



# ACERCANDO LA INVESTIGACIÓN A LA GESTIÓN EN LA RED DE ÁREAS DE CONSERVACIÓN DE MENDOZA, ARGENTINA

Daniela Rodríguez<sup>1,2</sup>, Leandro Alvarez<sup>3</sup> y Jimena Dorado<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas. Mendoza, Argentina. [Correspondencia: Daniela Rodríguez <[mdrodrig@mendoza-conicet.gob.ar](mailto:mdrodrig@mendoza-conicet.gob.ar)>]

<sup>2</sup>Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, Argentina.

<sup>3</sup>Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas. Mendoza, Argentina.

**RESUMEN.** El conocimiento de la diversidad de especies, las funciones que ellas cumplen en el ecosistema y la red de organización comunitaria es clave para la toma de decisiones en conservación. En la Provincia de Mendoza, el estudio de la fauna de mamíferos ha sido relevante en el desarrollo de modelos teóricos, pero dicha información se encuentra dispersa y parchada. En este trabajo evaluamos el patrón de organización y el estado de conservación de la diversidad de mamíferos del Monte mendocino integrando localidades pertenecientes a dos Estrategias Provinciales de Conservación (ECP): Áreas protegidas y Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos. Encontramos que la riqueza específica y la funcional fueron iguales dentro y fuera de las localidades de la ECP aunque se correlacionaron más fuertemente dentro de la ECP. Además, la riqueza rarefaccionada y el número de especies de valor sobresaliente fue mayor en localidades dentro de la ECP. Por último, la organización modular del sistema regional, junto con la presencia de un gran número de localidades conectoras en la red espacial de la ECP, indicarían que la ECP está actualmente siendo eficaz en conservar no sólo la biodiversidad de mamíferos, sino también la conectividad del sistema regional, ya que el gran número de localidades conectoras reaseguran la continuidad estructural de la biodiversidad de mamíferos a través del gradiente ambiental del Monte dentro de la provincia de Mendoza.

**ABSTRACT.** Conveying research to management in the network of conservation areas of Mendoza, Argentina. The knowledge of species diversity, the associated ecosystem functions, and the network of community structure are key for effective decision-making for conservation legislation. In Mendoza Province, the study of mammals has been relevant for the development of theoretical models, but such information is scattered and patchy. In this paper, we evaluate the pattern of organization and the conservation status of the diversity of mammals in the Monte desert of Mendoza, integrating these data into two Provincial Conservation Strategies (PCS): Protected Areas and Native Forest Management Law. We found that both specific and functional richness were equal inside and outside the PCS locations. However, these variables are more strongly correlated within the PCS. In addition, rarefied richness and species of outstanding value were higher in localities within the PCS. Finally, the modular structure of the regional system, together with the presence of a large number of locations forming connections within the PCS network, indicate that the PCS is currently effective in protecting not only mammalian biodiversity, but also the connectivity of the regional system. This large number of corridors strengthens the structural continuity of mammalian biodiversity throughout the environmental gradient of Monte, within Mendoza Province.

**Palabras clave:** áreas protegidas, bosques nativos, mamíferos, red metacomunitaria.

**Key words:** mammals, metacommunity network, native woods, protected areas.

## INTRODUCCIÓN

El conocimiento de la diversidad de especies y las funciones que ellas cumplen en el ecosistema es clave en el momento de toma de decisiones para la conservación (Pretty & Smith 2010). Debido a lo amplio e integral de este enunciado, dicho conocimiento generalmente se encuentra segmentado y disperso en la literatura científica. Consecuentemente, cuando se requieren insumos de información para la gestión y toma de decisiones de conservación, muchas veces no se cuenta con la información sistematizada de la forma y con el nivel de detalle necesario. Por lo tanto, y debido a que la biología de la conservación es una disciplina de crisis y que la toma de acciones es urgente (Primack et al. 2001), la ciencia y la gestión deben encontrar puntos de consenso con un adecuado conocimiento científico de base.

Los paradigmas, las prácticas y las políticas de conservación han variado a lo largo de los años. En este sentido, uno de los puntos claves de cambio ha sido el “qué conservar”. En una primera instancia, entre los siglos XIX y XX, las acciones de conservación se enfocaron en la protección de sitios con mayor biodiversidad de especies, o con especies de valor biológico sobresaliente (Primack et al. 2001). Posteriormente, a finales del siglo XX, hubo un cambio de paradigma, donde la conservación se centró en proteger la función que las especies cumplen en el sistema, principalmente desde la perspectiva de los servicios ecosistémicos que podían proveer (Loreau 2010). Esta visión antropocéntrica, basada en qué puede proveer el ambiente para el bienestar humano, ha sido cuestionada en la práctica debido a la unidireccionalidad de su enfoque. Esto derivó en la construcción de un nuevo paradigma en el cual se integran ambos enfoques previos a través de las interacciones en la constitución y dinámica ecosistémica (Tylianakis et al. 2010). Este nuevo paradigma posibilitaría la conservación de forma integrada de la biodiversidad y sus funciones, tanto desde una perspectiva conservacionista como antropocéntrica.

Esta información se vuelve crucial en el marco de diferentes estrategias de conservación y convenios internacionales que desarrollan e instrumentan las naciones. Argentina particularmente, adoptó el Plan Estratégico de Biodiversidad 2020, que incluye las 20 Metas Aichi (CBD 2011). En particular, la meta 11 específica que cada país debe tener el 17% de su territorio cubierto por áreas protegidas para el año 2020 (CBD 2010). En el año 2007, Argentina también sanciona la Ley Nacional N° 26 331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques

Nativos, según la cual las provincias deben inventariar y hacer un ordenamiento territorial de sus bosques nativos, con el objetivo de organizar las actividades productivas/conservación en el territorio del bosque (ver artículo N° 2 de la Ley 26 331). Para ello, cada provincia debe aplicar ciertos criterios de sustentabilidad, los cuales requieren de información sólida y confiable sobre la biodiversidad. Específicamente los criterios 3, 4 y 6 de la ley requieren de información sobre la vinculación de los bosques con las Áreas Protegidas (Criterio 3), sobre el estado de conservación de los bosques integrando la biodiversidad de fauna y flora (Criterio 6) y la existencia de valores biológicos sobresalientes priorizando especies que poseen un valor de conservación especial (Criterio 4) (ANEXO de la Ley 26 331).

En particular, la provincia de Mendoza cuenta con una gran parte de su superficie cubierta por la Ecoregión del Monte, sistema altamente heterogéneo que contiene al algarrobo (*Prosopis flexuosa*) como especie arbórea dominante y formadora de bosques. En el año 2010 la provincia realizó su Plan de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (Ley Provincial 8 195), alcanzando así una superficie de 2 000 000 ha. de bosque protegidos al ser incluidos en alguna de las categorías de conservación establecidas por la ley (rojo, amarillo o verde, definidas en el artículo N°9 de la ley 26 331). Con esta estrategia de conservación, el 27% de la superficie total del Monte de Mendoza queda protegida (Rubio et al. 2014).

Además del Plan de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos, la provincia de Mendoza también cuenta en la porción del Monte con 8 Áreas Protegidas con diferentes categorías de conservación (Áreas Protegidas Provinciales, Sitios RAMSAR, Reservas MaB y Reservas Privadas) (Rubio et al. 2014). Aquellas reservas que contenían bosques de *P. flexuosa* fueron integradas dentro del ordenamiento territorial de bosques nativos en categoría roja de máxima conservación (como es el caso de la Reserva de Bosques Telteca, Reserva de Biósfera de Ñacuñán y sitio Ramsar Huanacache). Sin embargo, otras reservas del Monte no contienen bosques, como en el caso del sitio RAMSAR de Llananelo y la reserva privada de Villavicencio. La integración de estas dos Estrategias de Conservación Provinciales (ECP desde ahora) de la biodiversidad del Monte mendocino (Plan de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos y Sistema Provincial de Áreas Protegidas), implica un gran esfuerzo e inversión de recursos (humanos, económicos, políticos y administrativos) por parte del estado provincial, por lo que la generación de información sólida y un manejo adecuado de la

información es clave para una adecuada toma de decisiones en la gestión.

En particular, los estudios de la fauna de mamíferos de la Provincia de Mendoza han servido como referentes de modelos de estudio en diversas áreas del conocimiento como la ecología, fisiología, genética, evolución, disturbios, conservación e invasiones entre otras (Ojeda & Tabeni 2009). Por ejemplo, Tabeni et al. (2017) estimó el efecto de la restauración pasiva vs. el pastoreo vacuno sobre la fauna de micro-mamíferos en los bosques de Ñacuñán; Rodríguez & Barauna (2015) evaluaron el efecto de pastoreo caprino sobre la biodiversidad de micromamíferos en los bosques del hiperárido de Mendoza; Albanese (2010), Sassi et al. (2010), Lanzone et al. (2011), Rodríguez et al. (2012), Ojeda et al. (2018) y Albanese et al. (en prensa), trabajaron sobre diferentes aspectos de la biología de especies como *Microcavia australis*, *Thyllamys* sp., *Tympanoctomys barrerae* y *Salinomys delicatus* en diferentes ambientes del Monte mendocino, considerándose las dos últimas especies con un valor de conservación especial (Casi Amenazada y Vulnerable, respectivamente, Ojeda & Tarquino-Carbonell 2019; Rodríguez et al. 2019). El bioma del Monte cuenta además con el mayor número de endemismos de mamíferos a nivel nacional (Ojeda et al. 2002), registrándose en Mendoza algunas de estas especies endémicas (por ej. *T. barrerae* y *S. delicatus*). Sin embargo, esta información se presenta de forma parcial, comparando dos o más sistemas, o trabajando a una escala de parche o localidad, con relevamientos asincrónicos, o asociada a un grupo específico de fauna. Esta atomización de la información es muy útil para dar respuesta a preguntas académicas, pero no siempre puede ser utilizada para establecer pautas de manejo y de gestión a escala provincial.

Para poder dar una primera aproximación desde la academia a esta necesidad de la gestión, es fundamental entender cómo se generan los patrones de diversidad, y los procesos ambientales asociados. No obstante, el primer inconveniente surge cuando se debe determinar qué incluir dentro del término diversidad. Debido a que este concepto es imposible de cuantificar en términos prácticos para la gestión, históricamente se han utilizado los ensamblajes de fauna como aplicación práctica del término biodiversidad, considerando a un ensamblaje como un grupo de especies taxonómicamente emparentadas que interactúan entre sí y con el ambiente (Ramírez & Gutiérrez-Fonseca 2016). En este punto, es clave que los ensamblajes sean definidos en relación a su escala espacial y temporal, ya que se ha demostrado

que la diversidad de fauna varía con el cambio de escala (Gering & Crist 2002), incluso en el bioma del Monte (Ojeda et al. 2011; Rodríguez & Ojeda 2011).

Por otro lado, también existen limitaciones o restricciones metodológicas para la toma de datos de la biodiversidad (o ensamblajes). En el caso de los mamíferos existen diferentes metodologías recomendadas según el ensamblaje considerado. En términos generales, cuando se trabaja con micro-mamíferos se utilizan sistemas de captura-marcado-liberación y recaptura con trampas tipo Sherman (Hoffman et al. 2010), lo que permite identificar individuos. En el caso de mamíferos grandes se utiliza preferentemente la captura fotográfica con trampas cámara (Hoffman et al. 2010), las cuales a pesar de que no siempre permiten la identificación de individuos, su análisis ha avanzado fuertemente hacia el desarrollo de modelos poblacionales muy ajustados (O'Connell et al. 2011). En el caso de los mamíferos medianos como el cuis (*Microcavia* sp.), la mara (*Dolichostis patagonum*), el zorrino (*Conepatus chinga*) y el hurón (*Galictis cuja*), que no pueden ser capturados con las trampas de micromamíferos, la metodología es más difusa cuando se requiere establecer un valor de biodiversidad, aplicándose en algunos casos trampas cámara mientras en otros la identificación de indicios indirectos (Lyra-Jorge et al. 2008). Este último método es recomendado cuando el objetivo del relevamiento es la realización de inventarios de diversidad, principalmente debido a su relación costo-beneficio (Hoffman et al. 2010).

Por lo tanto, la consideración de todos estos criterios técnicos, así como la integración de diferentes estrategias de conservación, son fundamentales para tener un conocimiento integral del estado de conservación de la fauna de mamíferos del bioma del Monte de la Provincia de Mendoza, y consecuentemente, la toma de decisiones en la gestión. Es por ello que el presente trabajo tiene como objetivo principal evaluar el estado de conservación de la diversidad de mamíferos pequeños y medianos de la Provincia de Mendoza en el marco de la integración de las Estrategias de Conservación Provinciales (ECP), con base en un relevamiento sistematizado a nivel provincial. En particular los objetivos son: 1) Analizar la diversidad y la forma en que se organizan los ensamblajes de pequeños y medianos mamíferos a diferentes escalas espaciales (desde parche hasta provincial), 2) Evaluar la eficacia de las ECP en relación a la conservación de mayor riqueza, especies de valor biológico sobresaliente y las funciones ecosistémicas que ellas cumplen, 3) Evaluar el rol que cumplen los diferentes sitios (dentro de las ECP y fuera de las

ECP) en cuanto a su funcionalidad y conectividad en el Monte.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio y diseño espacial de muestreo

El trabajo fue realizado a lo largo de un rango latitudinal de 5° en la provincia de Mendoza, Argentina (desde los 32° hasta los 37° S) y 3° longitudinal (entre los 67° y 70° W). Esta área pertenece a la porción central del bioma del Desierto del Monte (Morello et al. 2018) y abarca todo el llano de la Provincia de Mendoza (Fig. 1). El clima es entre árido y semiárido y marcadamente estacional, con veranos cálidos y lluviosos e inviernos fríos y secos (Bisigato et al. 2009). La extensa superficie del área de estudio ofrece un gradiente ambiental dentro del Bioma del Monte, tanto en rangos hídricos y térmicos, como productivos y de usos de la tierra. Seis ambientes diferentes se registraron en el área de estudio: bosques de algarrobos, arbustales de Jarillas (*Larrea* sp.), arbustales mixtos (otras especies, sin jarilla), medanales, salares y cortaderas o pajonales (Morello et al. 2018).

A lo largo de esta porción de la zona central del Monte se realizó un diseño estratificado y anidado, con tres niveles de partición, lo que resultó en 3 escalas espaciales de análisis (regional, localidad y tipo de hábitat; Fig. 1). La escala regional (diversidad gama) está conformada por 6 grandes bloques que representan el gradiente regional de aridez (establecido por las isohietas de precipitación) (n=6). La escala de localidad está conformada por entre 2 y 4 localidades dentro de cada gradiente de aridez (n=17). Cada localidad abarcó un total de 2-3 ha y se encontraba separada de las otras por un mínimo de 60 km. La escala de tipo de hábitat se estableció dentro de cada localidad, de forma tal que en cada una de ellas se seleccionaron entre 2 y 4 tipos de hábitat diferentes de acuerdo a la clasificación propuesta por Morello (1958) y de acuerdo a la disponibilidad de hábitat local (n=49). Cada tipo de hábitat se separó de los otros por 2-15 km. e incluyó una superficie de 0.6 ha. cada uno. Dentro de cada tipo de hábitat se establecieron 6 sitios de muestreo (sub-muestras), espaciados cada uno de ellos al menos 500 m (n=294), y abarcando una superficie de 0.1 ha cada uno.

### Muestreo de mamíferos

Se realizaron relevamientos de mamíferos pequeños y medianos en cada uno de los sitios de muestreos (sub-muestras). Para cada tipo de ensamblaje se seleccionó una metodología diferente de toma de datos. En el caso de los mamíferos medianos, los relevamientos se realizaron entre octubre del 2005 y junio del 2008 utilizando el método de relevamiento de indicios indirectos y directos. Para ello se estableció una transecta en faja de 30 metros de largo y 4 metros de ancho en cada sitio de muestreo (n=294) y se identificaron indicios de presencia de diferentes especies de mamíferos medianos, así como también se cuantificó la abundancia de los mismos. Dado que en cada escala espacial el número de muestras varía según la disponibilidad de hábitat (en algunas localidades había 2 hábitats mientras que en otras había 4) o el número de localidades (en cada rango de precipitación había diferente número de localidades; ver Anexo), la abundancia de indicios se relativizó al

esfuerzo de muestreo para cada escala espacial. Los tipos de indicios registrados fueron variables según las especies: heces, cuevas, huellas, plantas roídas, esqueletos, tierra removida, montículos, cuevas de alimentación y registro sonoro. Las huellas fueron consideradas de dos formas diferentes: cuando se registró el rastro de una única pata se consideró como abundancia 1, y cuando se registró una secuencia de huellas identificables como pertenecientes al mismo individuo también se consideró como abundancia 1. En el caso de las heces, su cuantificación varió dependiendo del comportamiento de defecado de cada especie. Por ejemplo la mara (*D. patagonum*) defeca en promedio 7.79 "pellets" en cada ocasión (Chillo et al. 2010), por lo que se cuantificó como abundancia 1 a cada montículo de heces registrados. En cambio como la liebre europea (*L. europeus*) defeca de forma dispersa, cada "pellet" fue considerada como de forma independiente y cuantificada como 1, a sabiendas de su potencial sobre-estimación en la abundancia de indicios. Se eligió esta cuantificación para evitar el sesgo de intentar cuantificar individuos en algunos casos e indicios en otros. Los sonidos generalmente provinieron de animales que no pudieron observarse, pero sí se pudo identificar la especie que lo producía. Si el sonido se repetía y provenía repetidamente de la misma dirección (de forma tal de que podía pensarse que eran repeticiones de un mismo individuo en un mismo momento) sólo fue cuantificado una vez. Los esqueletos fueron casos raros pero presentes, donde se encontraron animales muertos dentro de la transecta de relevamiento. Para el caso de los pequeños mamíferos, se utilizó el mismo diseño de muestreo siguiendo la metodología publicada por Rodríguez & Ojeda (2011).

### Análisis de datos

1) Analizar la diversidad y la forma en que se organizan los ensamblajes de mamíferos pequeños y medianos a diferentes escalas espaciales.

Dado que para los pequeños mamíferos se contaba con datos de riqueza y de abundancia de individuos, pero para los mamíferos medianos se contaba con datos de riqueza y abundancia de indicios, no de individuos, en este trabajo consideramos la diversidad en términos de valores de riqueza de especies, tanto para mamíferos pequeños como medianos, y para cada una de las escalas espaciales analizadas. En el caso de los mamíferos medianos, se evaluó el número de parches con igual riqueza de especies, así como también el número de combinaciones diferentes de especies en cada ensamblaje a escala de parche, para analizar la coexistencia. Ambos patrones de organización se ajustaron a una distribución *Poisson* (Magurran & McGill 2011). En el caso de los pequeños mamíferos se tomaron los resultados de riqueza publicados por Rodríguez & Ojeda (2011).

A escala local se realizaron curvas de rango-abundancia por localidad para comparar la estructura de los ensambles de los pequeños y medianos mamíferos (Whittaker 1972; Feinsinger 2004). En el caso de los pequeños mamíferos se consideró lo publicado por Rodríguez & Ojeda (2011), donde la abundancia es el número de individuos únicos capturados durante tres noches consecutivas (no se consideraron las recapturas) en la misma localidad. Para los mamíferos medianos la abundancia se cuantificó como la suma de indicios registrados para cada especie en cada localidad durante el período de muestreo. Es importante aclarar aquí,

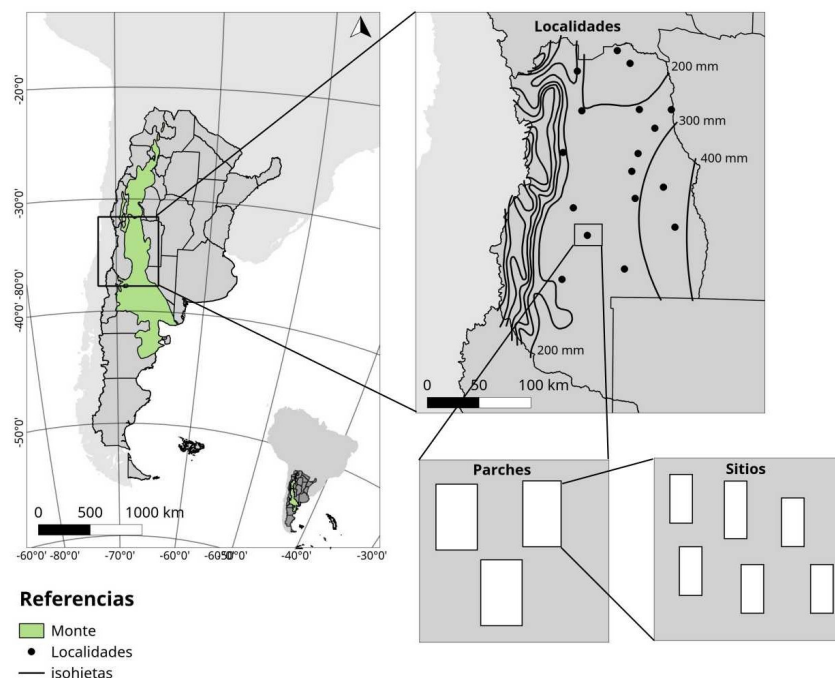


Fig. 1. Mapa del área de estudio y diseño espacial de muestreo.

que dado que ambas curvas de rango-abundancia (para mamíferos pequeños y mediano) incorporan diferentes datos de abundancia (individuos e índices, respectivamente), no son comparables, sino que se presentan en este trabajo a modo informativo y comparativo entre localidades dentro de las ECP y fuera de ellas.

A escala regional, dado que no se contaba con datos de abundancia de individuos para los mamíferos medianos, la diversidad se cuantificó como la riqueza de especies para cada escala espacial, a través un análisis de división aditiva de la diversidad, siguiendo el modelo propuesto por Crist et al. (2003). La diversidad gama (considerada a nivel del bioma del Monte central) fue dividida en la suma de los promedios de las diversidades dentro de las muestras ( $\alpha$ ) y entre las muestras ( $\beta$ ) (siendo  $\gamma = \beta + \alpha$ ). Se priorizó el uso del modelo aditivo porque permite la inclusión de varias escalas espaciales y el análisis de la biodiversidad mediante una única unidad de medida (Lande 1996; Gaston et al. 2007) ya que todos sus componentes se expresan sobre la unidad de área. Se consideraron 3 escalas espaciales: gradiente de aridez, localidad y parche de hábitat.

La diversidad alfa a una escala es considerada como la suma de los promedios de las diversidades alfa y beta del próximo nivel inferior. Por lo tanto la diversidad gama regional puede describirse matemáticamente como:

$$\gamma = \alpha_1 + \sum \beta_i$$

donde  $i = 1$  es el nivel más bajo de muestreo y  $i = m$  es el más alto. En este trabajo  $\alpha_1$  es la diversidad dentro de cada hábitat y  $\sum \beta_i = \beta_1$  (entre hábitats) +  $\beta_2$  (entre localidades) +  $\beta_3$  (entre rangos de precipitación).

Para los análisis de partición de la diversidad se utilizó el programa PARTITION (Veech & Crist 2007). Los valores observados y esperados de diversidad  $\alpha$  y  $\beta$  fueron comparados mediante 1.000 aleatorizaciones, y confrontados con los valores observados poniendo a prueba así la significancia estadística de de los mismos. Dicha aleatorización fue llevada a cabo para los tres niveles de diversidad alfa con muestras no balanceadas y basadas en individuos.

2) Evaluar la eficacia de las ECP en relación a la conservación de mayor riqueza, especies de valor biológico sobresaliente y las funciones ecosistémicas que ellas cumplen.

Cada localidad muestreada ( $n = 18$ ) fue clasificada como dentro de las ECP ( $n_C = 9$ ) o fuera de las ECP ( $n_{NC} = 9$ ). Las localidades dentro de las ECP incluyeron parques provinciales, parques privados, sitios RAMSAR, y campos privados, mientras que las localidades fuera de las ECP incluyeron tierras privadas o públicas. Dentro de la categoría ECP se incluyeron las Áreas Protegidas mencionadas por Rubio et al. (2014) y la localidad denominada "R206", que se encuentra dentro de la categoría amarilla en el ordenamiento de bosques nativos. Para poder comparar la riqueza de especies entre ambas categorías de conservación, se utilizó un análisis de rarefacción basadas en individuos (Gotelli & Colwell 2001), el cual permite considerar la probabilidad de detección en el análisis. Este ajuste por individuos permite estimar el número de individuos para cada nivel de muestreo, en vez de tomar la media del número de individuos como en el caso de curvas basadas en muestras (Gotelli & Colwell 2001). Las curvas se basaron en 500 aleatorizaciones sin reemplazo, y fueron construidas con el uso del programa EstimateS (Colwell 2006). Estos

análisis fueron realizados tanto para mamíferos pequeños como para mamíferos medianos.

Debido a que no sólo la riqueza puede ser diferente entre ambos tipos de sistemas, también se evaluó la abundancia relativa al esfuerzo de muestreo como potencial estimador comunitario clave en la cuantificación de la diversidad entre localidades de las ECP y fuera de ellas. Se realizó una prueba de Man-Whitney para la abundancia de cada especie entre ambas categorías de conservación. Para ello se utilizó el programa Infostat (di Rienzo et al. 2015).

En cuanto a las especies de valor sobresaliente, se identificaron aquellas que presentan algún tipo de categoría de amenaza según la lista roja de mamíferos de argentina (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de La Nación & Sociedad Argentina para el Estudio de Los Mamíferos 2019). Posteriormente, para cada localidad se estimó la proporción de especies de valor sobresaliente en relación con el total de especies que conformaron el ensamblaje, integrando tanto mamíferos pequeños como medianos. Se comparó la abundancia relativa de cada categoría de conservación entre localidades dentro de las ECP y fuera de las ECP mediante una prueba de análisis de varianza no paramétrica (Kruskal-Wallis). Además, se evaluó si existían diferencias significativas en la abundancia relativa de cada especie entre las localidades dentro de las ECP y fuera de las ECP, mediante el mismo test. Estos análisis de se realizaron con el programa Infostat (di Rienzo et al. 2015).

Para evaluar la funcionalidad de estas especies a nivel ecosistémico, se utilizaron 10 características funcionales para los mamíferos pequeños (sensu Rodríguez & Ojeda 2014), y 8 para los mamíferos medianos, las cuales se listan a continuación:

a) Composición de la dieta. Categórica y numérica: insectívoro, granívoro, folívoro, omnívoro, carnívoro y consumo de plantas halófitas. b) Hibernación. Categórica: si/no. c) Locomoción. Categórica y numérica: carrera, salto y caminata. d) Fosorialidad. Categórica: si, no. e) Período de actividad. Categórica: diurno, nocturno. f) Sociabilidad. Categórica: si, no. g) Uso de hábitat. Categórica y numérica: algarrobal, cortaderal, arbustal, jarillal, medanal y salar. h) Peso corporal. Categórica. A (entre 55 y 250 gr.), B (entre 251 gr. y 1 kg.), C (entre 1.1 y 3 kg.) y D (más de 3 kg.).

Con esta información se estimó el índice de riqueza funcional (FD) (Petchey & Gaston 2002). Se construyeron 2 matrices:  $S$  es la matriz de especies por características funcionales y  $D$  es la matriz de comunidades por especies. Mediante el cálculo de una matriz de distancia se produjo un dendrograma basado en distancias euclídeas y en el método de agrupamiento de distancia aritmética promedio (UPGMA). El dendrograma luego es expresado en una matriz de ramas  $x$  especies denominada  $H1$  y un vector de longitud de rama ( $h2$ ). El vector presencia/ausencia de la rama  $i$  es el vector columna de la columna suma de la matriz  $H1$  convertida en un vector de 0/1. De esta forma  $FD = i \cdot h2$ . Se utilizó el programa R-project (V 3.6.0) para el cálculo de FD de cada ensamble.

Para evaluar si existen diferencias de la riqueza específica y la riqueza funcional, entre las localidades de las ECP y fuera de ellas, se realizó un análisis de Kruskal-Wallis para cada comparación. Además, para evaluar si existe redundancia o complementariedad de funciones ecológicas, tanto dentro como fuera de las localidades protegidas, se realizaron análisis de regresión entre la riqueza funcional

(FD) y la riqueza específica (nº de especies). Se estimó la ecuación de la recta, el valor de ajuste de la regresión y la significancia de esta. Si la regresión resulta en una pendiente menor o igual a 1, ambas variables tienen poca influencia una con la otra y no existiría redundancia. Si en cambio la pendiente fuera mayor a 1, existiría redundancia, de forma tal que varias especies cumplirían la misma función ecosistémica (Petchey et al. 2007).

3) Evaluar el rol que cumplen los diferentes sitios (dentro de las ECP y fuera de las ECP) en cuanto a su funcionalidad y conectividad en el Monte.

Para este objetivo se utilizaron herramientas analíticas de redes. En primer lugar, se construyó una matriz de abundancia entre las localidades y las especies (integrando tanto mamíferos pequeños como medianos) para desarrollar una red de estructura metacomunitaria. Se realizaron dos enfoques analíticos. Por un lado, se pusieron a prueba diferentes modelos de estructura metacomunitaria, basados en el análisis 3 estimadores de red (la coherencia, el recambio y el "boundary clumping"), los cuales fueron evaluados secuencialmente según el modelo de enfoque jerárquico propuesto por Presley et al. (2010). La coherencia se define como el número de ausencias embebidas (es decir, interrupciones en la distribución de especies o en la composición de sitios) en una matriz que se ha reordenado mediante un promedio recíproco, de forma tal que en una metacomunidad con coherencia perfecta no existen ausencia embebidas (Presley et al. 2010). El recambio se define como el número de veces que una especie reemplaza a otra entre dos sitios (es decir, el número de reemplazos) para cada posible par de especies y cada posible par de sitios. Cuando el recambio es significativamente alto (positivo), la metacomunidad puede presentar un patrón de tipo Gleasoniano, Clementsiano o de tablero de ajedrez. En cambio, cuando el recambio es significativamente bajo (o negativo), la metacomunidad tiene una estructura preferentemente anidada (Presley et al. 2010). El "boundary clumping" se evaluó a través de un chi-cuadrado comparando la distribución observada con la distribución esperada equiprobable de las especies. Se utilizó el estadístico de Morisita ( $I$ ), según el cual si  $I > 1$  entonces la metacomunidad tiene estructura Clementsiana, mientras que si  $I < 1$  la metacomunidad tiene límites hiperdispersos (Presley et al. 2010). Para estos análisis se utilizó el paquete Metacom (Dallas 2018) en entorno de R-project. Dado que este paquete no permite integrar valores de abundancia, se utilizó además el paquete Bipartite (Dormann et al. 2019), que permite analizar redes bipartitas, con el objetivo de poner a prueba dos (anidamiento y modularidad) de los modelos analizados con el paquete Metacom, pero incluyendo los datos de abundancia. La modularidad se estimó utilizando el estadístico  $Q$  de Barber (Barber 2007), definido por Dormann & Strauss (2014) para matrices de abundancia. La aplicación de ambos enfoques (presencia/ausencia vs. abundancia) permite generar hipótesis sobre los diferentes procesos exógenos o endógenos que originaron dicha organización regional.

Por otro lado, para analizar el rol que cumplen las diferentes localidades dentro de la organización metacomunitaria, se evaluó el rol topológico de cada nodo de la red (localidad) dentro de su organización modular. Para ello se estimaron dos parámetros (conectividad entre módulos- $c$ - y grado dentro del módulo- $z$ -) según lo propuesto por Olesen et al. (2007). Estos autores proponen 4 posibles roles de la red basados en estos 2 parámetros, tomando

como modelo redes de interacción planta-polinizador. Por lo tanto, para aplicar este enfoque analítico en una red metacomunitaria en este trabajo definimos los roles según lo siguiente. Localidades periféricas (bajo *c* y bajo *z*): sitios con bajo número de especies propias de la localidad (propias o endémicas) así como bajo número de especies regionales (de distribución continua en el Monte) y que no están fuertemente conectadas con otras localidades. Localidades Module Hubs (bajo *c* y alto *z*): sitios dentro de cada módulo que, por su constitución en número de especies e identidad, pueden ser utilizados como sitios modelo de dicho módulo, ya que contienen muchas especies propias del módulo y pocas de distribución regional. Localidades conectoras (alto *c* y bajo *z*): sitios que conectan los módulos, ya que contienen muchas especies de distribución regional, aunque pocas especies propias de un único módulo. Localidades Network hubs (alto *c* y alto *z*): sitios que representan el corazón de la red, con un alto número de especies de distribución regional, así como también presencia de especies raras o endémicas; estas localidades serían bastante raras de encontrar ya que en una única localidad estaría representada toda la diversidad regional.

## RESULTADOS

Con un esfuerzo de muestreo de 37 ha, se contabilizaron un total de 3 186 registros de signos de mamíferos medianos correspondientes a 11 especies. Sólo se registró una especie exótica, *L. europaeus*. Además, se registraron 3 órdenes y 7 familias nativas: 1) Orden Rodentia: a) Fam. Ctenomyidae: *Ctenomys mendocinus*, b) Fam. Caviidae: *D. patagonum*, *M. australis* y *Galea leucoblephara*, c) Fam. Octodontidae: *T. barrerae*; d) Fam. Chinchillidae: *Lagostomus maximus*; 2) Orden Cingulata: *Zaedius pichy*, otros cingulata; 3) Orden Carnivora: a) Fam. Mustelidae: *G. cuja*, b) Fam. Mephitidae: *C. chinga*.

En el caso de los pequeños mamíferos, se registraron 411 individuos de 11 especies divididos en dos (según Rodríguez & Ojeda 2011): 1) Orde Rodentia: a) Fam. Cricetidae: *Eligmodontia typus*, *Eligmodontia moreni* y *Graomys griseoflavus*, *Calomys musculus*, *Phyllotis xanthopygus*, *Akodon dolores*, *Akodon* sp., *Abrothrix andinus* y *S. delicatus*; b) Fam. Octodontidae: *T. barrerae*; y 2) Orden Didelphimorphia: Fam. Didelphidae: *Thylamys pallidior*.

1) Analizar la diversidad y la forma en que se organizan los ensamblajes de pequeños y mamíferos medianos a diferentes escalas espaciales

A escala de parche la riqueza de especies de mamíferos medianos varió entre 1 y 7 especies, siendo 3.45 la media (DS= ± 1.7). El 65% (n=32) de los ensamblajes estuvieron constituidos por 2, 4 y 5 especies de mamíferos, ajustándose los datos a una distribución *Poisson* (Lambda= 3.45; *p*=0.46), de forma tal que los ensamblajes con un número bajo de especies son

**Tabla 1**

Valores observados y esperados para las diferentes medidas de diversidad ( $\alpha$ ,  $\beta$  y  $\gamma$ ) a través de las distintas escalas espaciales. # representa el número de especies promedio, OBS es el porcentaje de especies registrado y ESP es el porcentaje de especies esperado. DH: dentro de hábitats; EH: entre hábitats, DL: dentro de localidades; EL: entre localidades; DRA: dentro rangos de aridez; ERA: entre rangos de aridez; DMC: dentro del Monte Central.

Diversidad	#	Riqueza		
		OBS.	ESP.	<i>p</i>
$\alpha 1$ (DH)	3.5	31.82	51.82	<0.0001
$\beta 1$ (EH)	2.1	19.09	20.91	=0.33
$\alpha 2$ (DL)	5.6	50.91	72.73	<0.0001
$\beta 2$ (EL)	2.9	26.36	15.45	<0.0001
$\alpha 3$ (DRA)	8.5	77.27	88.18	<0.0001
$\beta 3$ (ERA)	2.5	22.73	11.82	<0.0001
$\gamma$ (DMC)	11	100	100	

los más numerosos. Por otro lado, se registraron 39 diferentes combinaciones de especies a escala de parche, siendo los sitios con 4 y 5 especies los de mayor número de combinaciones. La diversidad de ensamblajes en relación a la coexistencia de las especies también se ajustó a una distribución *Poisson* (Lambda=3.89; *p*=0.53).

A escala de localidad la riqueza varió entre 2 y 8 especies por localidad (Fig. S1). *C. mendocinus* fue la especie dominante en el 60% de los ensamblajes (n=10), mientras que *L. europaeus* fue dominante en el 17% de los ensamblajes (n=3).

La riqueza de especies fue menor a la esperada por azar dentro de cada una de las escalas espaciales analizadas (Tabla 1). Por otro lado, la diversidad Beta entre localidades y entre rangos de precipitación fueron mayores a lo esperado por azar, mientras que la diversidad Beta dentro de cada localidad (es decir entre hábitats) fue igual a lo esperado por azar (Tabla 1). Al evaluar el cambio de las contribuciones particulares de la diversidad alfa y beta a lo largo del gradiente de escalas espaciales, se observa que a pesar de que la diversidad alfa aumenta a medida que aumenta la escala espacial, la diversidad beta no cambia con el cambio de la escala (Tabla 1). En términos de contribuciones individuales a la diversidad gama, la diversidad alfa dentro de hábitats representó un poco más del 30% de la diversidad regional, seguida por la diversidad beta entre localidades (Tabla. 1).

2) Evaluar la eficacia de las ECP en relación a la conservación de mayor riqueza, especies de valor

biológico sobresaliente y las funciones ecosistémicas que ellas cumplen

En cuanto a la riqueza específica, no se encontraron diferencias significativas entre las localidades dentro y fuera de las ECP, tanto para mamíferos medianos como pequeños ( $H_{MM}=0.18$ ,  $p=0.66$ ;  $H_{PM}=3.19$ ,  $p=0.06$ ). Por otro lado, en las localidades dentro de las ECP se encontró una mayor riqueza específica de mamíferos medianos que pequeños ( $H=10.83$ ,  $p<0.001$ ), mientras que en las localidades fuera de las ECP la riqueza de especies fue similar ( $H=3.38$ ,  $p=0.06$ ) (Fig. 2A).

Para el caso de los mamíferos medianos, las curvas de rarefacción muestran que la riqueza de especies puede ser comparada con un muestreo de aproximadamente 220 indicios. La riqueza y composición de las especies registradas tanto en las localidades de las ECP como fuera de ellas fue exactamente la misma, pero el hecho de que la curva de rarefacción de las ECP alcance sus valores máximos y la asíntota de una forma mucho más rápida que la curva de las localidades fuera de las ECP, indica que en la primera pueden detectarse las 10 especies con mucho menor esfuerzo de muestreo (220 indicios), mientras que en la segunda es necesario relevar unos 2 500 indicios para capturar la misma riqueza de especies (Fig. 3A). En el caso de los pequeños mamíferos, se encontró que la riqueza de especies puede ser comparable luego de la captura de 172 individuos, con un total de 6.8 especies para las localidades fuera de las ECP y de 10 especies para las localidades dentro de las ECP del Monte de Mendoza (Fig. 3B).

Entre las especies registradas se encontraron 5 especies con alguna categoría de amenaza (vulnerable [VU] o casi amenazada [NT]), 1 especie exótica invasora (INV) y 13 especies con preocupación menor (LC). Al comparar estas categorías entre localidades dentro de las ECP y fuera, no se encontraron diferencias significativas para ninguna categoría ( $H_{VU}=3.97$ ,  $p=0.485$ ;  $H_{NT}=0.9$ ,  $p=0.528$ ;  $H_{INV}=0.46$ ,  $p=0.245$ ;  $H_{LC}=1.18$ ,  $p=0.994$ ) (Fig. 2B). En la Fig. 3B se observa la riqueza de especies de valor sobresaliente por localidad y la forma en que se organiza dicha riqueza en el espacio.

Sin embargo, cuando se desglosó el análisis a nivel de especies, se detectaron ciertas especies que pudieron ser registradas sólo dentro del sistema de ECP, como *Z. pichiy*, *S. delicatus*, *T. barrerae* y *A. andinus*, y otras sólo fuera de las ECP, como *P. xanthopygus* (Tabla 2). *C. mendocinus* fue significativamente más abundante fuera del sistema de ECP. No se encontraron más diferencias en las restantes especies.

En cuanto a la riqueza funcional tampoco se encontraron diferencias significativas entre las localidades dentro de las ECP y fuera de ellas, tanto para mamíferos medianos como pequeños ( $H_{MM}=0.79$ ,  $p=0.37$ ;  $H_{PM}=1.88$ ,  $p=0.16$ ). Al igual que con la riqueza específica, los mamíferos medianos mostraron mayor diversidad funcional que los pequeños mamíferos dentro de las localidades de las ECP ( $H=4.41$ ,  $p=0.03$ ) que en las localidades fuera de las ECP ( $H=0.13$ ,  $p=0.71$ ).

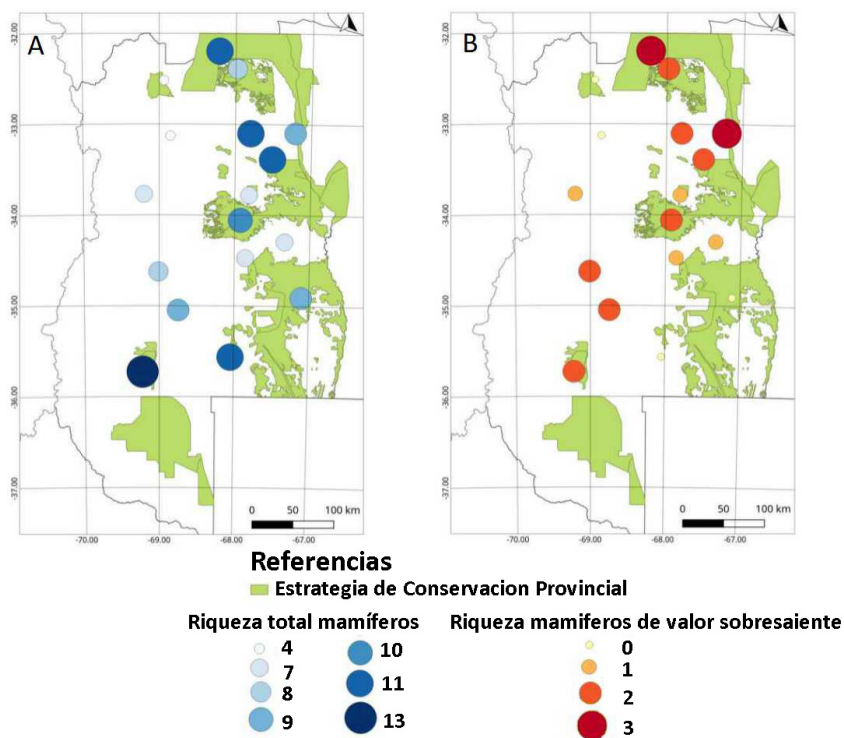
Al evaluar la relación entre la riqueza específica y la riqueza funcional, tanto en las localidades dentro de las ECP como fuera de ellas, se encontró una fuerte relación positiva, tanto para mamíferos pequeños ( $y_{(P)} = 0.2x + 0.78$ ,  $R^2_{(P)} = 0.92$ ,  $p < 0.0001$ ;  $y_{(NP)} = 0.27x + 0.56$ ,  $R^2_{(NP)} = 0.94$ ,  $p < 0.0001$ ) como medianos ( $y_{(P)} = 0.43x + 0.28$ ,  $R^2_{(P)} = 0.96$ ,  $p < 0.001$ ;  $y_{(NP)} = 0.46x + 0.3$ ,  $R^2_{(NP)} = 0.95$ ,  $p < 0.001$ ). En todos los casos, la pendiente de la recta fue menor a 1, resaltando la ausencia de redundancia funcional tanto dentro como fuera de las localidades de las ECP. Para ambos ensamblajes, la pendiente de la curva dentro de las ECP fue menor que fuera de las ECP (Fig. 4), indicando que, para cumplir con las mismas funciones ecosistémicas, se requiere menor número de especies dentro de las localidades de la ECP que fuera de ellas, tanto de mamíferos pequeños como medianos.

3) Evaluar el rol que cumplen los diferentes sitios (dentro de las ECP y fuera de las ECP) en cuanto a su funcionalidad y conectividad en el Monte.

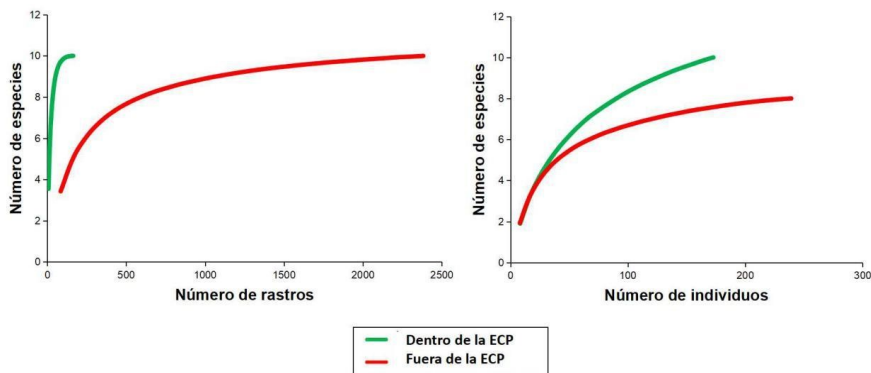
La red de organización metacomunitaria con matrices de abundancia relativa quedó conformada con especies cosmopolitas presentes en gran parte de las localidades, y otras más específicas de ciertos sitios (Fig. 5). Cuando se evaluó la estructura metacomunitaria con matrices de P/A, se hizo de forma secuencial, y se encontró que la coherencia fue significativamente positiva (Coherencia =  $9^{+7}$ ,  $p < 0.0001$ ), el recambio de especies también fue significativamente positivo (Turnover =  $6.28^{+8}$ ,  $p < 0.0001$ ), y finalmente la modularidad fue también significativa (Morisita I = 1.38,  $p = 0.03$ ,  $df = 18$ ). Esto indicaría que la metacomunidad está organizada en módulos de ciertas especies que se encuentran presentes más frecuentemente juntas en ciertos sitios. Cuando se evaluó la estructura metacomunitaria con matrices de abundancia, el anidamiento fue muy bajo y no significativo ( $T^* = 10.01$ ;  $WNODF = 38.23$ ;  $p > 0.01$ ) y a través del análisis de modularidad, a pesar de no ser significativo pudieron diferenciarse 4 módulos ( $Q = 0.32$ ;  $p = 0.33$ ; Fig. 6).

A partir del análisis de roles se determinó que las localidades evaluadas se encuadran dentro de dos





**Fig. 2.** Mapas de riqueza de especies por localidad (A) y riqueza de especies de valor biológico sobresaliente por localidad (B). Círculos más grandes y de coloración más oscura indican mayor número de especies. En verde se muestra la Estrategia Provincial de Conservación, que incluye áreas protegidas provinciales, y áreas con categoría roja y amarilla del Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos de Mendoza.



**Fig. 3.** Curvas de rarefacción para el número de rastros de mamíferos medianos (A) y el número de individuos de mamíferos pequeños (B) entre sitios dentro de la ECP y fuera de ella.

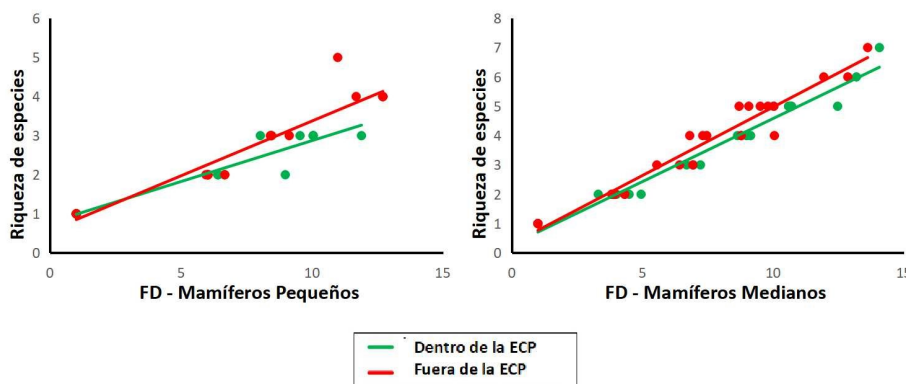


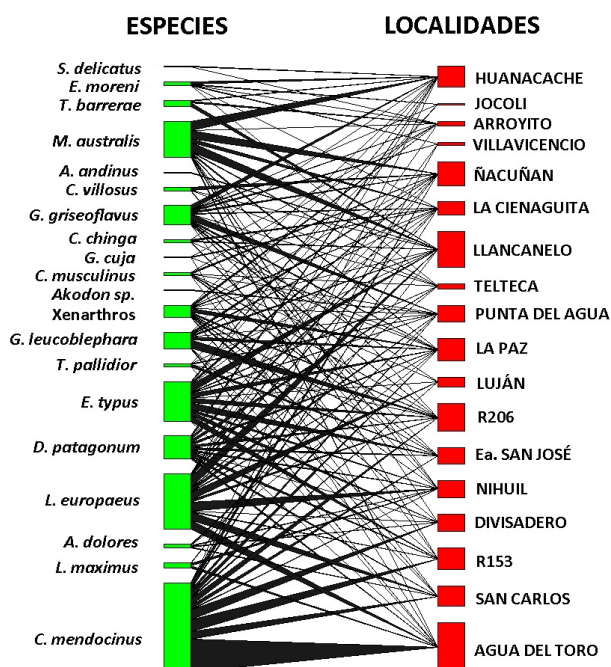
Fig. 4. Regresión lineal entre la riqueza funcional (índice FD) y la riqueza específica (número de especies) de mamíferos pequeños (izq) y mamíferos medianos (der) para localidades dentro de la ECP (verde) y fuera de ella (rojo).

Tabla 2

Categoría de conservación nacional (2019), Media ( $\bar{x}$ )  $\pm$  desvío estándar (sd), valor del estadístico y de significancia para la prueba de Man-Whitney (W) entre localidades de la ECP y fuera de ellos para mamíferos del Monte de Mendoza. LC: Preocupación menor, VU: Vulnerable, NT: Casi amenazada.

Mamíferos pequeños	Categoría Conservación	Fuera ECP ( $\bar{x} \pm sd$ )	ECP ( $\bar{x} \pm sd$ )	W	p
<i>Eligmodontia typus</i>	LC	10.56 ( $\pm$ 13.78)	12.67 ( $\pm$ 12.92)	81.5	0.746
<i>Eligmodontia moreni</i>	LC	0.44 ( $\pm$ 0.88)	2.11 ( $\pm$ 4.88)	77.5	0.522
<i>Thylamys pallidior</i>	LC	1.67 ( $\pm$ 0.22)	3.24 ( $\pm$ 0.44)	97.5	0.229
<i>Akodon dolores</i>	LC	2.00 ( $\pm$ 0.44)	3.77 ( $\pm$ 1.01)	91.5	0.505
<i>Akodon sp.</i>	-	0.36 ( $\pm$ 1.21)	0	63	>0.999
<i>Graomys griseoflavus</i>	LC	6.00 ( $\pm$ 9.67)	5.33 ( $\pm$ 6.78)	85	0.987
<i>Calomys musculus</i>	LC	0.78 ( $\pm$ 1.37)	1 ( $\pm$ 1.94)	85	>0.999
<i>Abrothrix andinus</i>	LC	0	0.57 ( $\pm$ 1.51)	72	0.777
<i>Phyllotis xanthopygus</i>	LC	0.22 ( $\pm$ 0.67)	0	90	>0.999
<i>Salinomys delicatus</i>	VU	0	0.56 ( $\pm$ 1.33)	6976.5	0.470
Mamíferos medianos	Categoría Conservación	Fuera ECP ( $\bar{x} \pm sd$ )	ECP ( $\bar{x} \pm sd$ )	W	p
<i>Ctenomys mendocinus</i>	LC	218.38 ( $\pm$ 273.49)	65.67 ( $\pm$ 95.27)	93	0.046
<i>Dolichotis patagonum</i>	VU	9.75 ( $\pm$ 6.32)	4.67 ( $\pm$ 5.29)	87	0.153
<i>Lagostomus maximus</i>	LC	1.63 ( $\pm$ 4.6)	1.78 ( $\pm$ 3.83)	69.5	>0.999
<i>Conepatus chinga</i>	LC	0.88 ( $\pm$ 2.1)	0.89 ( $\pm$ 1.69)	69.5	0.898
<i>Galictis cuja</i>	VU	0.38 ( $\pm$ 0.52)	0.11 ( $\pm$ 0.33)	81.5	0.482
<i>Zaedyus pichiy</i>	NT	0	2.43 ( $\pm$ 4.72)	83	0.029
otro Cingulata	-	4.6 ( $\pm$ 6.11)	2.86 ( $\pm$ 3.89)	58.5	0.682
<i>Microcavia australis</i>	LC	5.0 ( $\pm$ 6.78)	16.33 ( $\pm$ 21.38)	61	0.303
<i>Galea leucoblephara</i>	LC	3.13 ( $\pm$ 4.32)	7 ( $\pm$ 14.12)	78	0.589
<i>Tympanoctomys barrerae</i>	NT	0	3.22 ( $\pm$ 6.32)	60	0.247
<i>Lepus europaeus</i>	INVASORA	19.2 ( $\pm$ 20.05)	15 ( $\pm$ 22.05)	76	0.723

**Fig. 5.** Red de organización de mamíferos/localidades del Monte de Mendoza. En rojo, se presentan las localidades, y en verde, las especies registradas. El tamaño de cada caja representa el número de individuos total, por localidad o por especie según el caso. El grosor de las líneas negras representa el aporte relativo de cada especie a cada localidad.



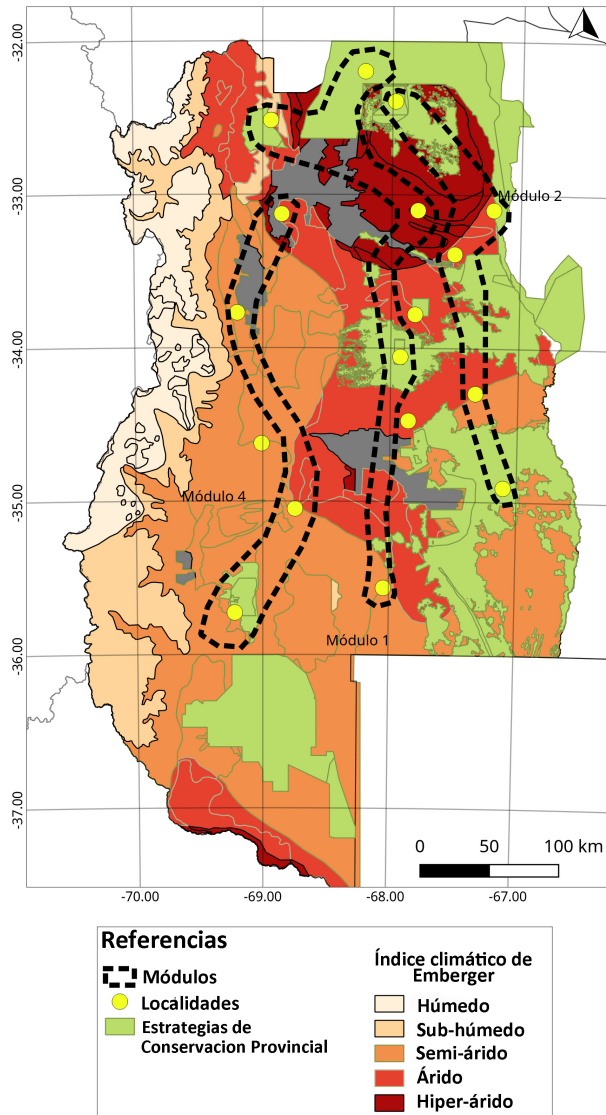
(de las cuatro) categorías: localidades periféricas y localidades conectoras (Fig. 7). Todas las localidades integradas dentro de las ECP fueron clasificadas como localidades conectoras, excepto la localidad R206 que no es un área protegida sino que está categorizada como amarilla por el ordenamiento de bosques. Por otro lado, 4 localidades de la zona norte (La Paz, La Cienaguita, Luján y Jocolí) y dos localidades en la zona sur (Punta del Agua y R153) fueron clasificadas también como conectoras, aunque no presentan ninguna categoría de protección efectiva en la actualidad. Las localidades clasificadas como periféricas fueron áreas no protegidas del Monte de Mendoza y la localidad R206 mencionada anteriormente.

## DISCUSIÓN

Poder contar con información concreta y precisa en relación a la efectividad de las ECP de Mendoza es la base académica para la toma de decisiones y la gestión de los recursos provinciales. En este trabajo evaluamos el patrón de organización de la biodiversidad de mamíferos del Monte mendocino, así como también el estado actual de conservación de la misma en el contexto de las ECP. Detectamos que el patrón de organización de los ensamblajes de mamíferos

depende directamente del grupo analizado, lo que en una primera instancia parecería complejizar aún más la toma de decisiones a escala regional. Sin embargo, estas diferencias no se vieron reflejadas en el análisis regional del estado de conservación de la fauna dentro de las ECP. Tanto la riqueza específica como funcional fueron iguales dentro y fuera de las localidades de las ECP. Sin embargo, la correlación entre ambas fue mayor dentro de las ECP. Además, la riqueza rarefaccionada y las especies de valor sobresaliente fueron mayores en localidades dentro de las ECP. Por último, la organización modular del sistema regional, junto con la presencia de un gran número de localidades conectoras en la red espacial de las ECP, indicarían que las ECP están actualmente siendo eficaz en conservar no sólo la biodiversidad de mamíferos, sino también la conectividad del sistema regional, ya que el gran número de localidades conectoras reaseguran la continuidad estructural de la biodiversidad de mamíferos a través del gradiente ambiental del Monte dentro de la provincia de Mendoza.

En particular, en relación con el escalonamiento de la diversidad a diferentes escalas espaciales, los ensamblajes de pequeños y medianos mamíferos presentaron diferentes patrones. Por un lado, Rodríguez



**Fig. 6.** Mapa de la localización espacial de los módulos conformados por el análisis de modularidad para la porción del Monte de la Provincia de Mendoza. Las líneas punteadas agrupan las localidades que conforman cada módulo. En verde se representa la ECP y en tonos rojizos el índice climático de Emberger.

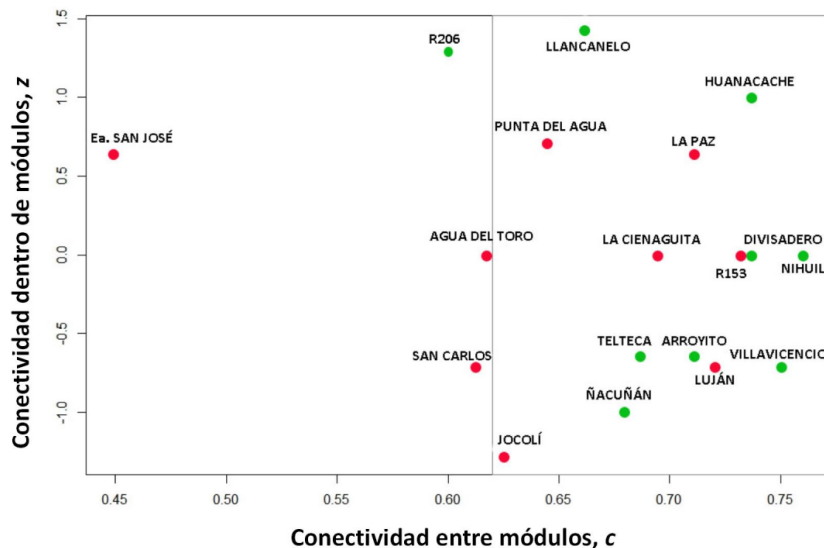
& Ojeda (2011) encontraron que la diversidad beta a escala regional estaría explicando en mayor medida la forma en que se organizan los ensambles de micromamíferos, de forma tal que el gradiente de precipitación (entre 50 y 450 mm anuales) sería el factor ambiental que modula el recambio de estas especies dentro de la región del Monte de la provincia de Mendoza. Resultados similares se encontraron en otros estudios de zonas áridas de Chile y Estados Unidos, donde la abundancia poblacional de ciertas especies de micromamíferos responden a la precipitación (Brown 1975; Lima et al. 2006). En el caso de los mamíferos medianos, sin embargo, a pesar de que la diversidad alfa aumentó con la escala espacial, la diversidad beta se mantuvo casi constante, incluso a escala regional, de forma tal que el gradiente de precipitación parecería no ser clave en la estructuración de los ensamblajes de mamíferos medianos. Esto podría estar relacionado con características evolutivas y de la autoecología de las especies, de forma tal que los mamíferos medianos registrados en este estudio tengan una mayor tolerancia a la "aridez" y que por consiguiente este factor ambiental no sea limitante en su distribución. Dado que para la mayoría de las especies el área de estudio se encuentra en el centro de sus áreas de distribución (o al menos no se encuentra en un extremo) (Campos et al. 2001; Tognelli et al. 2001; Yensen & Tarifa 2003), podría ser que estas especies encuentren en la porción central del Monte su óptimo ecológico (Chase & Leibold 2003).

En el marco del cumplimiento de los criterios a evaluar para el Plan de Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos, la consideración de especies de valor biológico sobresaliente (Criterio 4) era uno de los factores claves para integrar la fauna local a los bosques nativos (ANEXO de la Ley 26 331). En este estudio encontramos algunas especies que se encuadran en esta clasificación. Algunas de ellas presentan distribuciones restringidas y son especialistas de hábitat (como *S. delicatus* y *T. barrerae*) (Rodríguez et al. 2012; Ojeda et al. 2018; Ojeda & Tarquino-Carbonell 2019; Rodríguez et al. 2019), mientras que otras se distribuyen en ambientes más variables (como *D. patagonum* y *G. cuja*) (Campos et al. 2001; Yensen & Tarifa 2003; Alonso Roldán et al. 2019; Aprile et al. 2019). *S. delicatus* sólo fue registrada dentro de localidades de las ECP, específicamente dentro del sitio Ramsar Lagunas de Huanacache (localidades de Huanacache y El Tapón). A pesar de ser una especie endémica del Monte/ecotono Monte-Chaco, especialista de hábitat salinos y con adaptaciones fisiológicas y evolutivas únicas del desierto

(Rodríguez et al. 2012; Díaz & Ojeda 1999; Lanzone et al. 2011), su pequeño tamaño y bajas abundancias poblacionales (Rodríguez et al. 2012) hacen que esta especie sea difícil de detectar, poniéndola en estado de alta vulnerabilidad (Rodríguez et al. 2019). La protección real de los sitios donde se registró esta especie es inexistente, ya que a pesar de ser un área RAMSAR, ambas localidades carecen de planes de manejo efectivos, así como tampoco cuentan con personal de la provincia destinado como guardaparque en la zona. De hecho, la región no es sólo una zona de vulnerabilidad ambiental, sino también social, ya que allí habitan poblaciones huarpes que hacen uso del suelo a través de economías de subsistencia (Montani & Vega Riveros 2010).

En cuanto a la diversidad funcional encontramos que las pendientes de las 4 rectas son menores a 1, por lo que ambas variables tienen poca influencia una en la otra y no existiría redundancia funcional, sino complementariedad (Petchev et al. 2007), de forma tal que cada especie cumple con una función ecosistémica específica dentro del ensamblaje, tanto para mamíferos pequeños como medianos. Este patrón podría deberse al alto grado de divergencia evolutiva de las especies, reflejado actualmente en la segregación en diferentes grupos funcionales, favoreciendo así las interacciones interespecíficas como proceso ecológico que promueve la coexistencia actual (Díaz & Cabido 2001; Loreau et al. 2001; Farias & Jacksic 2007). Este punto es clave al momento de plantear estrategias activas de conservación dentro del sistema de ECP, ya que la pérdida de una especie o una reducción abrupta en su densidad poblacional podrían generar cambios en la dirección de los procesos ecosistémicos, los cuales no necesariamente pueden ser deseados en el marco del manejo. Un ejemplo de esto puede observarse en la Reserva de Biósfera de Ñacuñán, donde la exclusión de grandes herbívoros ha traído aparejado el aumento de la homogeneidad de hábitat con abundancia de pasturas (Campos et al. 2016), y consecuentemente un mayor riesgo de incendios, ya que no hay ningún mamífero que cumpla el rol de pastoreo a gran escala.

El enfoque de redes nos permitió evaluar la estructura metacomunitaria a través de diferentes modelos. En base al modelo propuesto por Presley et al. (2010), encontramos que el sistema analizado presenta una "estructura clementsiana", la cual está formada por grupos de comunidades con una composición distintiva de especies basada en una historia evolutiva compartida y relaciones ecológicas de interdependencia. Esto resulta en rangos de distribución compartidos entre dichas especies a lo largo de las diferentes



**Fig. 7.** Roles de localidades/especies en la porción del Monte de la Provincia de Mendoza. La línea vertical divide las localidades en dos roles espaciales,  $c > 0.62$  localidades conectoras y  $c < 0.62$  localidades periféricas. En verde se muestran las localidades dentro del ECP y en rojo las localidades fuera del ECP.

porciones del gradiente ambiental (Presley et al. 2010). Este mismo resultado fue encontrado desde la perspectiva de análisis de redes bipartitas (en este caso especie por localidad) ya que, en términos de riqueza de especies, el patrón de organización fue modular, es decir, grupos de especies más fuertemente conectados entre sí en las mismas localidades, que con otras especies de otras localidades (Cartensen et al. 2012). En este punto, encontrar el mismo resultado con diferentes enfoques analíticos nos permitió aplicar ciertos análisis, que habitualmente son utilizados para redes de interacción, en el marco de la teoría de metacomunidades.

En términos espaciales las localidades se agruparon en 4 módulos, 3 de los cuales atraviesan la provincia en dirección norte-sur a lo largo de todo el bioma del Monte. El módulo ubicado en la porción este del Monte (Fig. 7), se encuentra principalmente enmarcado dentro de las isohietas de 200-400 mm, e integra un gradiente de aridez norte-sur que va desde el hiper-árido en la localidad de Telteca, pasa por el árido hasta llegar al semi-árido (Sistema de Información Ambiental Territorial Mendoza 2019). Este módulo está caracterizado por especies como *E. typus*, *D. patagonum*, *G. leucoblephara*, y *xenarthros* que se encuentran en mayores abundancias en estas localidades, posiblemente debido a su plasticidad ambiental y amplios rangos de distribución. Las localidades integradas dentro del módulo central

se encuentran todas dentro del mismo rango de precipitación (300 mm anuales), pero sin embargo atraviesan un gradiente climático, que también va desde el hiper-árido hasta el semiárido. Este módulo está dominado por *G. griseoflavus* y *M. australis*, especies que a pesar de ser de amplia distribución encuentran su óptimo ambiental en la región central de la provincia. El tercer módulo está formado principalmente por localidades del oeste mendocino, más asociado a la zona de pedemonte o climas más fríos hacia el sur provincial. La conexión entre estos sitios está dada preferentemente por la presencia y fuerte abundancia de la liebre europea (*L. europaeus*), exótica dominante en los ensamblajes de esta zona. Estos resultados de modularidad, conformado por módulos con especies comunes que los atraviesan a lo largo de un gradiente ambiental, están directamente relacionados con los resultados obtenidos en el primero objetivo de este trabajo, referido al patrón de organización multiscalar. Este patrón podría ser explicado por efecto de los filtros ambientales a escala regional, de forma tal que según la hipótesis de filtro de nicho (Zobel 1997) sería más probable encontrar especies con características más similares entre sí, o las mismas especies dominando los ensamblajes. El cuarto módulo, conformado por las localidades que se presentan aisladas en la Fig. 7, está dominado por la presencia de *C. mendocinus*, y coincide con localidades donde se registraron grandes superficies

de suelos arenosos, donde es mayor la probabilidad de que esta especie realice más cuevas debido a que el costo energético es menor en suelos más blandos (Luna & Antinuchi 2006). En el tercer módulo, dominado por la liebre europea, sospechamos que al ser esta especie exótica e invasora podría estar enmascarando diferencias relevantes entre los sitios. Para descartar o corroborar esta afirmación, decidimos re-analizar los sitios eliminando esta especie. Encontramos que los resultados fueron similares, por lo que las localidades dentro del módulo son consistentes.

El análisis de roles propuesto por Olesen et al. (2007) para redes de interacción planta-polinizador, fue redefinido en este trabajo desde una perspectiva metacomunitaria. Previamente Cartensen et al. (2012), Cartensen et al. (2013) y Kougioumoutzis et al. (2014) utilizaron también el análisis de roles para entender la forma en que se organizan ensamblajes de diferentes grupos de especies en islas de archipiélagos, desde una perspectiva biogeográfica y evolutiva. En nuestro trabajo lo aplicamos a una escala regional y en un sistema terrestre continuo, enfocado en el análisis a nivel de comunidad en un contexto de conservación de la fauna de mamíferos provincial. Este enfoque nos permitió evaluar de forma integrada la función que cumplen las diferentes comunidades de mamíferos dentro de las ECP. En este sentido, encontramos que las localidades registradas actualmente dentro de las ECP son clasificadas en el análisis de roles como localidades conectoras. Esto implica que dichas localidades cuentan con especies compartidas dentro de los módulos (mencionadas en el párrafo anterior), que atraviesan el sistema regional de norte a sur, a través del gradiente de aridez regional. Estas localidades conectoras reasegurarían el flujo genético entre poblaciones distantes y posibilitan la recolonización en caso de un disturbio que afecte la viabilidad de una población. Además, dentro de las localidades conectoras también se registraron las especies de valor biológico sobresaliente (como *S. delicatus*, *T. barrerae* y *G. cuja*). En este sentido, la materialización de estos criterios de priorización de la conservación de la biodiversidad de forma integrada dentro del sistema provincial estaría posiblemente reflejando el resultado de políticas de conservación del pasado. Si revisamos los motivos de creación de las áreas protegidas aquí incluidas (ver Rubio et al. 2014), ninguna de ellas tiene en su declaración como foco la conservación de la biodiversidad de mamíferos o alguna especie particular de mamíferos de valor sobresaliente, por lo que el patrón detectado

en este estudio sería el reflejo de más de 60 años de política de conservación provincial.

La zona oeste del Monte, más vinculada con el pedemonte, presenta muy pocas localidades relevadas, y tampoco han sido incluidos en este análisis relevamientos de estos ensamblajes en zona de montaña, que podría ser más indicativo del sistema provincial integrado, incluyendo los biomas más representados de la Provincia (Monte, Cordillera y ecotono). Del total de hectáreas incluidas en el sistema provincial de Áreas Naturales Protegidas (1 900 000 según Rubio et al. 2014), el 48.9% (928 768 ha) corresponde a la zona de Montaña y el 4.82% (91 682 ha.) a la zona de Monte. En este sentido, se puede postular que los recursos destinados a la conservación presentan una distribución territorial desigual, otorgándole mayor importancia a los Parques situados en la Cordillera (Aconcagua, Tupungato, Cordón del Plata). Esta diferencia en la asignación de recursos tiene un correlato con la historia del desarrollo económico de la región y el énfasis en el crecimiento de los Oasis productivos (Martin et al. 2010). Esto visibiliza el hecho de que las acciones de conservación, la gestión y la toma de decisiones están siempre vinculadas a procesos de tensión y diferentes factores históricos vinculados a los intereses políticos y modelos de desarrollo vigentes en cada momento (Ferrero 2013; 2014).

A lo largo de la historia de la biología de conservación, pueden visualizarse diferentes enfoques de prioridades de conservación. En una primera instancia, el foco estaba dirigido hacia especies claves, raras, o en peligro de extinción, o se basaba en la conservación de sitios con los mayores valores de biodiversidad posible (Primack et al. 2001). Posteriormente, se determinó que las funciones que dichas especies cumplen en el ecosistema, más allá de la identidad de las mismas, podría ser más efectiva a los fines de la conservación del ambiente o de sus servicios ecosistémicos (Loreau 2010). Bajo este paradigma, las especies redundantes no serían prioritarias de conservar, porque otra especie estaría cumpliendo dicha función. Sin embargo, la presencia o ausencia de dicha especie es clave en la organización de las interacciones y la organización metacomunitaria (Tylianakis et al. 2010), por lo que considerar solamente la redundancia como un estimador de sitios/especies a conservar no es suficiente. En la actualidad, el paradigma de la conservación integra estos dos enfoques previos (específico y funcional), asociado a las interacciones e inter-relaciones de las especies en el ecosistema, entendiendo que la conservación de dichas interacciones está directamente ligada a

la conservación de las especies que las componen (Tylianakis et al. 2010). En este trabajo demostramos que la valoración de las funciones alcanzadas por las ECP varía según el enfoque de conservación evaluado, utilizando por primera vez el análisis de redes de organización metacomunitarias en la conservación de la diversidad de mamíferos de tierras secas. Ante los eventuales cambios climáticos proyectados por el Panel Internacional de Cambio Climático (IPCC 2018), el entendimiento de las dinámicas de redes metacomunitarias de la Estrategia de Conservación Provincial resulta clave para prever posibles escenarios de cambio en la fauna de mamíferos, no sólo a escala de localidad, sino en el contexto regional.

## CONCLUSIÓN

Los resultados presentados en este trabajo demuestran que las abundancias poblacionales y el número de especies de valor biológico sobresaliente son mayores dentro que fuera de las ECP, a pesar de que la riqueza de especies es la misma. Esta situación presenta continuidad e interconexión espacial en sentido Norte-Sur a través de las localidades dentro de las ECP, lo que demuestra que la presencia de las ECP es efectiva en la conservación de los mamíferos del Monte. Por lo tanto, en términos de proyección de políticas de gestión provincial, sería conveniente invertir recursos en la conservación activa de algunas zonas que cuentan con especies cuyas funciones ecológicas son únicas y claves en el sistema. El sitio Ramsar Laguna de Huancahuasi, a pesar de tener una categoría de conservación internacional, carece de una figura legal provincial o nacional de área protegida, por lo que para mantener el sistema metacomunitario funcional, sería necesario que se tomen decisiones de políticas activas sobre este sitio. Entre estas acciones, podemos listar la creación de un área protegida provincial dentro de los límites provinciales ya definidos por la categorización Ramsar, la presencia efectiva de Guardaparques en la zona, la aplicación de programas de trabajo comunitario, el desarrollo de estrategias de mejoramiento de las economías regionales y consecuentemente la calidad de vida de las comunidades originarias que habitan la zona. Dado que sólo el 4.82% de las áreas protegidas corresponden al ecosistema de Monte, la generación de las políticas activas antes mencionadas permitiría no sólo aumentar dicho valor sino también garantizar la protección de la biodiversidad y sus funciones ecosistémicas en el marco de los límites provinciales.

## AGRADECIMIENTOS

A todos los voluntarios, becarios y estudiantes que participaron de los relevamientos de campo, sin cuya participación este trabajo hubiera sido imposible de realizar. A mi colega Juan Álvarez, por nuestras enriquecedoras discusiones en clase sobre la importancia de estas intersecciones para las actualizaciones periódicas de la Ley de Bosques. A CONICET, SECYT, la Fundación Rufford e Idea Wild que financiaron este trabajo.

## LITERATURA CITADA

- ALBANESE, M. S. 2010. Ecología de la marmosa pálida, *Thylamys pallidior* (Marsupialia, Didelphidae), en el desierto de Monte central. Tesis Doctoral, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina. <https://doi.org/10.20319/pjss.2017.32.20152033>
- ALBANESE, M. S., R. A. OJEDA, & A. A. ASTIÉ. En prensa. Delayed mortality of males in *Thylamys bruchi*, a semelparous marsupial from Monte Desert, Argentina. *Journal of Mammalogy*.
- ALONSO ROLDÁN, V., D. E. UDRIZAR SAUTHIER, S. M. GIANNONI & C. M. CAMPOS. 2019. *Dolichotis patagonum*. Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital. <http://cma.sarem.org.ar/https://doi.org/10.31687/saremlr.19.140>
- APRILE, G., S. CIRIGNOLI, D. VARELA, M. LUCHERINI, R. D'AGOSTINO, M. I. SCHIAFFINI, J. I. REPUCCI, & M. D. ERCOLI. 2019. *Galictis cuja*. Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital. <http://cma.sarem.org.ar/https://doi.org/10.31687/saremlr.19.135>
- BARBER, M. J. 2007. Modularity and community detection in bipartite networks. *Physical Review E* 76:066-102.
- BISIGATO, A. J., P. E. VILLAGRA, J. O. ARES, & B. E. ROSSI. 2009. Vegetation heterogeneity in the Monte Desert ecosystems: A multi-scale approach linking patterns and processes. *Journal of Arid Environment* 73:182-191. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.09.001>
- BROWN J. H. 1975. Geographical ecology of desert rodents. Cody, M.L. & J.M. Diamond (eds.). *Ecology and evolution of communities*. Belknap Press, London.
- CAMPOS, C. M., M. F. TOGNELLI, & R. A. OJEDA. 2001. *Dolichotis patagonum*. *Mammalian species* 652:1-5. [https://doi.org/10.1644/1545-1410\(2001\)652-0001:dp>2.0.co;2](https://doi.org/10.1644/1545-1410(2001)652-0001:dp>2.0.co;2)
- CAMPOS, C. M., V. E. CAMPOS, F. MIGUELS, & M. I. CONA. 2016. Management of Protected Areas and Its Effect on an Ecosystem Function: Removal of Prosopis flexuosa seeds by mammals in Argentinian Drylands. *Plos One* 11 e0162551. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162551>
- CARTENSEN, D. W., B. DALSGAARD, J. C. SVENNING, C. RAHBEK, J. FJELDSA, W. J. SUTHERLAND, & J. M. OLESSEN. 2012. Biogeographical modules and island roles: a comparison of Wallacea and the West Indies. *Journal of Biogeography* 39:739-749. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02628.x>
- CARTENSEN, D. W., B. DALSGAARD, J. C. SVENNING, C. RAHBEK, J. FJELDSA, W. J. SUTHERLAND, & J. M. OLESSEN. 2013. The functional biogeography of species: biogeographical species roles of birds in Wallacea and the west Indies. *Ecography* 36:1097-1105. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.00223.x>
- CBD. 2010. Decision adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity at its Tenth Meeting [Internet]. Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity, UNEP/CBD/COP/DEC/X/2, Nagoya, Japan, Available at <https://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268>. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6970-3\\_5](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6970-3_5)
- CBD. 2011. Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020. Further Information Related to the Technical Rationale for the



- Aichi Biodiversity Targets, Including Potential Indicators and Milestones, UNEP/CBD/COP/10/INF/12/Rev.1. Available at <https://www.cbd.int/doc/meetings/cop/cop-10/information/cop-10-inf-12-rev1-en.pdf>. <https://doi.org/10.9783/9780812205428.199>
- CHASE, J. M., & M. A. LEIBOLD. 2003. Ecological Niches: Linking Classical and Contemporary Approaches. University of Chicago Press, Chicago.
- CHILLO, V., D. RODRÍGUEZ & R. OJEDA. 2010. Niche partitioning and coexistence between two mammalian herbivores in the Dry Chaco of Argentina. *Acta Oecologica* 36:611-616. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2010.09.006>
- COLWELL, R. K. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. Persistent URL .
- CONGRESO DE LA NACIÓN ARGENTINA. 2007. Ley Nacional N° 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos de la República Argentina. En Boletín Oficial del 19 de diciembre de 2007. <https://doi.org/10.17345/1908>
- CRIST, T. O., J. A. VEECH, J. C. GERING & K. S. SUMMERVILLE. 2003. Partitioning species diversity across Landscapes and Regions; a hierarchical analysis of  $\alpha$ ,  $\beta$  and  $\gamma$  diversity. *The American Naturalist* 162:734-743. <https://doi.org/10.1086/378901>
- DALLAS, T. 2018. Analysis of the 'Elements of Metacommunity Structure'. R-package. URL <https://cran.r-project.org/package=mecatam>.
- DI RRENZO J. A., F. CASANOVES, M. G. BALZARINI, L. GONZALES, M. TABLADA, & C. W. ROBLEDO. INFOSTAT VERSIÓN 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>
- DIÁZ, G. B., & R. A. OJEDA. 1999. Kidney structure and allometry of Argentine desert rodent. *Journal of Arid Environments* 41:453-461. <https://doi.org/10.1006/jar.1998.0472>
- DÍAZ, S., & M. CABIDO. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16:646-655. [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(01\)02283-2](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(01)02283-2)
- DORMANN, C. F., & R. STRAUSS. 2014. A method for detecting modules in quantitative bipartite networks. *Methods in Ecology and Evolution* 5(1):90-98. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.12139>
- DORMANN, C.F., J. FRUEND & B. GRUBER. 2019. Visualising Bipartite Networks and Calculating Some (Ecological) Indices. R-Package. URL <https://github.com/biometrie/bipartite>.
- FARIAS, A. A., & F. M. JACKSIC. 2007. Effect of functional constraints and oppotunism on the functional structure of a vertebrate predator assemblage. *Journal of Animal Ecology* 76:246-257. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01202.x>
- FEINSINGER, P. 2004. El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. Editorial Fan Bolivia, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia, pp 797. <https://doi.org/10.4000/nuevomundo.67580>
- FERRERO, B. G. 2013. La conservación de la naturaleza como arena de acción política: dos conflictos en la provincia de misiones. *Publicar* 15:33-54.
- FERRERO, B. G. 2014. Conservación y comunidades: una introducción. *Avá Revista de Antropología* 24:11-33.
- GASTON, K. J., K. L. EVANS, & J. J. LENNON. 2007. The scaling of spatial turnover: pruning the thicket. Storch D, Marquet P.A. y Brown J H. (eds.). *Scaling biodiversity*. Cambridge University Press, USA <https://doi.org/10.1017/cbo9780511814938.012>
- GERING, J. C., & T. O. CRIST. 2002. The alpha-beta-regional relationship: providing new insights into local-regional patterns of species richness and scale dependence of diversity components. *Ecology Letters* 5:433-444. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00335.x>
- GOTELLI, N. J., & R. K. COLWELL. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecological Letters* 4:379-391. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>
- HOFFMAN, A., J. DECKER, F. ROVERO, J. SCHAEER, C. VOIGT, & G. WIBBELT. 2010. Field methods and techniques for monitoring mammals. Manual on field recording techniques and protocols for All Taxa Biodiversity Inventories and Monitoring. (VandenSpiegel, D., Samyn, Y., Monje, J.C., Häuser and Degreef, J., eds.).
- HONORABLE LEGISLATURA DE MENDOZA. 2010. Ley Provincial N° 8.195 de Ordenamiento de Bosques Nativos de Mendoza. Boletín Oficial N° 28697 de 23 de julio de 2010. [https://doi.org/10.1016/s1137-8174\(10\)70011-x](https://doi.org/10.1016/s1137-8174(10)70011-x)
- INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATIC CHANGE. 2018. Summary for Policymakers. Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.)]. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland. <https://doi.org/10.4135/9781483351384.n48>
- KOUGIOUMOUTZIS, K., S. M. SIMAIKAKIS, & A. TINIAKOU. 2014. Network biogeographical analysis of the central Aegean archipelago. *Journal of Biogeography* 41:1848-1858. <https://doi.org/10.1111/jbi.12342>
- LANDE, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76:5-13. <https://doi.org/10.2307/3545743>
- LANZONE, C., D. RODRÍGUEZ, P. CUELLO, S. ALBANESE, A. OJEDA, V. CHILLO, & D. A. MARTÍ. 2011. XY1Y2 chromosome system in *Salinomys delicatus* (Rodentia, Cricetidae). *Genetica* 139:1143-1147. <https://doi.org/10.1007/s10709-011-9616-7>
- LIMA, M., M. A. PREVITALI & P. L. MESERVE. 2006. Climate and small rodent dynamics in semi-arid Chile: the role of lateral and vertical perturbations and intra-specific processes. *Climatic Research* 30:125-132. <https://doi.org/10.3354/cr030125>
- LOREAU, M. S. NAEEM, P. INCHAUSTI, J. BENGTSSON, J. P. GRIME, A. HECTOR, D. U. HOOPER, M. A. HUSTON, D. RAFFAELLI, B. SCHMID, D. TILMAN & D. A. WARDLE. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294:804-808. <https://doi.org/10.1126/science.1064088>
- LOREAU, M. 2010. Linking biodiversity and ecosystems: towards a unifying ecological theory. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365:49-60. <https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0155>
- LUNA, F. & D. ANTINUCHI. 2006. Cost of foraging in the subterranean rodent *Ctenomys talarum*: Effect of soil hardness. *Canadian Journal of Zoology* 84(5): 661-667. <https://doi.org/10.1139/z06-040>
- LYRA-JORGE, M. C., G. CIOCHETI, V. R. PIVELL, & S. T. MEIRELLES. 2008. Comparing methods for sampling large- and medium-sized mammals: camera traps and track plots. *European Journal of Wildlife Research* 54:739-744. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0205-8>
- MAGURRAN, A. E., & B. J. MCGILL. 2011. Biological diversity. Frontiers in measurement and assessment. Oxford University Press.
- MARTIN, F., F. ROJAS & L. SALDI. 2010. Domar el agua para gobernar. Concepciones socio-políticas sobre la naturaleza y la sociedad en contextos de consolidación del Estado provincial mendocino hacia finales del siglo XIX y principios del XX. Anuario del Centro de Estudios Históricos "Prof. Carlos S. A. Segreti" Córdoba (Argentina). 10:159-186 <https://doi.org/10.12795/rhc.2014.i03.02>
- MONTANI, M. C. & C. VEGA RIVEROS (EDS.). 2010. Raíces Huarpes: Uso medicinal de plantas en la comunidad de Lagunas del Rosario, Mendoza, Argentina. 1ª edición. Universidad Nacional de San Juan 96 pp.
- MORELLO, J. 1958. La provincia fitogeográfica del Monte. *Opera Lilloana* 2:1-155.
- MORELLO, J., S. D. MATTEUCCI, A. F. RODRÍGUEZ, & M. SILVA. 2018. Ecorregiones y complejos ecosistémicos Argentinos. Orientación Gráfica Editora. Ciudad Autónoma de Buenos Aires.

- O'CONNELL, A. F., J. D. NICHOLS, & K. U. KARANTS. 2011. Camera traps in animal ecology. Methods and analyses. Springer.
- OJEDA, R. A., C. E. BORGHI, & V. G. ROIG. 2002. Mamíferos de Argentina. Ceballos G. y J.A. Simonetti (eds.). Biodiversidad y conservación de mamíferos neotropicales. CONABIO, México.
- OJEDA, R. A., & S. TABENI. 2009. Mammals of the Monte Desert Revisited. Journal of Arid Environment 73:173-181. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2007.09.008>
- OJEDA, R. A., S. TABENI, & V. CORVALÁN. 2011. Mammals of the Monte Desert: From regional to local assemblages. Journal of Mammalogy 92:1236-1244. <https://doi.org/10.1644/10-mamm-s-352.1>
- OJEDA, R. A., A. P. TARQUINO-CARBONELL, L. M. VELEZ, & R. A. OJEDA. 2018. *Tympanoctomys*: 75 años de historia. Estado actual del conocimiento del género. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales 20:109-122. <https://doi.org/10.22179/revmacn.20.556>
- OJEDA, R. A., & A. P. TARQUINO-CARBONELL. 2019. *Tympanoctomys barrerae*. Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar.https://doi.org/10.31687/saremlr.19.140>
- OLESEN, J. M., J. BASCOMPTE, & L. DUPONT, & P. JORDANO. 2007. The Modularity Of Pollination Networks. Proceedings Of The National Academy Of Sciences 104:19891-19896. <https://doi.org/10.1073/pnas.0706375104>
- PETCHEY, O. L., & K. J. GASTON. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. Ecology Letters 5:402-411. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00339.x>
- PETCHEY, O. L., K. J. EVANS, I. S. FISHBURN, & K. J. GASTON. 2007. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. Journal of Animal Ecology 76:977-985. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.01271.x>
- PRESLEY, S. J., C. L. HIGGINS, & M. R. WILLIG. 2010. A comprehensive framework for the evaluation of metacommunity structure. Oikos 119:908-917. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18544.x>
- PRETTY, J., & D. SMITH. 2010. Social Capital in Biodiversity Conservation and Management. Conservation Biology 18:631-638. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00126.x>
- PRIMACK, R., R. ROSSI, P. FEINSINGER, R. DIRZO, & F. MASSARDO. 2001. Fundamentos de Conservación Biológica: perspectivas latinoamericanas. Fondo de Cultura Económica. México. <https://doi.org/10.1086/377897>
- RAMÍREZ, A., & P. E. GUTIÉRREZ-FONSECA. 2016. Sobre ensambles y ensambles ecológicos - respuesta a Monge-Nájera. Revista de Biología Tropical 64:817-819. <https://doi.org/10.15517/rbt.v64i2.21232>
- RODRÍGUEZ, D., & R. A. OJEDA. 2011. Patterns of diversity of the Monte desert small mammals across multiple spatial scales. Journal of Arid Environments 75:424-431. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.12.007>
- RODRÍGUEZ, D., & R. A. OJEDA. 2013. Scaling coexistence and assemblage patterns of desert small mammals. Mammalian Biology 78:313-321. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2013.04.003>
- RODRÍGUEZ, D., & R. A. OJEDA. 2014. Scaling functional diversity of small mammals in desert systems. Journal of Zoology 293:262-270. <https://doi.org/10.1111/jzo.12142>
- RODRÍGUEZ, D., & R. A. OJEDA. 2015. Scaling the relative dominance of exogenous drivers in structuring desert small mammals assemblages. Acta Oecologica 69:173-181. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2015.10.012>
- RODRÍGUEZ, D., & A. A. BARAUNA. 2015. Respuesta de la diversidad de mamíferos a gradientes de pastoreo caprino en el extremo hiperárido del desierto del Monte. Libro II Taller de restauración de la diagonal árida sudamericana 245-265. <https://doi.org/10.3989/pirineos.2015.170001>
- RODRÍGUEZ, D. ET AL. 2012. Historia natural de un roedor raro del desierto argentino, *Salinomys delicatus* (Cricetidae, Sigmodontinae). Revista Chilena de Historia Natural 85:13-27. <https://doi.org/10.4067/s0716-078x2012000100002>
- RODRÍGUEZ, D., A. C. OCHOA, & D. E. PROCOPIO. 2019. *Salinomys delicatus*. Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar.https://doi.org/10.31687/saremlr.19.140>
- RUBIO, M. C., S. FERMANI, & V. PARERA. 2014. Evolución de la conservación en la provincia de Mendoza. Desafíos en el proceso de ordenamiento territorial en tierras secas. Zonas Áridas 15:195-210. <https://doi.org/10.4067/s0719-26812014000200009>
- SASSI, P. L., E. CAVIEDES-VIDAL, R. ANTÓN, & F. BOZINOVIC. 2010. Plasticity in food assimilation, retention time and coprophagy allow herbivorous cavies (*Microcavia australis*) to cope with low food quality in the Monte desert. Comparative biochemistry and physiology Part A-molecular and integrative physiology 155:378-382. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2009.12.007>
- SECRETARÍA DE AMBIENTE Y DESARROLLO SUSTENTABLE DE LA NACIÓN & SOCIEDAD ARGENTINA PARA EL ESTUDIO DE LOS MAMÍFEROS (EDS.). 2019. Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar.https://doi.org/10.31687/saremlr.19.140>
- SISTEMA DE INFORMACIÓN AMBIENTAL TERRITORIAL MENDOZA. 2019. Sistema de Información Ambiental. <http://www.siat.mendoza.gov.ar/maps/21/view.https://doi.org/10.4272/84-9745-056-6.ch10>
- TABENI, M. S., F. SPIRITO, & F. MIGUEL. 2017. Native mammals across grazing and restored woodlands: An overview of ecological connectivity in the central monte desert. Mastozoología Neotropical 24:301-312.
- TYLIANAKIS, J. M., E. LALIBERTÉ, A. NIELSEN, & J. BASCOMPTE. 2010. Conservation of species interaction networks. Biological Conservation 143:2270-2279. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.004>
- TOGNELLI, M. F., C. M. CAMPOS, & R. A. OJEDA. 2001. *Microcavia australis*. Mammalian Species 648:1-4. [https://doi.org/10.1644/1545-1410\(2001\)648<0001:ma>2.0.co;2](https://doi.org/10.1644/1545-1410(2001)648<0001:ma>2.0.co;2)
- VEECH, J. A., & T. O. CRIST. 2007. PARTITION: software for hierarchical additive partitioning of species diversity. Version 2.0. URL.
- WHITTAKER, R. H. 1972 Evolution and measurement of species diversity. Taxon 21:213-251.
- YENSEN, E., & T. TARIFA. 2003. *Galictis cuja*. Mammalian Species 728:1-8. <https://doi.org/10.1644/728>
- ZOBEL, M. 1997. The relative of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? Trends in Ecology and Evolution 12:266-269. [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(97\)01096-3](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(97)01096-3)

## MATERIAL SUPLEMENTARIO ONLINE

### Suplemento 1

**Fig. S1.** Curvas de rango-abundancia de mamíferos medianos para las distintas localidades. Los valores en negrita indican el rango de precipitación en la que se encuentra dicha localidad. A) *Lepus europaeus*; B) *Microcavia australis*; C) *Zaedyus pichiy*; D) *Tympanoctomys barrerae*; E) *Lagostomus maximus*; F) *Dolichotis patagonum*; G) otros cingulata; H) *Conepatus chinga*; I) *Galea musteloides*; J) *Galictis cuja*; K) *Tympanoctomys barrerae*.