






Diferencias en el ensamble de micromamíferos entre áreas con distinto grado de protección del sitio Prioritario los Molles-Pichidanguí¹

Differences in the small mammals assemblage between areas with different degrees of protection of the Los Molles-Pichidanguí Priority Site

Cristián Larraguibel-González² , Dusan Boric-Bargetto³ ,
Juan L. Celis-Diez⁴ , Rodrigo Figueroa-Sterquel⁵ 
y Fernando Torres-Pérez⁶ 

RESUMEN

La conservación de la biodiversidad en Chile Mediterráneo requiere una mayor cobertura en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado, por lo que las Áreas Protegidas Privadas (APP) son alternativas complementarias para la conservación. El estudio de la biodiversidad en las APP es escaso, desconociendo su aporte en la conservación. Se describió el ensamble de micromamíferos del APP Bioparque Puquén y alrededores comparando la riqueza de especies, abundancia relativa e índice de diversidad de Margalef al interior y exterior del parque. Mediante el índice de similitud de Morisita-Horn y un análisis de agrupamientos se comparó el ensamble de micromamíferos entre puntos de muestreos categorizados en distintos biotopos. Las especies endémicas y nativas fueron más abundantes fuera del APP. No hubo diferencias significativas en la riqueza específica ni diversidad dentro y fuera del APP. El ensamble de micromamíferos se agrupó en biotopos de vegetación nativa densa y de praderas, quebradas y aguas estacionales. El parque actuaría como área de amortiguación, protegiendo las áreas aledañas del Sitio Prioritario Los Molles-Pichidanguí. Se discute la importancia de los escollos como hábitat de especies endémicas de micromamíferos y de proteger las áreas adyacentes al BioParque.

Palabras clave: Áreas de conservación privadas, hotspot Chile Mediterráneo, biotopo, escollos, quebradas.

¹ Esta investigación fue financiada por el proyecto "Diagnóstico de Sitios de Alto Valor para la Conservación en la Región de Valparaíso, Fase II. Línea 3: Sitios Punta Curaumilla - Las Docas y Los Molles - Pichidanguí." Código BIP N°30137941-0; y por los proyectos FONDECYT ANID 1171280, 3180237 y CONICYT PIA-Anillo 1408. Los autores agradecen la colaboración de Evelyn Rodríguez y Javier Cruz, investigadores del Laboratorio de Zoología, Epidemiología y Evolución de la PUCV, por su ayuda en la captura e identificación de micromamíferos en terreno.

² Instituto de Geografía, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, Chile. Correo electrónico: cristian.larraguibel@pucv.cl

³ Instituto de Biología, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, Chile. Correo electrónico: dusan.boric@pucv.cl

⁴ Escuela de Agronomía, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Quillota, Chile. Correo electrónico: juan.celis@pucv.cl

⁵ Instituto de Geografía, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, Chile. Correo electrónico: rodrigo.figueroa@pucv.cl

⁶ Instituto de Biología, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, Chile. Correo electrónico: fernando.torres@pucv.cl

ABSTRACT

The conservation of biodiversity in Mediterranean Chile requires a greater coverage than that represented in the Protected Wild Areas of the State (SNASPE) and Private Protected Areas (APP) are complementary alternative for conservation. The study of biodiversity in APP is scarce, ignoring its contribution to the conservation. The small mammals assemblage of the APP Bioparque Puquén and surroundings was described comparing the species richness, relative abundance and diversity index of Margalef inside and outside the park. Using the Morisita-Horn similarity index and a cluster analysis, the small mammals assemblage was compared between sampling points categorized in different biotopes. Endemic and native species were more abundant outside the APP. There were no significant differences in specific richness or diversity inside and outside the APP. The small mammals assemblage was grouped into biotopes of dense native vegetation and prairies, ravines and seasonal waters. The park would act as buffer area, protecting the nearby areas of the Los Molles-Pichidangui Priority Site. The importance of rocky outcrops as a habitat for endemic species of small mammals and protecting the areas adjacent to the BioParque is discussed.

Keywords: Private conservation areas, Mediterranean Chilean hotspot, biotope, rocky outcrops, ravines.

Los "hotspot" de biodiversidad son regiones prioritarias a nivel planetario para la conservación de las especies debido a su alto endemismo y gran impacto de la actividad antrópica (Otavo & Echeverría, 2017). Durante los últimos años, el "hotspot" de biodiversidad de Chile central y bosque templado lluvioso valdiviano ha experimentado una disminución gradual de su extensión debido a la intensa presión de la actividad antrópica, que ha destruido el 85% de su hábitat (Merlotto *et al.*, 2012).

Esto es preocupante si se considera a esta zona una de las 200 prioridades globales para la biodiversidad (Olson & Dinerstein, 2002) y una de las ecorregiones más amenazadas de las áreas mediterráneas del planeta (Underwood *et al.*, 2009). Los climas mediterráneos se caracterizan por presentar altos niveles de riqueza de especies y de endemismo (Ackerly *et al.*, 2014; Rundel *et al.*, 2016). Chile Mediterráneo abarca aproximadamente 1000km entre los 30° y los 36°S (Arroyo *et al.*, 1995) y es considerado un hotspot de biodiversidad dado su endemismo y pérdida de hábitat, debido a la conversión y reemplazo de la vegetación nativa (Armesto *et al.*, 2010; Newton *et al.*, 2012). El estado del matorral chileno tiene varias amenazas a su conservación asociada a la intensidad del uso del suelo (Echeverría *et al.*, 2006; Schulz *et al.*, 2010), falta de áreas de protección (Pliscoff & Fuentes-Castillo, 2011), gran riesgo de incendios (Urrutia-Jalabert *et al.*, 2018) y gran dispersión de especies exóticas (Fuentes *et al.*, 2015). Chile central tiene especies que están seriamente amenazadas por la fragmentación de los ecosistemas (Moreira-Muñoz, 2013; Pliscoff & Fuentes-Castillo, 2011).

Unos de los principales efectos es la fragmentación de hábitat debido a la agricultura y forestación, expansión urbana y otras actividades antrópicas. Por esto, la pérdida de los ecosistemas es un tema trascendental para la ciencia y las políticas públicas (Jongman & Pungetti, 2004). Algunos de los efectos negativos causados por la fragmentación del paisaje son la reducción de la movilidad de las especies y cambios en sus dinámicas de alimentación, reproducción, cría, refugio y desplazamientos estacionales. A largo plazo estos efectos pueden ocasionar disminución y aislamiento de las poblaciones (Gurrutxaga, 2006). En Chile central, el impacto antrópico indirecto como los incendios producen degradación de la biota y fragmentación de hábitat, lo que genera hábitat con una distribución en parche (Fernandez *et al.*, 2010).

A pesar de esto, las áreas protegidas de Chile Mediterráneo aparte de ser escasas y pequeñas (Pliscoff & Fuentes-Castillo, 2011) están rodeadas por plantaciones de árboles exóticos, agricultura y desarrollo urbano (Armesto *et al.*, 2010; Miranda *et al.*, 2017). La mayoría de las áreas silvestres protegidas de esta zona se ubican cercanas a la cordillera de los Andes (Pliscoff & Fuentes-Castillo, 2011). Se recomienda que las áreas protegidas no estén aisladas (Crouzeilles *et al.*, 2013), y sean parte de una red de reservas, interconectadas mediante corredores biológicos que faciliten la conexión funcional y estructural (Cabeza & Moilanen, 2001). Dado esto, las estrategias regionales de biodiversidad de la región de Valparaíso han propuesto varios sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad (CONAMA-PNUD, 2005).

Para proteger a la biodiversidad, se creó mediante la Ley N°18.362 de 1984 el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE), cuyo objetivo es mantener áreas representativas de la diversidad biológica a través de acciones “destinadas a la preservación, el mantenimiento, la utilización sostenida, restauración y mejoramiento del ambiente natural” (MINAGRI, 1984). Al año 2018 el SNASPE se compone de 41 Parques Nacionales, 46 Reservas Nacionales y 18 Monumentos Naturales, abarcando 14,5 millones de hectáreas correspondientes al 19,2% de Chile continental (UNEP-WCMC, 2010). Sin embargo, el 88% de las áreas protegidas en Chile se concentran en la zona sur del país (>43° Latitud Sur), y las áreas del SNASPE de Chile central son las más pequeñas, fragmentadas y poco conectadas (Pavez-Fox & Estay, 2016; Pliscoff & Fuentes-Castillo, 2011). El SNASPE no tiene una adecuada representación de los ecosistemas del país (Pauchard & Villarroel, 2002; Tognelli *et al.*, 2008) y especialmente de Chile mediterráneo (Mittermeier *et al.*, 2004). El SNASPE protege el 21% del territorio continental de Chile. Sin embargo, este porcentaje no está homogéneamente distribuido en el país. Sólo el 2% de Chile Mediterráneo está protegido (Marquet *et al.*, 2004) e incluso se ha reportado que la conservación de la diversidad asociada a las áreas protegidas en la región Mediterránea es menor al 1% (Sierralta *et al.*, 2011). Es por esto que es necesario incentivar el uso de áreas privadas para la conservación (Gardner *et al.*, 2007; Xu & Melick, 2007) las cuales han sido exitosas en países como México (Rosas-Rosas & Valdez, 2010) y Brasil (Rambaldi & Fernandes, 2005).

En Chile, a partir del año 1989, como complemento al SNASPE, surge el interés y la creación activa de Áreas Protegidas Privadas (APP) para la conservación de la biodiversidad, pese a la falta de incentivos públicos para su implementación (Pauchard & Villarroel, 2002). Si bien el Artículo 35° de la Ley 19.300 de Bases del Medio Ambiente indica que se fomentará la creación de APP, Chile aún no cuenta con una ley específica para su implementación, por lo que la protección efectiva de APP se ha llevado a cabo parcialmente mediante la aplicación de otras leyes del Estado (MMA, 2016; Soto Oyarzún, 2010). En la actualidad, el Ministerio del Medio Ambiente (MMA) reconoce 377 APP a lo largo del país, abarcando el 2% de la superficie de Chile continental (MMA, 2017). Una de las APP de Chile central es el Bioparque El Puquén, ubicado al interior del Sitio Prioritario para la Conservación de la Biodiversidad “Los Molles – Pichidanguí”, contiguo a la localidad urbana de Los Molles en el límite norte de la Región de Valparaíso (CONAMA-PNUD, 2005). Es un parque ecológico privado donde es posible observar formaciones geológicas, geomorfológicas, fósiles, sitios arqueológicos, flora y fauna endémica. A pesar de las recientes investigaciones entomológicas en el Bioparque (Guerrero *et al.*, 2019; Maia & Villagra 2017; Schapheer *et al.*, 2017), no se tiene un conocimiento detallado de los vertebrados que la habitan (GORE, 2018). Sin embargo, en Los Molles se han registrado las siguientes especies como parte del ensamble de micromamíferos: el marsupial *Thylamys elegans*, los roedores sigmodontinos *Abrothrix olivacea*, *Abrothrix longipilis*,

Oligoryzomys longicaudatus y *Phyllotis darwini* y los Octodontinos *Octodon degus*, *Octodon lunatus* y *Abrocoma bennetti* (Meserve & Glanz, 1978). Además, en el Bioparque Puquén y alrededores se ha reportado que las especies *A. longipilis*, *A. olivacea*, *O. degus*, *O. lunatus* y *P. darwini* se alimentan de los frutos del lúcumo *Pouteria splendens* (Peña-Egaña et al., 2018).

El Bioparque Puquén y áreas aledañas son de gran importancia para el planeta dado que es parte del "hotspot" de biodiversidad de Chile Central y bosque valdiviano templado lluvioso ubicado entre los 25 y los 47°S. Esta área ha sido propuesta como un ecosistema crítico de prioridad para la conservación dado su alto grado de endemismo y fuertes amenazas causadas por la actividad humana (Myers et al., 2000). El Bioparque Puquén se ubica en el límite entre el bioclima Mediterráneo Desértico-Oceánico y Mediterráneo estacionalmente lluvioso (Luebert & Plissock, 2006). Además, alberga los principales remanentes de vegetación tipo matorral costero mediterráneo, principalmente dominada por vegetación esclerófila (Alaniz et al., 2016) del tipo matorral arborescente esclerófilo costero (*Peumus boldus*-*Schinus latifolius*) (Luebert & Plissock, 2018). Esta área fue declarada un sitio prioritario para la conservación de la biodiversidad y protección de la flora y fauna que la habita dado que posee un alto endemismo y varias especies con alguna categoría de amenaza para su conservación (CONAMA, 2007).

Si bien existen estudios que han evaluado la conservación de la biodiversidad al interior de áreas protegidas (García et al., 2013; Otavo & Echeverría, 2017; Valladares, 2012) se asume que las áreas protegidas presentan un menor grado de perturbación antrópica que sus alrededores. Los estudios que evalúan la biodiversidad entre áreas protegidas y alrededores son escasos (Gutiérrez et al., 2010; Muñoz-Pedreros et al., 2010; Palomo et al., 2013; Pasian et al., 2015). Se ha evaluado la perturbación de las áreas protegidas, pero sin considerar las perturbaciones antrópicas exteriores como la urbanización (Flores-Meza et al., 2013) y el turismo (Barros et al., 2014).

El estudio de las comunidades de micromamíferos es particularmente útil para el análisis de perturbaciones sobre las variables ambientales (Vieira et al., 2009), puesto que son componentes intermedios en la cadena trófica: dependen de la disponibilidad de vegetación, son depredadores de insectos, dispersores de semillas y esporas de hongos e interactúan con otros animales mediante la competencia por recursos o como fuente de alimento para otros animales (García et al., 2013; Hope et al., 2017). Además, son resilientes a fluctuaciones del clima y responden rápidamente a los cambios en la estructura del hábitat, por lo que son considerados buenos indicadores biológicos para el monitoreo de cambios en el ecosistema (Dale & Beyeler, 2001).

Estudios han reportado que la diversidad de micromamíferos es mayor en áreas no perturbadas por el hombre, y son altamente vulnerables a la reducción y pérdida de hábitat (García et al., 2013; Valladares, 2012; Vergara et al., 2014). Los cambios de uso de suelo y la fragmentación de ecosistemas nativos generan impactos significativos en la riqueza global de roedores, lo que amenaza mayoritariamente la persistencia de especies raras y especialistas, las cuales se conservarían de mejor manera en áreas no perturbadas o protegidas (Muñoz-Pedreros et al., 2010; Torres et al., 2013).

Los estudios que evalúan el estado de la biodiversidad en Chile generalmente se realizan al interior de áreas protegidas oficiales. Suelen excluirse las APP al no pertenecer al SNASPE, a pesar de estar reconocidas por el Ministerio del Medio Ambiente y de ubicarse mayoritariamente en la zona centro del país, región donde se reconoce el hotspot de biodiversidad de Chile central y bosque llu-

vioso valdiviano (MMA, 2017). Por otro lado, la UNESCO plantea como parte importante del sistema de protección de áreas con alto valor para la conservación de la biodiversidad las ‘áreas de amortiguación’ que corresponden al “*área alrededor de un área protegida central gestionada para ayudar a proteger los valores del área protegida*” (Borsdorf *et al.*, 2013; UNESCO, 2006). El concepto proviene del modelo de zonificación de Reservas de la Biósfera y su función principal es minimizar los impactos ambientales negativos que pudieran afectar la conservación de la biodiversidad (Borsdorf & Araya-Rosas, 2014; GORE, 2018). Por lo general, en estas áreas se desarrollan actividades productivas e industriales menores que no afectan los objetos de conservación, tales como ganadería, agricultura, industria forestal o turismo. Por ello, requieren de un modelo de gestión que disminuya el efecto de las actividades antrópicas sobre el área que se desea conservar, con objeto de mantener las poblaciones de especies que fundamentan su protección y evitar su aislamiento (Borsdorf & Araya-Rosas, 2014; Moreira-Muñoz & Salazar, 2014). Una característica esencial de las zonas de amortiguación es que no deberían mostrar grandes diferencias ecológicas con el área protegida, sino más bien, una disminución gradual de la biodiversidad desde el límite del área protegida hasta el límite del área de amortiguación debido al aumento gradual de las perturbaciones antrópicas (Pasian *et al.*, 2015).

Paradójicamente, el área protegida del Bioparque Puquén presenta un mayor impacto antrópico que las áreas aledañas que también son parte del sitio prioritario para la conservación de la biodiversidad de Los Molles-Pichidangui. Esto se debería a su mayor cercanía con la localidad urbana de Los Molles. Dada esta particularidad y la poca información relacionada a riqueza de especies de micromamíferos de este parque privado y de sus áreas aledañas, el objetivo de este trabajo es describir el ensamble de micromamíferos en el Bioparque Puquén y las áreas adyacentes, todas las cuales forman parte del sitio prioritario Los Molles-Pichidangui. Proponemos que el área protegida del parque privado Puquén presentará un ensamble de micromamíferos con una mayor riqueza, diversidad y abundancia de especies que en áreas aledañas, lo que se explicaría por una mayor presión antrópica al interior del parque (debido principalmente al turismo), y su cercanía con la localidad urbana de Los Molles.

Material y métodos

Descripción del área de estudio

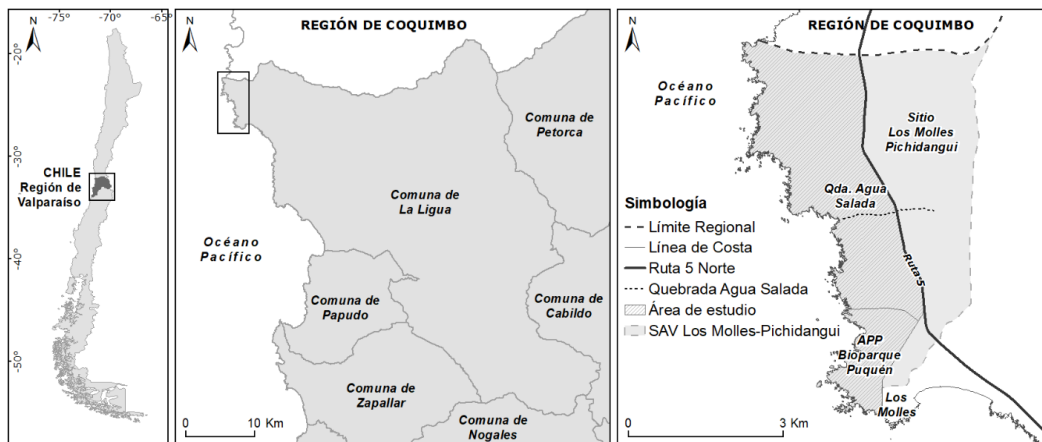
El área de estudio abarca 985 ha y se ubica en la plataforma costera del sitio de alto valor para la conservación de la biodiversidad Los Molles – Pichidangui, ubicada en los 32,14° Latitud Sur y 71,31° Longitud Oeste, comuna de La Ligua, en el límite norte de la Región de Valparaíso, Chile (Figura N°1). Limita al norte con la Región de Coquimbo; al sur, con la localidad de Los Molles; al este, con la carretera Ruta 5 Norte; y, al oeste, con el Océano Pacífico. En su interior se encuentra el Bioparque Puquén, un Área Protegida Privada de 182 ha que se ubica a un costado de la localidad de Los Molles, y que recibe una gran carga turística durante el año, especialmente durante la época estival. El sitio fue reconocido en la Estrategia Regional de Biodiversidad del año 2005 debido a sus características oceánicas y terrestres para la conservación de la flora, fauna y ecosistemas asociados, además de ser parte del área de importancia global para la conservación de la biodiversidad o “*hotspot*” de Chile Central y bosques lluviosos valdivianos (CONAMA-PNUD, 2005). El clima es de tipo estepárico costero (Mediterráneo oceánico de verano suave, Köppen), característico por la abundante nubosidad estratiforme, con precipitaciones que pueden alcanzar los 130

milímetros en invierno y un periodo seco bien marcado en verano de 8-9 meses de duración (Chester, 2016). La hidrografía se caracteriza por la gran cantidad de quebradas estacionales, siendo la Quebrada Agua Salada el sistema hidrográfico principal del área de estudio, correspondiente a un curso de agua estacional en sentido este-oeste que cruza la totalidad de la plataforma del sitio de estudio (GORE, 2018). El área presenta formaciones vegetales de diversa composición, dentro de las cuales destaca la asociación de molle (*Schinus molle*) y chagual (*Puya chilensis*), y la presencia de plantas del género *Haplopappus* y familia Poaceae. También se encuentran el lúcumo silvestre (*Pouteria splendens*), litre (*Lithrea caustica*), boldo (*Peumus boldus*), espino (*Acacia caven*), palito negro (*Adiantum* sp.) y diversos lirios (*Alstroemeria* spp.), junto con plantaciones introducidas de pino (*Pinus radiata*), eucalipto (*Eucalyptus* sp.) y aromo (*Acacia melanoxylon*) (GORE, 2018).

Desde un punto de vista biogeográfico el sitio de estudio se ubica en una zona de transición entre la provincia biogeográfica de Coquimbo entre los 28° y los 32°S y la de Santiago entre los 32°S a los 34°S (Morrone, 2006). Entre las regiones áridas de Sudamérica se encuentran el Desierto de Atacama, el altiplano de Perú, Bolivia y el norte de Chile y Argentina (Kelt *et al.*, 1996; Marquet, 1994) que son regiones propuestas como centros de radiación de roedores sigmodontinos y caviomorfos, que carecen de especies que sobrevivan sin agua (Bozinovic & Gallardo, 2006). En ensamble de micromamíferos de Chile Mediterráneo se compone de especies que migraron por vía trans-andina usando los valles que descienden en la vertiente occidental de los Andes como corredores entre hábitat áridos del Altiplano y tierras bajas o por un corredor desértico de norte a sur en el flanco occidental de los Andes (Marquet, 1994; Meserve & Kelt, 1990; Moreno *et al.*, 1994).

Figura N°1.

Mapa de ubicación del área de estudio



Fuente: elaboración propia.

La plataforma costera correspondiente al Bioparque Piquén representa uno de los atractivos turísticos principales de la localidad de Los Molles, cuyo sistema de gestión recae en los propietarios. En períodos de alta demanda alcanza hasta las 75 visitas diarias, con un 35% de visitas aproximadamente (GORE, 2018). La afluencia de público se concentra durante el periodo estival debido al aumento de la actividad turística en la localidad junto con el libre acceso durante toda la semana, mientras que el resto del año sólo es posible acceder los fines de semana (SERNATUR,

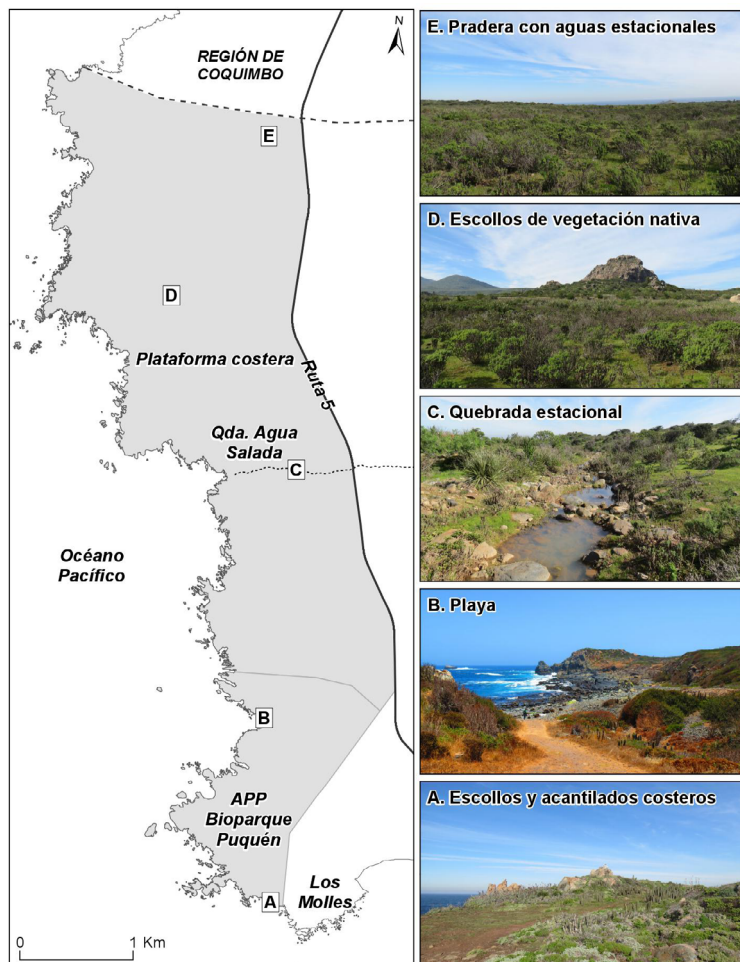
2016). Por el contrario, el área norte de la plataforma costera no se encuentra abierta al público y en ella se desarrollan actividades agropecuarias de mediana intensidad, como pastoreo de ganado equino y, en menor medida, bovino; sin embargo, en este sector se han promovido planes para desarrollar actividades de carácter industrial, que pueden provocar cambios irreversibles en el uso del suelo y gran impacto en la biodiversidad del sitio (GORE, 2018).

Establecimiento de los puntos de muestreo

El área de estudio se delimitó considerando como elementos disruptivos la presencia de la localidad de Los Molles y la carretera Ruta 5 Norte, el límite natural de borde costero y el límite regional. Se identificaron 5 puntos de muestreo distribuidos de forma latitudinal en dirección sur-norte, separados aproximadamente 2 kilómetros entre sí (Figura N°2). De esta manera, 2 puntos de muestreo se ubicaron al interior del Bioparque Puquén y 3 en su exterior, representando cada uno en un biotopo diferente.

Figura N°2.

Distribución de los puntos de muestreo en el área de estudio



Fuente: elaboración propia.

- A. Escollos y acantilados costeros: se ubica en el límite sur del área de estudio y es un área compuesta por escollos rocosos y acantilados costeros con gran presencia de vegetación nativa. Este tipo de paisaje es uno de los atractivos principales del Bioparque Puquén, que con una gran cantidad de visitantes durante el verano. Es el punto de muestreo más cercano al centro poblado de Los Molles, y presenta gran perturbación antrópica debido al turismo.
- B. Playa: se ubica en el límite norte del Bioparque y consiste en una playa de bolsillo con gran presencia de matorrales y fósiles que se ubica en la desembocadura de una quebrada estacional y es uno de los principales atractivos del parque. En este sector se identificaron restos de basura (plásticos, botellas) y se detectó la presencia de algueros de orilla que realizan sus faenas durante el periodo estival, perros domésticos (*Canis lupus*) y turistas.
- C. Quebrada Estacional: es el primer sistema de quebradas que se encuentra al exterior del Bioparque, con gran presencia de matorrales y árboles de baja y mediana altura. Presenta ganado equino durante el año y agua en el periodo invernal.
- D. Escollos de vegetación nativa: es un sector con gran presencia de escollos rocosos de gran altura rodeados por vegetación nativa. En los alrededores de este punto se observa una mayor presencia de ganado equino, pero sin ingreso hacia los escollos.
- E. Pradera con presencia de aguas estacionales: es el límite norte del área de estudio (intersección del área con el límite regional) y se caracteriza por ser una planicie con gran presencia de vegetación arbustiva baja y charcos de agua estacionales en invierno. En el sector se ubica una línea de transmisión eléctrica, y se observó restos de áridos utilizados en faenas de construcción y presencia de ganado equino.

Metodología para la captura, identificación y análisis de los datos

Para la captura de micromamíferos se utilizaron trampas de captura viva tipo Sherman, cebadas con una mezcla de avena cruda con esencia de vainilla. Las trampas fueron separadas 5 metros una de la otra, y dispuestas en 4 transectas por cada uno de los 5 puntos de muestreo, por 2 noches y durante 2 campañas. El esfuerzo de muestreo total del estudio fue de 720 trampas/noche. Las trampas fueron revisadas diariamente, reemplazando aquellas en las que se capturó algún micromamífero. En todos los puntos de muestreo se instaló igual cantidad de trampas. Para la manipulación de los animales se utilizaron protocolos de bioseguridad aprobados por el CDC para manipular roedores reservorio y portadores del *Andes orthohantavirus* (Mills *et al.*, 1995; Sikes, 2016; Torres-Pérez *et al.*, 2004; 2019).

Se calculó la riqueza específica y abundancia relativa para cada punto de muestreo. Además, se calculó el índice de biodiversidad de Margalef, $R = S-1 / \ln(n)$, donde 'S' es el número total de especies identificadas y 'n' el número total de individuos. La abundancia relativa se calculó mediante la fórmula $AR = (N^\circ \text{ de individuos capturados} / N^\circ \text{ total de trampas}) \times 100$ (Torres-Pérez *et al.*, 2004). La riqueza específica para cada área de muestreo (Bioparque v/s exterior) e índice de biodiversidad de Margalef se comparó mediante la prueba estadística no paramétrica U de Mann-Whitney dado que los datos no presentan una distribución normal. Para esto se usó el software MINITAB 18.1 (MINITAB, 2018) con un nivel de significancia con un valor de $P \leq 0,05$. Para comparar la composición del ensamble de micromamíferos entre puntos de muestreo, se usó el software PAST 3.2 (Hammer *et al.*, 2001). Se realizó un análisis de agrupamientos usando el índice de similitud de Morisita-Horn y un algoritmo de grupos pareados (UPGMA) con 1000 réplicas.

Resultados

Se realizaron 97 capturas de micromamíferos en 720 trampas noche (13,5% de éxito). Se capturaron 9 especies de micromamíferos (Cuadro N°1), de las cuales 5 son endémicas (*T. elegans*, *P. darwini*, *A. longipilis*, *O. degus* y *O. lunatus*), 2 nativas (*A. olivacea* y *O. longicaudatus*) y 2 sinantrópicas (*R. norvegicus* y *M. musculus*). De las especies capturadas, sólo *O. lunatus* presenta un estado de conservación Vulnerable y *T. elegans*, *P. darwini*, *A. longipilis*, *A. olivacea*, *O. longicaudatus* y *O. degus* de Preocupación Menor según el Sistema de Clasificación de Especies del Ministerio del Medio Ambiente y la IUCN Red List (IUCN, 2020; MMA, 2020).

Cuadro N°1.

Nombre y estado de conservación de las especies registradas en el área de estudio

Nombre científico	Nombre común	Familia	Género	Clasificación	Estado de conservación
<i>Thylamys elegans</i>	Yaca	Didelphidae	<i>Thylamys</i>	Endémica	Preocupación menor (MMA, IUCN)
<i>Phyllotis darwini</i>	Ratón orejado de Darwin	Muridae	<i>Phyllotis</i>	Endémica	Preocupación menor (IUCN)
<i>Octodon lunatus</i>	Degú costino	Octodontidae	<i>Octodon</i>	Endémica	Vulnerable (MMA)
<i>Octodon degus</i>	Degú	Octodontidae	<i>Octodon</i>	Endémica	Preocupación menor (IUCN)
<i>Abrothrix longipilis</i>	Ratón de pelo largo	Cricetidae	<i>Abrothrix</i>	Endémica	Preocupación menor (MMA, IUCN)
<i>Abrothrix olivacea</i>	Ratón oliváceo	Cricetidae	<i>Abrothrix</i>	Nativa	Preocupación menor (IUCN)
<i>Oligoryzomys longicaudatus</i>	Ratón de cola larga	Cricetidae	<i>Oligoryzomys</i>	Nativa	Preocupación menor (IUCN)
<i>Mus musculus</i>	Laucha común	Muridae	<i>Mus</i>	Sinantrópica	No aplica
<i>Rattus norvegicus</i>	Rata gris	Muridae	<i>Rattus</i>	Sinantrópica	No aplica

Fuente: elaboración propia.

El roedor nativo *A. olivacea* (n = 32) y las especies endémicas *T. elegans* (n = 28) y *P. darwini* (n = 24) fueron las más capturadas y en todos los puntos de muestreo. Las especies *O. lunatus* (n = 5) y *O. longicaudatus* (n = 3) se registraron dentro y fuera del Bioparque, en 4 y 2 puntos de muestreo respectivamente. *Abrothrix longipilis* (n = 2) y *O. degus* (n = 1) se capturaron exclusivamente fuera del Bioparque, mientras que las especies sinantrópicas *M. musculus* (n = 1) y *R. norvegicus* (n = 1) fueron las menos capturadas y exclusivas al interior del Bioparque Pquén (Cuadro N°2).

Todas las especies endémicas y nativas presentaron mayor abundancia en alguno de los sitios fuera del parque. *Thylamys elegans* fue mayor en (D) de escollos con vegetación nativa, al igual que *A. longipilis* y *O. degus* que sólo fueron capturados en este biotopo. *Phyllotis darwini*, *O. lunatus* y *A. olivacea* fueron más abundantes en (E) de praderas con aguas estacionales, y *O. longicaudatus*

datu en (C) de quebrada estacional. *Mus musculus* y *R. norvegicus* solo fueron capturadas en el biotopo (A) de escollos y acantilados costeros al interior del Bioparque Puquén.

Cuadro N°2.

CAPTURAS de micromamíferos en cada punto de muestreo. se presenta la frecuencia de individuos (F), abundancia relativa total por especie (AB), riqueza de especies (S), número de individuos (N) e índice de Margalef

Sitio de Muestreo Especie	Interior Bioparque				Exterior Bioparque						Total	
	A. Escollos y acantilados costeros		B. Playa		C. Quebrada Estacional		D. Escollos de vegetación nativa		E. Pradera con presencia de aguas estacionales			
	F	AB	F	AB	F	AB	F	AB	F	AB	F	AB
T. elegans	6	4,167	4	2,778	1	0,694	11	7,639	6	4,167	28	19,444
P. darwini	1	0,694	5	3,472	1	0,694	8	5,556	9	6,250	24	16,667
O. lunatus	-	-	1	0,694	1	0,694	1	0,694	2	1,389	5	3,472
O. degus	-	-	-	-	-	-	1	0,694	-	-	1	0,694
A. olivacea	2	1,389	8	5,556	4	2,778	5	3,472	13	9,028	32	22,222
O. longicaudatus	1	0,694	-	-	2	1,389	-	-	-	-	3	2,083
A. longipilis	-	-	-	-	-	-	2	1,389	-	-	2	1,389
M. musculus	-	-	1	0,694	-	-	-	-	-	-	1	0,694
R. norvegicus	-	-	1	0,694	-	-	-	-	-	-	1	0,694
TOTAL	10	6,944	20	13,889	9	6,250	28	19,444	30	20,833	97	-
S	4		6		5		6		4		9	
N	10		20		9		28		30		97	
Margalef	1,303		1,669		1,820		1,501		0,882		-	

Fuente: elaboración propia.

Se registró igual cantidad de especies ($n = 7$) dentro y fuera del Bioparque. El biotopo de playa (B) dentro del parque y escollos de vegetación nativa (D) fuera del parque registraron una mayor riqueza de especies ($n = 6$), seguido del biotopo de quebrada estacional (C; $n = 5$) fuera del parque, escollos-acantilados costeros (A; $n = 4$) dentro del parque y pradera con presencia de aguas estacionales (E; $n = 4$). La comparación de la riqueza específica no mostró diferencias significativas entre el interior y exterior del Bioparque ($P = 0,630$). El índice de biodiversidad de Margalef tampoco mostró diferencias significativas entre ambas áreas ($P = 0,832$).

Sin embargo, la composición del ensamble de micromamíferos entre puntos de muestreo mediante el índice de similitud de Morisita-Horn mostró diferencias significativas entre los biotopos. Un grupo incluye los biotopos de Escollos y acantilados costeros (A) y Escollos de vegetación nativa (D); índice de similitud de 0,881), y el otro grupo incluye a los biotopos de aguas permanentes o estacionales (pradera, playa y quebrada estacional; puntos E, B y C respectivamente). En este grupo, los biotopos de playa y pradera (puntos B y E) presentan el mayor grado de similitud (0,988), mientras que el biotopo de quebrada estacional tiene un grado de similitud menor con estos biotopos (índice de similitud de 0,844 y 0,842 respectivamente) (Cuadro N°3).

Cuadro N°3.

Valores de similitud entre los puntos de muestreo. los valores en negrita muestran el mayor grado de correlación entre cada punto de muestreo

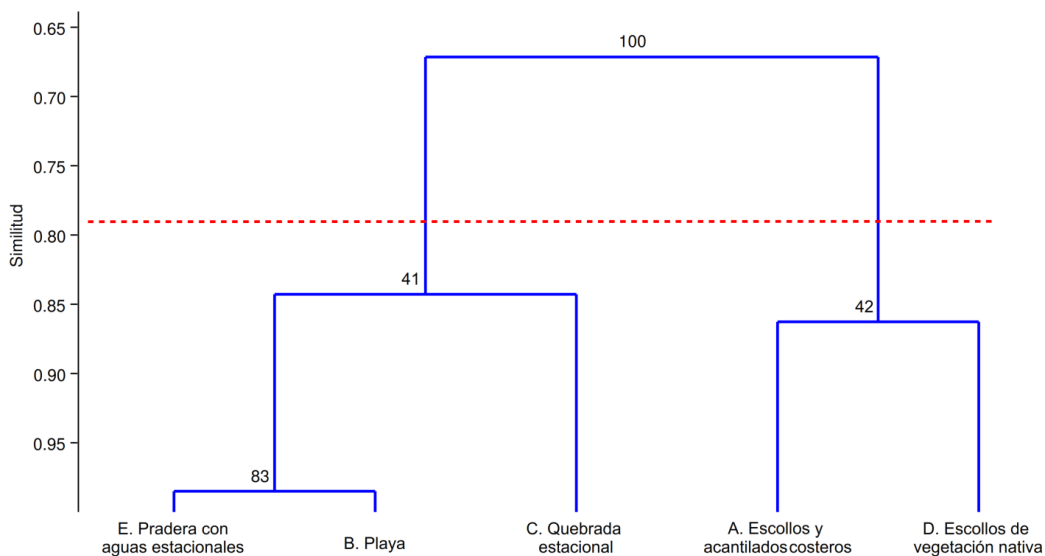
Puntos de muestreo	A	B	C	D	E
A	-	0,668	0,546	0,881	0,643
B	0,668	-	0,842	0,818	0,988
C	0,546	0,842	-	0,567	0,844
D	0,881	0,818	0,567	-	0,819
E	0,643	0,988	0,844	0,819	-

Fuente: elaboración propia.

El análisis de clúster basado en los valores de similitud entrega un patrón de agrupamiento relacionado a los biotopos, separando las formaciones de vegetación nativa densa de los biotopos compuestos por praderas, quebradas y aguas estacionales (Figura N°3).

Figura N°3.

Análisis de clúster con el algoritmo de grupos pareados (UPGMA) basado en el índice de similitud de Morisita-Horn entre los puntos de muestreo. El coeficiente de correlación fue de 0,7904.



Fuente: elaboración propia.

Discusión

La disminución de la biodiversidad en áreas con mayor perturbación antrópica ha sido documentada en estudios anteriores (Muñoz-Pedrerros *et al.*, 2010; Pasian *et al.*, 2015; Valladares, 2012). Sin embargo, los resultados de este estudio no mostraron diferencias significativas en la riqueza específica ni índice de biodiversidad de Margalef entre el área con mayor y menor perturbación

antrópica al interior y exterior del Bioparque Puquén. Entre los múltiples factores que podrían explicar este resultado están la ausencia de barreras que impiden la movilidad de las especies presentes en ambas áreas, la estacionalidad de la actividad turística, el aislamiento que generan algunas estructuras geomorfológicas como los escollos de vegetación nativa, o el sistema de quebradas estacionales que facilita la movilidad costa-cordillera de las especies. Cabe destacar que el establecimiento del Bioparque Puquén responde a una iniciativa privada y dada la presión antrópica dentro de ella, no se ha evaluado si su área es suficiente para conservar los micromamíferos y otras especies que la habitan.

Las similitudes encontradas en el ensamble de micromamíferos se asocian a tipos de biotopos más que a áreas al interior o exterior del parque (Figura N°3). Se obtuvo dos grupos: uno con topografía abrupta donde predomina la vegetación nativa (escollos) y otro con una mayor presencia de aguas permanentes o estacionales (quebradas, playas y praderas húmedas). Los escollos costeros con vegetación nativa (puntos A y D) ofrecen mayor protección y refugio a las especies dada por la vegetación nativa abundante y topografía abrupta que dificulta el paso de personas, ganado o animales domésticos; a pesar de que el punto A se encuentra al interior del Bioparque.

Los escollos ofrecen condiciones abióticas particulares de disponibilidad de agua, temperatura humedad y pH que permiten la sobrevivencia de plantas (Fitzsimons & Michael, 2017) y sirven de refugio para especies endémicas (Milchunas & Noy-Meir, 2002). La diversidad de plantas y su complejidad estructural aumenta en los escollos, lo que genera condiciones favorables para que prosperen los animales que tienen su refugio, sitios de anidación o áreas de alimentación en este hábitat (Araújo *et al.*, 2006; De la Luz *et al.*, 2008).

Por el contrario, los puntos B, C y E de aguas – permanentes o estacionales – presentan menor cobertura vegetal y una topografía más plana, caracterizada por pequeños matorrales, donde el acceso de personas, ganado y animales domésticos es directo. El acceso de personas a los diferentes puntos de muestreo es mayor al interior del Bioparque producto de la carga turística de este, contrario a lo que sucede al norte de la plataforma costera donde la presencia antrópica es menor.

Se capturaron siete de las nueve especies de micromamíferos endémicos/nativos descritos para la zona; la especie *Spalacopus cyanus* se registró mediante avistamientos, faltando sólo el roedor *Abrocoma bennetti* (Iriarte, 2008; Meserve & Glanz, 1978). Si bien se capturó igual cantidad de especies dentro y fuera del Bioparque, sólo se capturaron especies sinantrópicas (*M. musculus* y *R. norvegicus*) en el ambiente de playa ubicado al interior del parque. El aumento de restos orgánicos debido a las actividades extractivas de los algueros de orilla podría favorecer la disponibilidad de alimento para estos roedores. Además, en la vegetación circundante a esta playa de bolsillo se ubican senderos vinculados con las actividades turísticas del Bioparque, por lo que no se descarta que existan otros focos de restos orgánicos que favorezcan la movilidad de estas especies durante el año debido a su cercanía con el centro poblado de Los Molles (GORE, 2018). El sector de playa es el único punto costero de este estudio con presencia de actividades antrópicas distintas al turismo, por lo que es necesario incluir otros lugares de similares características fuera del Bioparque en estudios posteriores.

Por el contrario, en el exterior del Bioparque sólo se registraron especies endémicas y nativas, siendo los escollos de vegetación nativa (punto D) donde se registró la mayor cantidad

de especies, lo que podría explicarse por la mayor heterogeneidad de ambientes que brindan refugio y fuentes de alimento para un mayor número de especies (Vergara *et al.*, 2014). En términos topográficos, los escollos presentan cierto grado de aislamiento frente a las actividades ganaderas que se desarrollan en el sector, generando mejores condiciones de refugio que en los otros puntos de muestreo, favoreciendo la presencia de especies como *O. degus* y *A. longipilis* las cuales fueron capturadas exclusivamente en este biotopo de escollos de vegetación nativa (D). A diferencia de los escollos del punto (A) que se ubica al interior del parque, en el biotipo (D) la presencia antrópica es muy baja, puesto que no recibe carga turística en ningún período del año y tampoco colinda con un centro poblado, lo que junto con la mayor heterogeneidad del paisaje y presencia de escollos podría explicar la mayor presencia de especies endémicas y la ausencia de especies sinantrópicas.

O. lunatus fue la única especie capturada en categoría de conservación Vulnerable y *T. elegans*, *A. longipilis*, *O. degus*, *P. darwini*, *O. longicaudatus* y *A. olivacea* en categoría de Preocupación Menor (IUCN, 2020; MMA, 2020), situación especialmente relevante considerando que *O. lunatus* se registró en cuatro de los cinco puntos de muestreo, dentro y fuera del Bioparque. Las especies sinantrópicas *M. musculus* y *R. norvegicus* no presentan categoría de conservación al ser consideradas como especies negativas para el medio ambiente (Jaksic *et al.*, 2002). La cantidad de especies capturadas serían un reflejo del buen estado de conservación de la plataforma costera, fundamentando la necesidad de protección de esta área frente a amenazas externas como la falta de regulación de los instrumentos normativos de planificación territorial o los cambios de uso de suelo que atentan contra la biodiversidad.

Si bien los análisis no mostraron diferencias en la riqueza específica ni índice de biodiversidad de Margalef entre el Bioparque (más intervenido) y su exterior (menos intervenido), resulta interesante que el mayor número de especies endémicas y nativas capturadas (5 especies dentro del área protegida y 7 fuera de ella) y su mayor abundancia fue fuera del Bioparque en las áreas aledañas que tienen una menor presión antrópica. Se ha reportado que el mayor número de especies nativas y/o endémicas se encuentran al interior de las áreas protegidas – públicas o privadas – y que en su exterior se debería encontrar un área de amortiguación cuya función es disminuir los impactos sobre la biodiversidad que se encuentra al interior del área protegida mediante la implementación de usos de suelo sustentable, presentando una disminución gradual de la biodiversidad (Pasian *et al.*, 2015). Interesantemente, de acuerdo con los resultados de este estudio, el Bioparque se comportaría como una pequeña área de amortiguación, que disminuye el impacto de las perturbaciones antrópicas asociadas al turismo hacia el norte de la plataforma costera la cual es parte del sitio prioritario para la conservación los Molles-Pichidanguí (CONAMA, 2007). Además, el Bioparque colinda en su totalidad con la localidad de Los Molles lo que favorece su acceso directo, mientras que en su exterior la plataforma costera posee cierta lejanía respecto del centro urbano más cercano, y con baja accesibilidad, y presencia de elementos disruptivos que la delimitan e impiden el desarrollo de asentamientos urbanos a su alrededor, como la Ruta 5 Norte (GORE, 2018). Lo anterior facilitaría una mayor presencia de especies endémicas y nativas en el exterior del Bioparque.

La densidad de los micromamíferos tiende a disminuir en hábitat nativos perturbados y la calidad del hábitat disminuye con la pérdida de complejidad del hábitat (Fontúrbel, 2012; Saavedra & Simonetti, 2005). Esto se corroboró en nuestro estudio, en el cual la mayor abundancia de los

micromamíferos se registró para las especies endémicas y nativas al exterior del parque y fue menor al interior del parque donde existe un mayor efecto antrópico dado por el turismo, algarros de orilla y presencia de perros. Además, sólo dentro del parque se registró las especies sinantrópicas *M. musculus* y *R. norvegicus*, propias de lugares más intervenidos (Barros *et al.*, 2014).

Además, este estudio sugiere que el Bioparque Puquén está cumpliendo una función fundamental como área de amortiguación de la franja costera colindante, la cual es parte del sitio prioritario para la conservación de la biodiversidad (CONAMA, 2007). Recientemente se anunció la creación del Santuario de la Naturaleza Cerro San Inés (Napolitano *et al.*, 2020). Sin embargo, los resultados de este estudio sugieren que la franja costera colindante al parque debería ser protegida a la brevedad, dado que alberga una mayor abundancia de especies de micromamíferos que el área protegida y especies endémicas como *O. degus* y *A. longipilis* que no se detectaron en el parque. Además, las similitudes del ensamble de micromamíferos asociadas al tipo de biotopo sugieren que para lograr una conservación efectiva se deben resguardar más que áreas específicas, zonas con cierto tipo de vegetación y paisajes específicos como lo son las zonas de escollos que presentan una mayor heterogeneidad del paisaje y las zonas de quebradas y aguas permanentes o estacionales. Esto da cuenta de la importancia de conservar áreas de gran tamaño que alberguen distintos tipos de biotopos. Urge proteger la mayor parte posible de la franja costera estudiada en este trabajo para asegurar la conexión de las poblaciones que habitan en cada biotopo mediante la utilización de corredores biológicos como el caso de la Quebrada Manantiales para conectar el cerro Santa Inés con áreas de la franja costera como se reportó para la güiña *Leopardus guigna* (Napolitano *et al.*, 2020). En nuestro trabajo se estudió la Quebrada Agua Salada que podría cumplir un rol similar. En este tipo de biotopo de quebradas estacionales (C) que se encuentra al exterior del parque se capturó a tres especies endémicas, la yaca *T. elegans*, el roedor sigmodontino *P. darwini* y el roedor octodontino *O. lunatus* que es la única especie del estudio catalogada como vulnerable. Además, se capturó a los roedores nativos *A. olivacea* y *O. longicaudatus*.

Es interesante notar que el biotopo de quebrada (C) se agrupa con el ambiente de playa y el de praderas con aguas estacionales, lo que sugiere una mayor conexión entre este tipo de biotopos que conecta al de playa (B) al interior del Bioparque con los biotopos de quebrada estacional (C) y praderas con aguas estacionales (E) al exterior del parque (Figura N°3). Algo similar ocurriría para el grupo que asocia al biotopo de escollos y acantilados costeros (A) al interior del parque con el biotopo de escollos con vegetación nativa (D) al exterior del parque (Figura N°3). La separación por similitud de ensambles de micromamíferos en dos grupos que contienen biotopos al interior y exterior del área protegida privada da cuenta de la necesidad de proteger ambas áreas para conservar las poblaciones de las especies de micromamíferos capturadas en este estudio.

Una estrategia de conservación efectiva requiere que se conserven ambos grupos de biotopos detectados en este estudio en base a la similitud del ensamble de micromamíferos, en biotopos de escollos con formaciones de vegetación nativa densa y los biotopos de praderas y aguas estacionales, dado que procesos claves para la estabilidad de un ecosistema tales como los ciclos de nutrientes y la dispersión de semillas por animales requiere la conexión entre los distintos componentes del paisaje (Hunter *et al.*, 2017; Schmitz *et al.*, 2018).

La urgencia de proteger la franja costera adyacente al parque se hace más notoria al ser en esta área donde se registró exclusivamente a dos de las especies endémicas capturadas en este

estudio, *O. degus* y *A. longipilis*. En el caso de *A. longipilis*, era considerada una especie nativa que habitaba en Chile y Argentina, y con una amplia distribución en Chile desde aproximadamente los 30°S hasta la región de Magallanes. Sin embargo, recientemente quedó restringida entre los 30° y los 35,15° quedando como una nueva especie endémica para Chile Mediterráneo (Teta & Pardiñas, 2014).

La variabilidad genética también es parte de la biodiversidad y respecto a algunas de las especies registradas en este estudio corresponderían a los siguientes linajes genéticos: *T. elegans* al linaje Aconcagua (Boric-Bargetto, 2015; Boric-Bargetto *et al.*, en revisión), *A. longipilis* al linaje norte (Valdez *et al.*, 2020), *P. darwini* al linaje B (Gutiérrez-Tapia & Palma, 2016), *O. degus* al linaje norte (Valladares, 2009), *A. o. olivacea* (Rodríguez-Serrano *et al.*, 2006) y *O. l. longicaudatus* (Palma *et al.*, 2012). Además, en los alrededores del sitio prioritario para la conservación Los Molles-Pichidangui se han reportado especies híbridas de plantas y animales (Correa *et al.*, 2013; Frías, 2005; Schulte *et al.*, 2010).

En la situación normativa actual asociada al área de estudio, no existe un Instrumento de Planificación Territorial (IPT) actualizado que determine las actividades que se pueden – o no – realizar en el sector. Según el Plan Regulador Intercomunal Satélite Borde Costero Norte (PIV-SBCN, 1996), el Bioparque Puquén corresponde a una zona de extensión urbana proyectada con objeto de consolidar el asentamiento urbano existente, mientras que el resto de la plataforma costera corresponde a una zona de protección con usos limitados, tales como el hospedaje, uso científico, cultural y esparcimiento (MINVU, 1996). No obstante, actualmente el PIV-SBCN no se ajusta a la normativa urbana vigente y el área ha sido catalogada como área rural (GORE, 2018). Las carencias del plan se subsanan con las disposiciones generales contenidas en la Ordenanza General de Urbanismo y Construcciones (OGUC) (MINVU, 1992), situación que representa una amenaza para la conservación del área debido a que la OGUC establece una subdivisión predial y cantidad de viviendas mínima por predio en áreas rurales, favoreciendo cambios en el uso actual del suelo que dificultan la conservación de la biodiversidad.

La carencia de estudios relacionados a la planificación urbana asociada a la conservación puede resultar en que cambios a la normativa de uso de suelo para terrenos de alto valor ecosistémico generen islas de biodiversidad que paulatinamente pierden su función (Moreira-Muñoz & Salazar, 2014). En este sentido, es necesario considerar estudios que evalúen el grado de conservación de diferentes áreas, ya sea para asegurar su protección y conservación mediante la no intervención de estas o para mejorar e implementar un sistema de gestión que asegure la conservación de las especies que habitan los diferentes sitios a intervenir.

Conclusiones

El Bioparque concentra la carga turística en su interior durante todo el año, puesto que es un atractivo turístico que en período estival se encuentra abierto al público y durante el invierno presenta un gran número de visitas informales (GORE, 2018). Se caracteriza por tener un turismo sustentable y de bajo impacto con el medio ambiente, al tener senderos predefinidos y una serie de restricciones y normas de seguridad que garantizan la preservación del sitio. Sin embargo, se ha reportado que la carga turística y la cercanía con centros poblados estaría favoreciendo

la presencia de especies sinantrópicas como *M. musculus* y *R. norvegicus* – en lugares donde se desarrolla turismo de manera constante (Barros et al., 2014). Por el contrario, el exterior del Bioparque se observaron mejores condiciones para la conservación de especies endémicas y nativas, ausencia de especies sinantrópicas y de actividades antrópicas que generen un impacto significativo sobre la biodiversidad del sitio (incluyendo el turismo), cierto grado de aislamiento y lejanía de centros urbanos. Por lo tanto, este estudio sugiere que se requieren más estudios comparativos entre distintas áreas para determinar cuáles son las que albergan mayor riqueza y diversidad de especies, que se debe incluir para la conservación de especies a áreas aledañas que amortigüen los impactos antrópicos, y que se requiere una normativa adecuada para una mejor conservación de las especies con características idiosincráticas como las que habitan en la zona central de Chile, algunas de las cuales, se encuentran fuertemente amenazadas.

Referencias

ACKERLY, D.D., STOCK, W.D., & SLINGSBY, J.A. Geography, climate, and biodiversity: the history and future of mediterranean-type ecosystems. En: ALLSOPP, N., COLVILLE, J.F., VERBOOM, G. A. (eds.), *Fynbos: ecology, evolution, and conservation of a megadiverse region*. Oxford: Oxford University Press, 2014, p. 361-375.

ALANIZ, A.J., GALLEGUILLOS, M., & PEREZ-QUEZADA, J.F. Assessment of quality of input data used to classify ecosystems according to the IUCN Red List methodology: The case of the central Chile hotspot. *Biological Conservation*, 2016, Vol. 204, p. 378-385. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.038>

ARAÚJO, A.P.A., DE PAULA, J.D.A., CARNEIRO, M.A.A., & SCHOEREDER, J.H. Effects of host plant architecture on colonization by galling insects. *Austral Ecology*, 2006, Vol. 31, Nº3, p. 343-348. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01563.x>

ARMESTO, J.J., MANUSCHEVICH, D., MORA, A., SMITH-RAMIREZ, C., ROZZI, R., ABARZÚA, A.M., & MARQUET, P.A. From the Holocene to the Anthropocene: A historical framework for land cover change in southwestern South America in the past 15,000 years. *Land Use Policy*, 2010, Vol. 27, Nº2, p. 148-160. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.07.006>

ARROYO, M.T.K., CAVIERES, L., MARTICORENA, C., & MUÑOZ-SCHICK, M. Convergence in the Mediterranean Floras in Central Chile and California: Insights from Comparative Biogeography. En: ARROYO, M.T.K., ZEDLER, P.H., FOX, M.D. (eds.), *Ecology and biogeography of mediterranean ecosystems in Chile, California, and Australia*. New York: Springer-Verlag, 1995, p. 43-88.

BARROS, A., MONZ, C., & PICKERING, C. Is tourism damaging ecosystems in the Andes? Current knowledge and an agenda for future research. *AMBIO*, 2014, Vol. 44, Nº2, p. 82-98. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0550-7>

BORIC-BARGETTO, D. Sistemática y biogeografía del género *Thylamys* implicancias para la filogeografía de *Thylamys elegans* (Didelphidae, Didelphimorphia), un Marsupial endémico de Chile Mediterráneo. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas. 2015.

BORIC-BARGETTO, D., ZÚÑIGA-REINOSO, A., INOSTROZA-MICHEL, O. RODRÍGUEZ-SERRANO, E. GONZÁLEZ-ACUÑA, D., PALMA, R.E., & HERNÁNDEZ, C.E. A comprehensive overview of the genetic diversity in *Thylamys elegans* (Didelphimorphia: Didelphidae): establishing the phylogeographic determinants. *Revista Chilena de Historia Natural*, en revisión.

BORSODORF, A., MERGILI, M., & ORTEGA, L.A. La Reserva de la Biósfera Cinturón Andino, Colombia. ¿Una región modelo de estrategias de adaptación al cambio climático y el desarrollo regional sustentable? *Revista de Geografía Norte Grande*, 2013, N°55, p. 7-18. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022013000200002>

BORSODORF, A., & ARAYA-ROSAS, P. El modelo de Reservas de la Biosfera: conceptos, características e importancia. En: BORSODORF, A., MOREIRA-MUÑOZ, A. (eds.), *Reservas de la Biosfera de Chile – Laboratorio para la Sustentabilidad*. Santiago: Academia de Ciencias Austríaca, Pontificia Universidad Católica de Chile, Instituto de Geografía, serie Geolibros 17., 2014, p. 4-20.

BOZINOVIC, F., & GALLARDO, P. The water economy of South American desert rodents: From integrative to molecular physiological ecology. *Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology*, 2006, Vol. 142, N°3-4, p. 163-172. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2005.08.004>

CABEZA, M., & MOILANEN, A. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution*, 2001, Vol. 16, N°5, p. 242-248. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02125-5](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02125-5)

CHESTER, S. *Flora y fauna de Chile. Guía de identificación*. Barcelona, España: Lynx Edicions. 2016.

CONAMA-PNUD. *Estrategia y Plan de Acción para la Conservación de la Diversidad Biológica*. Región de Valparaíso. 2005.

CONAMA. *Información Ambiental Sitio Prioritario de Biodiversidad Los Molles-Pichidanguí. Región de Valparaíso*. Valparaíso: Informe Ingeniería Ambiental & Biotecnología. 2007.

CORREA, C., MENDEZ, M.A., ARAYA, S., LOBOS, G., PALMA, R.E., MÉNDEZ, M.A., ARAYA, S., LOBOS, G., & PALMA, R.E. A hybrid zone of two toad sister species, *Rhinella atacamensis* and *R. arunco* (Anura: Bufonidae), defined by a consistent altitudinal segregation in watersheds. *Revista Chilena de Historia Natural*, 2013, Vol. 86, N°2, p. 115-125.

CROUZEILLES, R., LORINI, M.L., & GRELE, C.E.V. The importance of using sustainable use protected areas for functional connectivity. *Biological Conservation*, 2013, Vol. 159, p. 450-457. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.10.023>

DALE, V.H., & BEYELER, S.C. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 2001, Vol. 1, N°1, p. 3-10. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(01\)00003-6](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(01)00003-6)

DE LA LUZ, J.L.L., REBMAN, J., DOMÍNGUEZ-LEÓ, M., & DOMÍNGUEZ-CADENA, R. The vascular flora and floristic relationships of the Sierra de La Giganta in Baja California Sur, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 2008, Vol. 79, N°1, p. 29-65.

ECHEVERRIA, C., COOMES, D., SALAS, J., REY-BENAYAS, J.M., LARA, A., & NEWTON, A. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation*, 2006, Vol. 130, N°4, p. 481-494. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.017>

FERNANDEZ, I.C., MORALES, N., MARTIN, S., GOMEZ, M., & MONTENEGRO, G. Restauración Ecológica para Ecosistemas Nativos afectados por Incendios Forestales. Santiago, Chile: Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile. 2010.

FITZSIMONS, J.A., & MICHAEL, D.R. Rocky outcrops: A hard road in the conservation of critical habitats. *Biological Conservation*, 2017, vol. 211, p. 36-44. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.019>

FLORES-MEZA, S., KATURANIC-NUÑEZ, M., ROVIRA-SOTO, J., & REBOLLEDO-GONZÁLEZ, M. Identificación de áreas favorables para la riqueza de fauna vertebrada en la zona urbana y periurbana de la Región Metropolitana, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 2013, Vol. 86, N°3, p. 265-277. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2013000300004>

FONTÚRBEL, F.E. Does habitat degradation cause changes in the composition of arboreal small mammals? A small-scale assessment in Patagonian temperate rainforest fragments. *Revista Latinoamericana de Conservación*, 2012, Vol. 2, p. 68-72.

FRÍAS, D. *Trupanea simpatrica* a new species of Tephritinae (Diptera:Tephritidae) infesting an endemic *Haplopappus* hybrid (Asteraceae) in Chile. *Acta Entomológica Chilena*, 2005, Vol. 29, N°1, p. 13-45.

FUENTES, N., SALDAÑA, A., KÜHN, I., & KLOTZ, S. Climatic and socio-economic factors determine the level of invasion by alien plants in Chile. *Plant Ecology & Diversity*, 2015, Vol. 8, N° 3, p. 371-377. <https://doi.org/10.1080/17550874.2014.984003>

GARCÍA, K., ORTIZ ZAPATA, J., AGUAYO, M., & D'ELIA, G. Assessing rodent community responses in disturbed environments of the Chilean Patagonia. *Mammalia*, 2013, Vol. 77, N°2, p. 195-204. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2011-0134>

GARDNER, T.A., CARO, T., FITZHERBERT, E.B., BANDA, T., & LALBHAI, P. Conservation value of multiple-use areas in East Africa. *Conservation Biology*, 2007, Vol. 21, N°6, p. 1516-1525. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00794.x>

GORE. Expediente para la solicitud de declaración de Santuario de la Naturaleza: Corredor Biológico Terraza Costera Los Molles - Cerro Imán. Valparaíso, Chile. 2018.

GUERRERO, P.C., ANTINAO, C.A., VERGARA-MERIÑO, B., VILLAGRA, C.A., & CARVALLO, G.O. Bees may drive the reproduction of four sympatric cacti in a vanishing coastal mediterranean-type ecosystem. *PeerJ*, 2019, Vol. 7, p. e7865. <https://doi.org/10.7717/peerj.7865>

GURRUTXAGA, M. Efectos de la fragmentación de hábitats y pérdida de conectividad ecológica dentro de la dinámica territorial. *Polígonos. Revista de Geografía*, 2006, Vol. 16, p. 33-54. <http://dx.doi.org/10.18002/pol.v0i16.410>

GUTIÉRREZ, J.R., MESERVE, P.L., KELT, D.A., ENGILIS JR, A., PREVITALI, M.A., MILSTEAD, W.B., & JAKSIC, F.M. Long-term research in Bosque Fray Jorge National Park: Twenty years studying the role of biotic and abiotic factors in a Chilean semiarid. *Revista Chilena de Historia Natural*, 2010, Vol. 83, N°1, p. 69-98.

GUTIÉRREZ-TAPIA, P., & PALMA, R.E. Integrating phylogeography and species distribution models: cryptic distributional responses to past climate change in an endemic rodent from the central Chile hotspot. *Diversity and Distributions*, 2016, Vol. 22, N°6, p. 638-650. <https://doi.org/10.1111/ddi.12433>

HAMMER, Ø., HARPER, D.A., & RYAN, P.D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica. Current Science*, 2001, Vol. 4, p. 2-9.

HOPE, A.G., WALTARI, E., MORSE, N.R., FLAMME, M.J., COOK, J.A., & TALBOT, S.L. Small mammals as indicators of climate, biodiversity, and ecosystem change. *Alaska Park Science*, 2017, Vol. 16, N°1, p. 72-78.

HUNTER, M.L., ACUÑA, V., BAUER, D.M., BELL, K.P., CALHOUN, A.J.K., FELIPE-LUCIA, M.R., FITZSIMONS, J.A., GONZÁLEZ, E., KINNISON, M., LINDENMAYER, D., LUNDQUIST, C.J., MEDELLIN, R.A., NELSON, E.J., & POSCHLOD, P. Conserving small natural features with large ecological roles: A synthetic overview. *Biological Conservation*, 2017, Vol. 211, p. 88-95. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.12.020>

IRIARTE, A. *Mamíferos de Chile*. Barcelona: Lynx Ediciones. 2008.

IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species. The IUCN Red List of threatened species v2020-2, 2020. <https://www.iucnredlist.org/>.

JAKSIC, F.M., IRIARTE, J.A., JIMÉNEZ, J.E., & MARTÍNEZ, D.R. Invaders without frontiers: Cross-border invasions of exotic mammals. *Biological Invasions*, 2002, Vol. 4, p. 157-173. <https://doi.org/10.1023/A:1020576709964>

JONGMAN, R., & PUNGETTI, G. *Ecological Networks and Greenways Concept, Design, Implementation*. Cambridge: Cambridge University Pres. 2004.

KELT, D.A., BROWN, J.H., HESKE, E.J., MARQUET, P.A., MORTON, S.R., REID, J.R.W., ROGOVIN, K.A., & SHENBROT, G. Community structure of desert small mammals: comparisons across four continents. *Ecology*, 1996, Vol. 77, N°3, p. 746-761. <https://doi.org/10.2307/2265499>

LUEBERT, F., & PLISCOFF, P. *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile*. Santiago: Editorial Universitaria. 2018.

MAIA, V.C., & VILLAGRA, C.A. A new genus and species of Lasiopteridi (Diptera, Cecidomyiidae) on *Haplopappus foliosus* (Asteraceae) from Chile. *Revista Brasileira de Entomologia*, 2017, Vol. 61, N°2, p. 162-169. <https://doi.org/10.1016/j.rbe.2017.03.004>

MARQUET, P.A. Diversity of Small Mammals in the Pacific Coastal Desert of Peru and Chile and in the Adjacent Andean Area - Biogeography and Community Structure. 1994.

MARQUET, P.A., TOGNELLI, M., BARRIA, I., ESCOBAR, M., GARIN, C., & SOUBLETTE, P. How well are Mediterranean ecosystems protected in Chile? Insights from gaps in the conservation of Chilean vertebrates. Proceedings 10th MEDECOS conference. Rhodes, Greece: Millpress, Rotterdam, 2004, p. 1-4.

MERLOTTO, A., PICCOLO, M.C., & BÉRTOLA, G.R. Crecimiento urbano y cambios del uso/cobertura del suelo en las ciudades de Necochea y Quequén, Buenos Aires, Argentina. *Revista de Geografía Norte Grande*, 2012, N°53, p. 159-176. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022012000300010>

MESERVE, P.L., & GLANZ, W.E. Geographical Ecology of Small Mammals in the Northern Chilean Arid Zone. *Journal of Biogeography*, 1978, Vol. 5, N°2, p. 135. <https://doi.org/10.2307/3038168>

MESERVE, P.L., & KELT, D.A. The Role of Aridity and Isolation on Central Chilean Small Mammals: A Reply to Caviedes & Iriarte (1989). *Journal of Biogeography*, 1990, Vol. 17, N°6, p. 681-684. <https://doi.org/10.2307/2845149>

MILCHUNAS, D.G., & NOY-MEIR, I. Grazing refuges, external avoidance of herbivory and plant diversity. *Oikos*, 2002, Vol. 99, N°1, p. 113-130. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.990112.x>

MILLS, J.N., YATES, T.L., CHILDS, J.E., PARMENTER, R.R., KSIAZEK, T.G., ROLLIN, P.E., & PETERS, C.J. Guidelines for Working with Rodents Potentially Infected with Hantavirus. *Journal of Mammalogy*, 1995, Vol. 76, N°3, p. 716-722. <https://doi.org/10.2307/1382742>

MINAGRI. Ley 18362 que crea un Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado. Santiago de Chile: Ministerio de Agricultura. 1984.

Minitab® Statistical Software. State College, Pensilvania. 2018. www.minitab.com.

MINVU. Ordenanza General de Urbanismo y Construcciones. Santiago de Chile: Ministerio de Vivienda y Urbanismo. 1992.

MINVU. Modificación Plan Intercomunal de Valparaíso Comunas de Puchuncaví-Zapallar-Papudo-La Ligua, Satélite Borde Costero Norte. Valparaíso, Chile: Ministerio de Vivienda y Urbanismo. 1996.

MIRANDA, A., ALTAMIRANO, A., CAYUELA, L., LARA, A., & GONZÁLEZ, M. Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. *Regional Environmental Change*, 2017, Vol. 17, N°1, p. 285-297. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-1010-7>

MITTERMEIER, R.A., GIL, P.R., HOFFMAN, M., PILGRIM, J., & BROOKS, T. *Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. Washington, DC. Ciudad de México, Mexico: CEMEX, 2004.

MMA. Ley 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente. Santiago de Chile: Ministerio del Medio Ambiente. 2016.

MMA. Áreas Protegidas de Propiedad Privada, 2017. <http://www.ide.cl/descarga/capas/item/areas-protegidas-propiedad-privada.html>.

MMA. Reglamento de Clasificación de Especies, 2020. <https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/>.

MOREIRA-MUÑOZ A. Mainland Regions: Central Chile Ecoregion. En: HOBOHM, C. (eds.), *Endemism in Vascular Plants. Series Plant and Vegetation* 9. Dordrecht: Springer, 2013

MOREIRA-MUÑOZ, A., & SALAZAR, A. Reserva de la Biosfera La Campana – Peñuelas: micro-región modelo para la planificación del desarrollo regional sustentable. En: MOREIRA-MUÑOZ, A., BORSODORF, A. (eds.), *Reservas de la Biosfera de Chile: Laboratorios para la Sustentabilidad*. Innsbruck and Santiago de Chile: Austrian Academy of Science and Pontificia Universidad de Chile, 2014, p. 106-122.

MORENO, P.I., VILLAGRÁN, C., MARQUET, P.A., & MARSHALL, L.G. Quaternary paleobiogeography of northern and central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 1994, Vol. 67, p. 487-502.

MORRONE, J.J. Biogeographic areas and transition zones of Latin America and the Caribbean islands based on panbiogeographic and cladistic analyses of entomofauna. *Annual Review of Entomology*, 2006, Vol. 51, p. 467-494. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.50.071803.130447>

MUÑOZ-PEDREROS, A., FLETCHER, S., YAÑEZ, J., & SANCHEZ, P. Diversity of small mammals in three environments of the National Reserve Lago Peñuelas, Región de Valparaíso, Chile. *Gayana*, 2010, Vol. 74, p. 1-11. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382010000100003>

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., DA FONSECA, G.A.B., & KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 2000, Vol. 403, N°6772, p. 853-858. <https://doi.org/10.1038/35002501>

NAPOLITANO, C., LARRAGUIBEL-GONZÁLEZ, C., CEPEDA-MERCADO, A.A., VIAL, P., & SANDERSON, J. New records of *Leopardus guigna* in its northern-most distribution in Chile: implications for conservation. *Revista Chilena de Historia Natural*, 2020, Vol. 93, N°7, p. 1-5. <https://doi.org/10.1186/s40693-020-00095-8>

NEWTON, A.C., DEL CASTILLO, R.F., ECHEVERRÍA, C., GENELETTI, D., GONZÁLEZ-ESPINOSA, M., MALIZIA, L.R., PREMOLI, A.C., REY BENAYAS, J.M., SMITH-RAMÍREZ, C., & WILLIAMS-LINERA, G. Forest landscape restoration in the drylands of Latin America. *Ecology and Society*, 2012, Vol. 17, N°1, p. 1-21.

OLSON, D.M., & DINERSTEIN, E. The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 2002, Vol. 89, N°2, p. 199-224. <https://doi.org/10.2307/3298564>

OTAVO, S., & ECHEVERRÍA, C. Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 2017, Vol. 88, N°4, p. 924-935. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.041>

PALMA, R.E., BORIC-BARGETTO, D., TORRES-PÉREZ, F., HERNÁNDEZ, C.E., & YATES, T.L. Glaciation Effects on the Phylogeographic Structure of *Oligoryzomys longicaudatus* (Rodentia: Sigmodontinae) in the Southern Andes. *PLoS ONE*, 2012, Vol. 7, N°3, p. e32206. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032206>

PALOMO, I., MARTÍN-LÓPEZ, B., POTSCHEIN, M., HAINES-YOUNG, R., & MONTES, C. National Parks, buffer zones and surrounding lands: Mapping ecosystem service flows. *Ecosystem Services*, 2013, Vol. 4, p. 104-116. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.09.001>

PASIAN, C., DI BLANCO, Y.E., FONTANA, J., & FARIÑA, N. Composición de mamíferos medianos y grandes de la reserva natural provincial rincón de santa maría (Corrientes, Argentina): Comparación con su zona de amortiguamiento y estado de conservación. *Mastozoología Neotropical*, 2015, Vol. 22, N°1, p. 187-194.

PAUCHARD, A., & VILLARROEL, P. Protected areas in Chile: History, current status, and challenges. *Natural Areas Journal*, 2002, Vol. 22, N°4, p. 318-330.

PAVEZ-FOX, M., & ESTAY, S.A. Correspondence between the habitat of the threatened pudú (Cervidae) and the national protected-area system of Chile. *BMC Ecology*, 2016, Vol. 16, N°1, p. 1-7. <https://doi.org/10.1186/s12898-015-0055-7>

PEÑA-EGAÑA, M., LOAYZA, A.P., & SQUEO, F.A. Are pulp consumers effective seed dispersers? Tests with a large-seeded tropical relict tree. *Biotropica*, 2018, Vol. 50, N°6, p. 898-907. <https://doi.org/10.1111/btp.12604>

PLISCOFF, P., & FUENTES-CASTILLO, T. Representativeness of terrestrial ecosystems in Chile's protected area system. *Environmental Conservation*, 2011, Vol. 38, N°3, p. 303-311. <https://doi.org/10.1017/S0376892911000208>

RAMBALDI, D.M., FERNANDES, R.V., & SCHMIDT, M.A.R. Private protected areas and their key role in the conservation of the Atlantic Forest biodiversity hotspot, Brazil. *Parks*, 2005, Vol. 15, p. 30-38.

RODRÍGUEZ-SERRANO, E., CANCINO, R.A., & PALMA, R.E. Molecular phylogeography of *Abrothrix olivaceus* (Rodentia : Sigmodontinae) in Chile. *Journal of Mammalogy*, 2006, Vol. 87, N°5, p. 971-980. <https://doi.org/10.1644/05-MAMM-A-393R2.1>

ROSAS-ROSAS, O.C., & VALDEZ, R. The Role of Landowners in Jaguar Conservation in Sonora, Mexico. *Conservation Biology*, 2010, Vol. 24, N°2, p. 366-371. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01441.x>

RUNDEL, P.W., ARROYO, M.T.K., COWLING, R.M., KEELEY, J.E., LAMONT, B.B., & VARGAS, P. Mediterranean Biomes: Evolution of Their Vegetation, Floras, and Climate. *Annual Review of Eco-*

logy, Evolution, and Systematics, 2016, Vol. 47, p. 383-407. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecol-sys-121415-032330>

SAAVEDRA, B., & SIMONETTI, J.A. Small mammals of Maulino forest remnants, a vanishing ecosystem of south-central Chile. *Mammalia*, 2005, Vol. 69, N°3-4, p. 337-348. <https://doi.org/10.1515/mamm.2005.027>

SCHAPHEER, C., LOPEZ-URIBE, M.M., VERA, A., & VILLAGRA, C.A. Distribution, habitat use and plant associations of *Moluchia brevipennis* (Saussure, 1864) (Blattodea: Ectobiidae): an endemic cockroach from Chilean Mediterranean Matorral biome. *Revista Brasileira de Entomologia*, 2017, Vol. 61, N°2, p. 114-122. <https://doi.org/10.1016/j.rbe.2017.02.001>

SCHMITZ, O.J., WILMERS, C.C., LEROUX, S.J., DOUGHTY, C.E., ATWOOD, T.B., GALETTI, M., DAVIES, A.B., & GOETZ, S.J. Animals and the zoogeography of the carbon cycle. *Science*, 2018, Vol. 362, N°1127, p. 1. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aar3213>

SCHULTE, K., SILVESTRO, D., KIEHLMANN, E., VESELY, S., NOVOA, P., & ZIZKA, G. Detection of recent hybridization between sympatric Chilean *Puya* species (Bromeliaceae) using AFLP markers and reconstruction of complex relationships. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 2010, Vol. 57, N°3, p. 1105-1119. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2010.09.001>

SCHULZ, J.J., CAYUELA, L., ECHEVERRIA, C., SALAS, J., & REY BENAYAS, J.M. Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975-2008). *Applied Geography*, 2010, Vol. 30, N°3, p. 436-447. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2009.12.003>

SERNATUR. Bioparque Puquén: Conservación natural en la costa de Los Molles, 2016. <https://www.chileestuyo.cl/Bioparque-puquen-conservacion-natural-en-las-costas-de-los-molles/>.

SIERRALTA, L., SERRANO, R., ROVIRA, J., & CORTÉS, C. Las áreas protegidas de Chile. Antecedentes, Institucionalidad, Estadísticas y Desafíos. Ministerio del Medio Ambiente. 2011

SIKES, R.S. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research and education. *Journal of Mammalogy*, 2016, Vol. 97, N°3, p. 663-688. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyw078>

SOTO OYARZÚN, L. Áreas Protegidas Privadas: Marco legal para el Parque Pumalín (Chile). Gland, Suiza. 2010.

TETA, P., & PARDIÑAS, U.F.J. Variación morfológica cualitativa y cuantitativa en *Abrothrix longipilis* (Cricetidae, Sigmodontinae). *Mastozoología Neotropical*, 2014, Vol. 21, N°2, p. 291-309.

TOGNETTI, M.F., DE ARELLANO, P.I.R., & MARQUET, P.A. How well do the existing and proposed reserve networks represent vertebrate species in Chile? *Diversity and Distributions*, 2008, Vol. 14, N°1, p. 148-158. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00437.x>

TORRES, A., VELÁSQUEZ, A., & LOBATO, J. Riqueza, diversidad y patrones de distribución espacial de los mamíferos. En: VELÁSQUEZ, A., TORRES, A., BOCCO, G. (eds.), *Las Enseñanzas de San Juan: Investigación Participativa para el Manejo Integral de Recursos Naturales*. Ciudad de México, D. F. Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2013, p. 277-299.

TORRES-PÉREZ, F., NAVARRETE-DROGUETT, J., ALDUNATE, R., YATES, T.L., MERTZ, G.J., VIAL, P.A., FERRÉS, M., MARQUET, P.A., & PALMA, R.E. Peridomestic small mammals associated with confirmed cases of human hantavirus disease in Southcentral Chile. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 2004, Vol. 70, N°3, p. 305-309. <https://doi.org/10.4269/ajtmh.2004.70.305>

TORRES-PÉREZ, F., PALMA, R.E., BORIC-BARGETTO, D., VIAL, C., FERRÉS, M., VIAL, P.A., MARTÍNEZ-VALDEBENITO, C., PAVLETIC, C., PARRA, A., MARQUET, P.A., & MERTZ, G.J. A 19 Year Analysis of Small Mammals Associated with Human Hantavirus Cases in Chile. *Viruses*, 2019, Vol. 11, N°9, p. 848. <https://doi.org/10.3390/v11090848>

UNDERWOOD, E.C., KLAUSMEYER, K.R., COX, R.L., BUSBY, S.M., MORRISON, S.A., & SHAW, M.R. Expanding the global network of protected areas to save the imperiled mediterranean biome. *Conservation Biology*, 2009, Vol. 23, N°1, p. 43-52. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01072.x>

UNEP-WCMC. *United Nations Environment Programme - World Conservation Monitoring Centre*. Cambridge, UK. 2010.

UNESCO. *Reservas de biósfera. La estrategia de Sevilla y el marco estatutario de la red mundial*. Managua, Nicaragua: FUNDAR. 2006.

URRUTIA-JALABERT, R., GONZÁLEZ, M.E., GONZÁLEZ-REYES, Á., LARA, A., & GARREAUD, R. Climate variability and forest fires in central and south-central Chile. *Ecosphere*, 2018, Vol. 9, N°4, p. e02171. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2171>

VALDEZ, L., QUIROGA-CARMONA, M., & D'ELÍA, G. Genetic variation of the Chilean endemic long-haired mouse *Abrothrix longipilis* in a geographical and environmental context. *PeerJ*, 2020, Vol. 8, p. e9517. <https://doi.org/10.7717/peerj.9517>

VALLADARES, J.P. *Variación geográfica de la conducta antidepredatoria del Octodon degus Molina 1782 bajo un contexto filogeográfico*. Universidad de Chile. 2009.

VALLADARES, J.P. Mamíferos terrestres de la Región de Atacama, Chile: Comentarios sobre su distribución y estado de conservación. *Gayana*, 2012, Vol. 76, N°1, p. 13-28. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382012000200003>

VERGARA, P.M., RIVERA-HUTINEL, A., FARIAS, A.A., COFRÉ, H., SAMANIEGO, H., & HAHN, I.J. Fauna y Perturbaciones ¿Cómo Responden los Animales del Bosque a las Perturbaciones Antropogénicas? En: DONOSO, C., GONZÁLEZ, M.E., LARA, A., DONOSO, P. (eds.), *Ecología Forestal: Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de los Bosques Nativos de Chile*. Universidad Austral de Chile, 2014, p. 235-254.

VIEIRA, M. V., OLIFIERS, N., DELCIELLOS, A.C., ANTUNES, V.Z., BERNARDO, L.R., GRELE, C.E.V., & CERQUEIRA, R. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. *Biological Conservation*, 2009, Vol. 142, N°6, p. 1191-1200. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.006>

XU, J., & MELICK, D.R. Rethinking the effectiveness of public protected areas in southwestern China. *Conservation Biology*, 2007, Vol. 21, N°2, p. 318-328. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00636.x>

