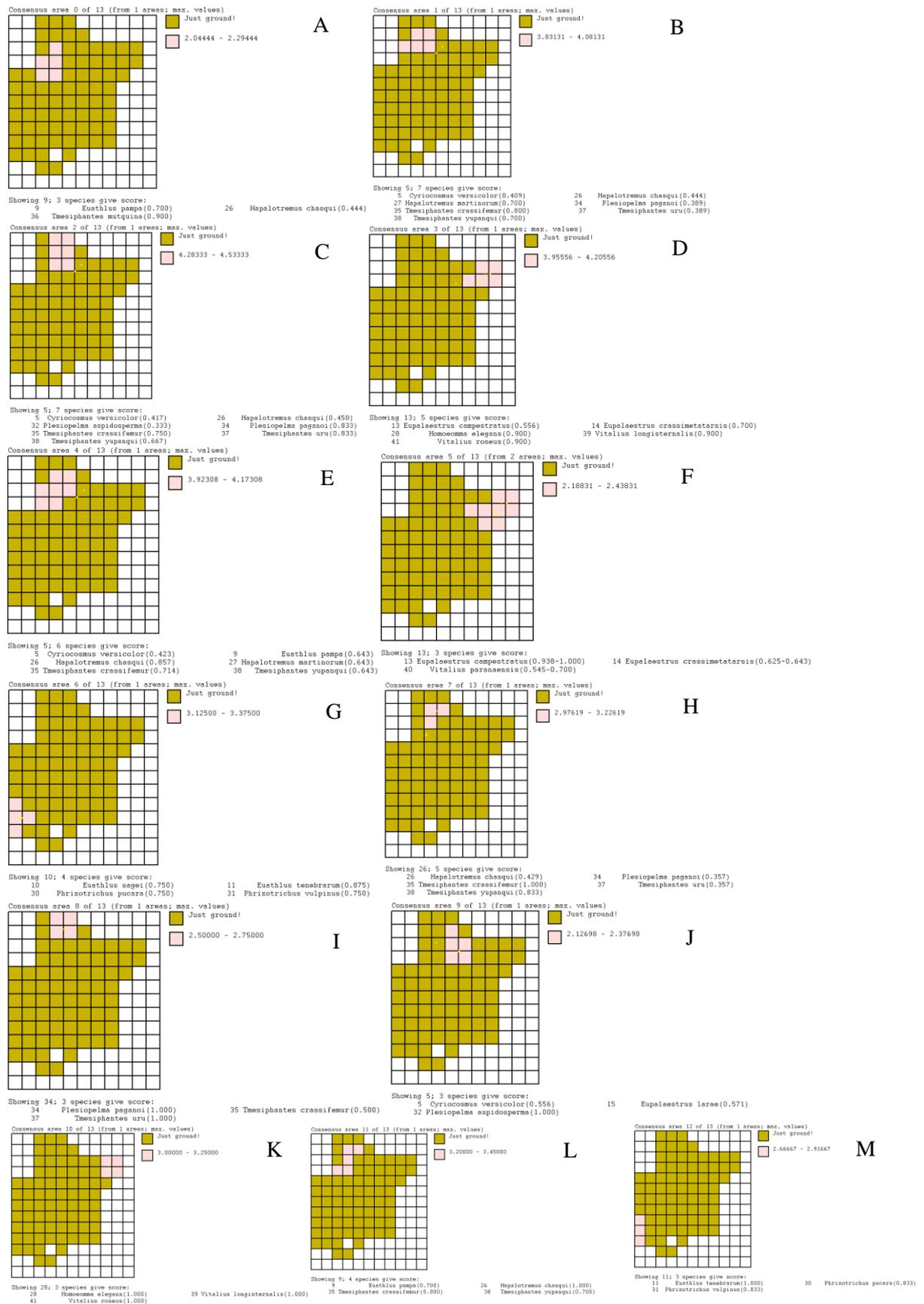


Figura 10. Imágenes de salida de NDM/VNDM con relleno 25 para grilla de 2°. A) AE0. B) AE1. C) AE2. D) AE3. E) AE4. F) AE5. G) AE6. H) AE7. I) AE8. J) AE9. K) AE10. L) AE11. M) AE12.

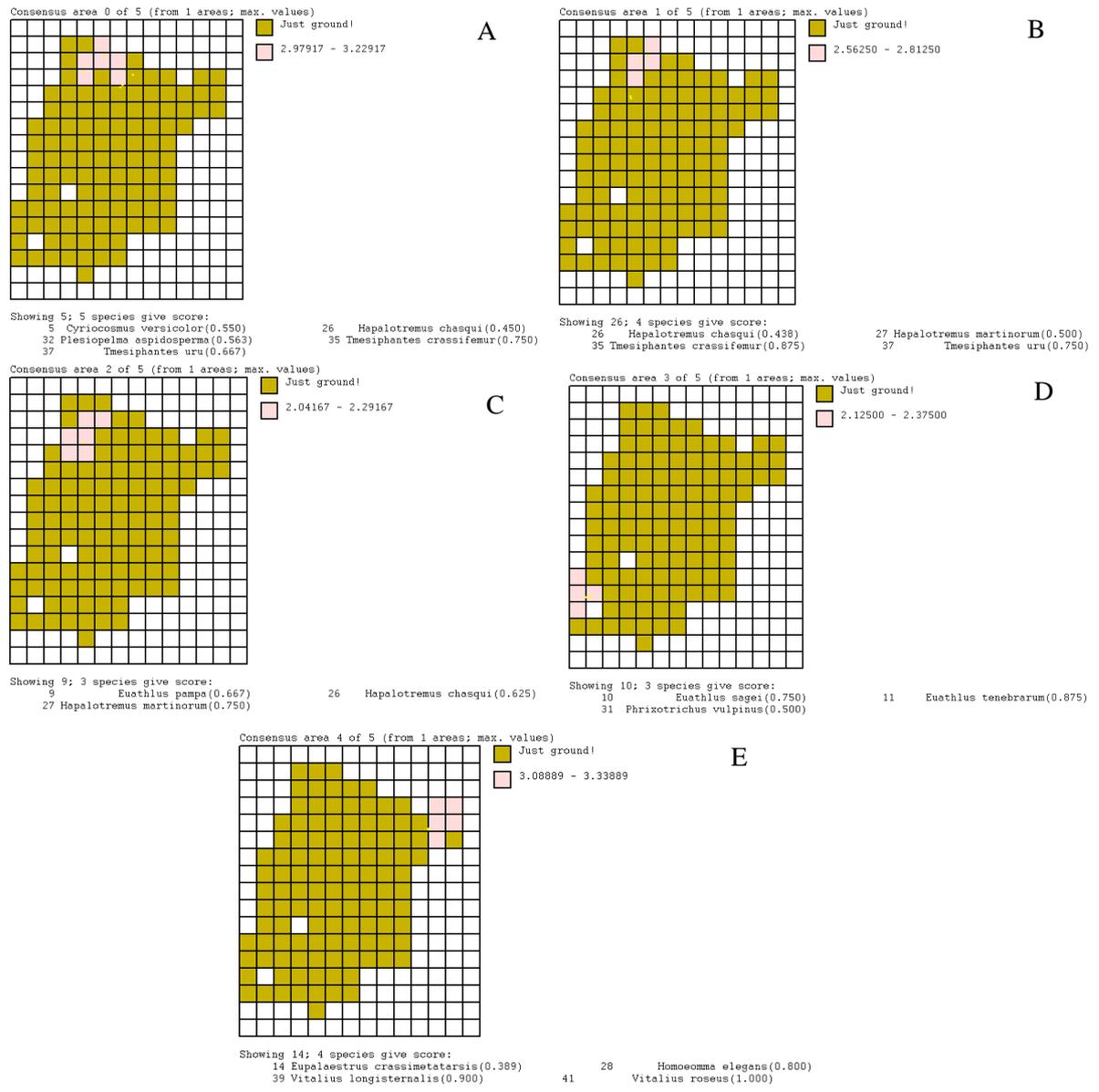


Figura 11. Imágenes de salida de NDM/VNDM con relleno 25 para grilla de 1,5°. A) AE0. B) AE1. C) AE2. D) AE3. E) AE4.

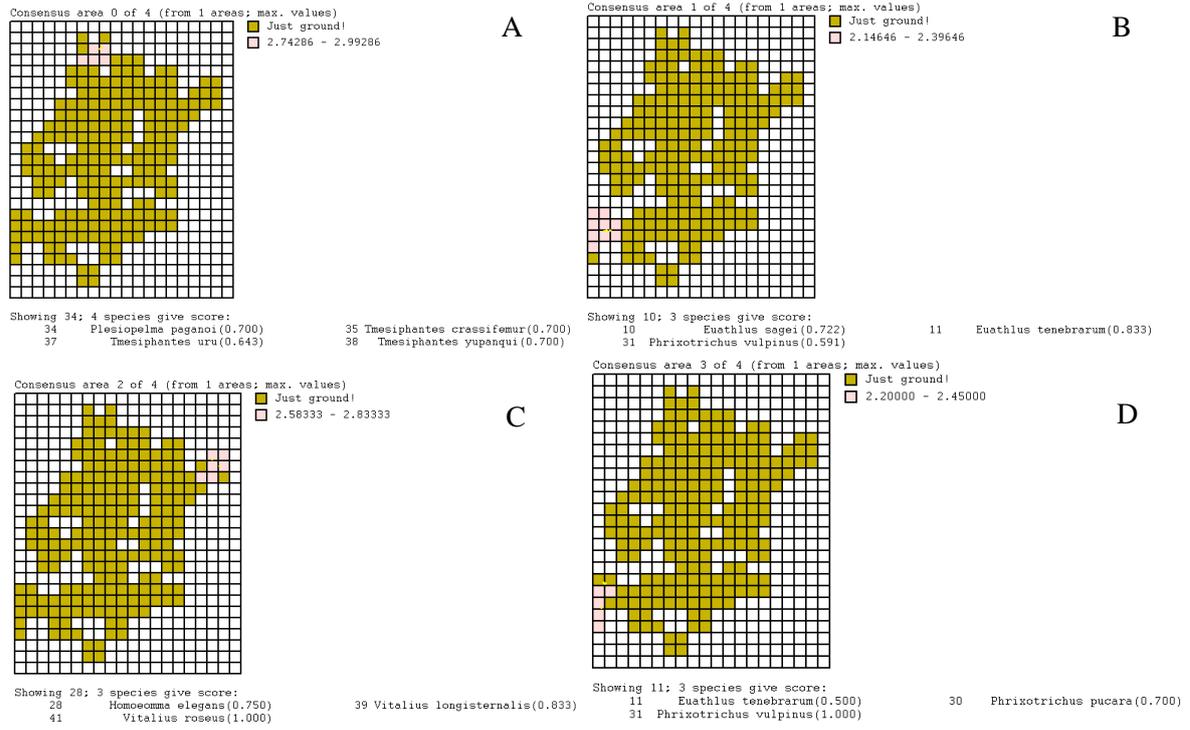


Figura 12. Imágenes de salida de NDM/VNDM con relleno 25 para grilla de 1°. A) AE0. B) AE1. C) AE2. D) AE3.