

Universidad de Buenos Aires
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales



**Estudio de la comunidad de roedores en un gradiente
norte-sur en el oeste de la provincia de Misiones**

-Tesis para optar por el título de Licenciada en Ciencias Biológicas-

Tesista: Milagros Galotta

Directora: María Victoria Vadell

Directora asistente: Isabel E. Gómez Villafañe

Lugar de trabajo: Laboratorio de Ecología de Poblaciones.
Departamento de Ecología, Genética y Evolución. Facultad de
Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.

Noviembre 2022
Buenos Aires, Argentina

Victoria Vadell
Investigadora adjunta CONICET

Milagros Galotta
Tesista

Isabel Gómez Villafañe
Investigadora CONICET

Estudio de la comunidad de roedores en un gradiente norte-sur en el oeste de la provincia de Misiones

Resumen

Misiones es la tercera provincia de Argentina con mayor riqueza de mamíferos, de los cuales un 18,33% son roedores. En esta provincia se encuentran representados por siete familias, siendo la familia Cricetidae la más diversa y numerosa del país, concentrando a las especies de menor tamaño, todas ellas incluídas dentro de la subfamilia Sigmodontinae. A partir de los antecedentes se plantea que: 1) los ensambles de pequeños roedores son ricos en especies, presentando entre nueve y 18 especies por sitio; 2) los ensambles más ricos estan en el ecotono entre las dos ecorregiones de la provincia; 3) la diversidad de un ensamble de pequeños roedores es mayor cuanto mayor sea la diversidad del paisaje; 4) la diferencia en la composición de los ensambles de pequeños roedores aumenta con la distancia espacial entre ellos; 5) la diferencia en la composición de los ensambles de pequeños roedores es mayor entre los pares de sitios con las mayores diferencias en características paisajísticas. El objetivo de este estudio fue describir la comunidad de pequeños roedores en un gradiente latitudinal en el oeste de Misiones. Para ello se recolectaron egagrópilas de *Tyto furcata* en seis localidades a lo largo de la ruta 12. Se separaron las ramas mandibulares, molares y cráneos, y se determinaron hasta el último nivel taxonómico posible mediante rasgos morfométricos. Se estimó la diversidad alfa, beta y gamma de los sitios. Se realizó un Análisis de Correspondencia para observar cómo se ordenan las especies a lo largo del gradiente latitudinal y se realizaron curvas de completitud de las muestras para observar si el número de individuos recolectados en cada uno de los sitios fue suficiente para describir de manera adecuada la comunidad de roedores. Se realizó un Análisis de Correspondencia Canónica para observar cómo se ordenan las especies en función de la cobertura del uso de suelo en cada uno de los sitios. Se recolectaron 361 egagrópilas correspondientes a 11 especies, nueve pertenecientes a la familia Cricetidae: *Akodon montensis*, *Brucepattersonius iheringi*, *Bibimys chacoensis*, *Calomys tener*, *Holochilus vulpinus*, *Necomys lasiurus*, *Nectomys squamipes*, *Oligoryzomys flavescens*, *Thaptomys nigrita* y dos a la familia Muridae, *Mus musculus* y *Rattus* sp. La diferencia entre las comunidades estuvo dada mayormente por el recambio de especies, observándose especies comunes a todos los sitios y especies de ocurrencia exclusiva asociado a las características paisajísticas de los diferentes sitios. La composición y diversidad de las especies de pequeños roedores en los distintos sitios no estaría asociada a la capacidad de dispersión o con la disponibilidad de nichos. El análisis de egagrópilas de *T. furcata*, permitió conocer la composición de pequeños roedores en distintos sitios a lo largo de la ruta nacional 12 y aportar información relevante para el conocimiento de las especies de roedores presentes en la provincia de Misiones.

palabras claves: Sigmodontinae, diversidad, paisaje, egagrópilas.

Study of the rodent communities, in a north-south gradient, in the west region of Misiones province

Abstract

Misiones is the third Argentine province with the highest mammal richness, of which 18,33% are rodents. In this province this group is represented by seven native families, being the Cricetidae family the biggest and most diverse, and the one that includes all the small species, all of which belong to the subfamily Sigmodontinae. Based on the information available on this topic, we propose that: 1) small rodent assemblages are rich in species, ranging between nine and 18 species 2) the richest assemblages are in the ecotone among the ecoregions of the province 3) the diversity of an assemblage of small rodents is greater when the diversity of the landscape is greater 4) assemblages of small rodents are more different as the spatial distance between them increases and 5) the assemblages of small rodents are more different between the places that present greater differences in landscape characteristics. The aim of this study was to describe the community of small rodents in a latitudinal gradient in western Misiones. *Tyto furcata* pellets were collected in six sites along route 12. Mandibular branches, molars and skulls were separated and determined to the last possible taxonomic level by morphometric traits. We estimated α , β and γ diversity for all the sites. A Correspondence Analysis was carried out to observe how the species are ordered along the latitudinal gradient. Completeness curves of the samples were made to observe if the number of individuals collected in each one of the sites was sufficient to adequately describe the rodent community. A Canonical Correspondence Analysis was carried out to observe how the species are ordered according to the land use cover in each of the sites. We collected 361 pellets corresponding to 11 species, nine were of the Cricetidae family: *Akodon montensis*, *Bucepattersonius iheringi*, *Bibimys chacoensis*, *Calomys tener*, *Holochilus vulpinus*, *Necomys lasiurus*, *Nectomys squamipes*, *Oligoryzomys flavescens*, *Thaptomys nigrita* and two belonging to Muridae family, *Mus musculus* y *Rattus* sp. The main difference between the communities was due to turnover of species, there were common species and other species where only found in a particular site, according to its landscape characteristics. The composition and diversity of the small rodent species found on the sampled sites appeared not to be related neither to their dispersion capacity nor to the niche availability. *T. furcata* pellets were a great tool to get to know about the composition of small rodents in different sites along route 12, providing relevant information for the knowledge of the rodent species present in the province of Misiones.

keywords: Sigmodontinae, diversity, landscape, pellets.

Agradecimientos

A mis directoras, Toya e Isa por acompañarme hasta este momento, guiándome siempre y enseñándome. Gracias a Toya por adoptarme esos días de muestreo en Iguazú, abriste las puertas de tu casa, invitándome a conocer a tu familia hermosa y por todos esos mensajes tranquilizadores. Gracias a Isa porque desde que ingresé al labo con ganas de hacer una pasantía no dudo en hacerme un lugar, siempre haciéndome sentir parte y gracias a eso el crecimiento personal y académico es inmenso.

A todos los que forman parte del Laboratorio de Ecología de Poblaciones de la FCEN-UBA, que desde el momento cero no dudaron un minuto en ayudarme con comentarios, análisis o con palabras alentadoras cuando el estrés era más fuerte, compartiendo su conocimiento y las anécdotas de muestreo. En especial a Rodri y Male, por tenerme una paciencia de oro con mis mil preguntas, por dejarme formar parte del muestro a Mburucuyá y enseñarme a abrir tranqueras, de eso no me olvido más. Gracias por esos almuerzos multitudinarios donde el tema de conversación iba desde algo serio hasta el debate más absurdo. La ciencia es más linda si es acompañada de estas personas.

A mi familia, que desde el comienzo de la carrera me vienen alentando y han soportado desde lagrimas hasta el malhumor, y el loop interminable de las presentaciones orales. A mis papás, que desde chiquitos nos enseñaron el amor por la naturaleza, y que siempre nos incentivaron a perseguir nuestros sueños. A mis hermanas, Mari y Flor que hoy no están cerca mío pero que siempre están presentes, aunque nos separen miles de kilómetros. A mi hermano, Franco, por esas largas noches de estudio, por esas comidas “elaboradas” y por esos cafés/mates a altas horas de la madrugada tratando de no quedarnos dormidos. A mi hermana Lau, porque siempre me dio su punto de vista más sincero, enseñándome y retándome cuando era necesario.

A mi sobrina, Cami (“pupe”), que desde que llegó es pura alegría y siempre logra sacarme una sonrisa en el momento justo.

A mis amigas/os, los que están desde hace años y los que conocí en la carrera, gracias por hacer estos años algo más lindo. En especial a mi mejor amiga y hermana por elección, Mai que desde el momento cero me acompañó y me escuchó en los momentos lindos y los no tan lindos, por esos mates lavados y esas horas de estudio que terminaban en charlas de la vida, siempre acompañándonos estando cerca o no. A Anto y Facu, mis dos ecólogos favoritos, los últimos años de la carrera no hubieran sido lo mismo sin ustedes, aprendí muchísimo y siempre van a ser los mejores compañeros de equipo, los adoro tanto como lo que tardaba el 503 en Pilar.

A todas esas personas que en algún momento estuvieron acompañándome en este camino largo pero hermoso, todas dejaron su marca.

A las instituciones que financiaron este estudio: Universidad de Buenos Aires, Consejo Nacional de Investigaciones en Ciencia y Técnica y a la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica. A la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, que me permitió formarme como Bióloga, pero más importante como persona.

A mi mamá,
la mujer más importante de mi vida

Índice

Resumen	1
Abstract	2
Agradecimientos	3
Introducción	6
Comunidad de roedores en Misiones	8
Objetivo general	13
Objetivos particulares	13
Hipótesis de trabajo	13
Materiales y métodos	14
Área de estudio	14
Obtención de las muestras	15
Preparación de las muestras e identificación	17
Caracterización de las comunidades de pequeños roedores	17
Composición del paisaje	19
Resultados	21
Descripción de los sitios muestreados	21
Descripción de la composición de las egagrópilas	24
Caracterización de las comunidades de pequeños roedores	25
Índices de diversidad de pequeños roedores y completitud del ensamble	27
Composición del paisaje	33
Discusión	40
Referencias bibliográficas	44

Introducción

A nivel global, el 45 % de las especies de mamíferos están representados por los roedores, siendo este grupo el más diverso (Jones *et al.*, 1999, D'Elia *et al.*, 2019) y el que incluye algunas de las especies globalmente menos conocidas (Formoso & Teta, 2019). Los roedores están presentes en todos los continentes, excepto la Antártida, habitando una gran diversidad de ambientes que van desde las tundras del hemisferio norte o desiertos andinos sumamente secos, hasta bosques tropicales y praderas templadas (Torres *et al.*, 2017).

Las especies de pequeños roedores desempeñan roles importantes en los ecosistemas, ya sea por la posición que ocupan en la cadena trófica (Love *et al.*, 2000) o la contribución que realizan al flujo de energía y nutrientes del ambiente a través de la dispersión de semillas (Aragón *et al.*, 2009; Lacher *et al.*, 2017). Este grupo abarca desde formas anfibias hasta arborícolas, cursoriales o semi fosoriales con hábitos tróficos que van desde la herbivoría más o menos estricta hasta la omnivoría y carnivoría (Voss, 1988; Torres *et al.*, 2017).

Argentina presenta una superficie continental de 2.791.810 km² (Barquez *et al.*, 2006), a lo largo de la que se registran 18 ecorregiones, lo cual resulta en una gran variedad de climas y topografía que se refleja en su importante diversidad de flora y fauna (Barquez *et al.*, 2006). Una de las ecorregiones más importantes en cuanto a biodiversidad es la Selva Paranaense (471.204 km²) que se extiende desde los faldeos occidentales de la Sierra del Mar, en Brasil, hasta el este de Paraguay y la provincia de Misiones (Figura 1). El nivel de especies endémicas, especies que no se encuentran en ningún otro lugar de la Tierra, dentro de la Selva Paranaense es muy grande, aspecto que hace que esta ecorregión sea de alta prioridad para la conservación (Placi & Di Bitetti, 2006). Posee parches de bosque remanente que todavía contienen el conjunto original de grandes vertebrados, entre los que se incluyen las harpías, felinos y también grandes herbívoros (Ligier, 1999).

La degradación del suelo y de la vegetación es un proceso extendido a lo largo del país. La mayoría de los bosques han sido explotados para obtener madera, y algunos son bosques secundarios que se están recuperando de la deforestación. Los fragmentos del bosque están, por lo tanto, compuestos por bosques primarios y secundarios en diferentes estadios de sucesión (Ligier, 1999). La expansión de la agricultura se ha identificado como la mayor causa que subyace al proceso de fragmentación de bosque en esta ecorregión (Ligier, 1999; Burgos, 2022). En Misiones, los monocultivos forestales, principalmente las plantaciones de pino, constituyen la mayor actividad económica de la provincia, y estas plantaciones están ubicadas en su mayoría cerca del río Paraná (Ligier, 1999). Los niveles de degradación de los bosques nativos afectan la composición de las especies de micromamíferos no voladores tanto a escala temporal como espacial (Barreto Caceres & Owen, 2019), resultando en una disminución del

tamaño poblacional y de la riqueza (Galliari & Goin, 1993; Fahrig, 1997; Pardini *et al.*, 2005) mientras que facilita el establecimiento de especies que pueden adaptarse más fácilmente a la nueva configuración espacial (Bradley & Altizer, 2006; Frascina *et al.*, 2014; Bovendorp *et al.*, 2017; Gonçalves *et al.*, 2018). Un ejemplo de esto es *Calomys* cf. *tener*, especie frecuente en las cercanías de Puerto Iguazú, en un área dominada por chacras, en la cual hasta hace algunas décadas estaba aparentemente ausente (Lanzone *et al.*, 2018).

Al ser tan extensa la superficie de la Argentina los límites precisos en la distribución de numerosos micromamíferos permanecen pobremente explorados (Jayat *et al.*, 2006) variando constantemente en función de nuevas investigaciones (Barquez *et al.*, 2006).

En Misiones, la información sobre los pequeños roedores es escasa y fragmentada tanto en aspectos taxonómicos, como distribucionales y ecológicos (Mares & Braun, 2000; Giraudo *et al.*, 2003; Massa, 2015), a pesar de ser la Selva Paranaense uno de los puntos calientes de diversidad mundial (Placi & Di Bitetti, 2006; Formoso & Teta, 2019). El conocimiento de la biodiversidad de especies que habitan los parches remanentes es una herramienta vital para el desarrollo de planes de conservación (Bonvicino *et al.*, 2002) permitiendo el registro de especies que no han sido recolectadas desde el año de su descripción original y que son sensibles a la perturbación del ambiente (Galliari & Pardiñas, 2021).

La distribución y la abundancia de las poblaciones animales fluctúa en el espacio y en el tiempo de acuerdo a las condiciones ambientales y a la calidad y disponibilidad de los recursos en el ambiente (Morris, 1987; Litvaitis *et al.*, 1994). En el caso de los pequeños mamíferos esto puede verse influenciado por la dieta, la disponibilidad de refugios, la cobertura vegetal, el clima, los microhábitats y la presencia o ausencia de otras especies de mamíferos en el lugar (Blair, 1940; Moro, 1991).

La diversidad biológica de las comunidades puede medirse de varias formas, basándose en los conceptos de diversidad alfa, beta y gamma introducidos por Whittaker (1960). La diversidad alfa (α) habla sobre la diversidad de especies en un sitio específico, es la diversidad a nivel local. Es cuantificable a través de la riqueza de especies o a través de índices que tienen en cuenta las frecuencias relativas de las especies. La diversidad gamma (γ) es la diversidad de especies a una escala regional, normalmente se calcula a través de la riqueza de todos los sitios estudiados (Whittaker, 1960). La diversidad beta (β) es la magnitud de cambio en la composición de especies de una comunidad, es decir la razón entre la diversidad gamma (regional) y la diversidad alfa (local) (Whittaker, 1960; Baselga & Gómez-Rodríguez, 2019). El estudio de la diversidad alfa, beta y gamma permite explorar cómo se producen los cambios en las comunidades biológicas en el espacio, a qué escalas geográficas y en relación con qué factores (Baselga & Gómez-Rodríguez, 2019). Existen dos teorías sobre la potencial composición de especies en un ensamble, una que la explica en base al potencial de dispersión de cada especie, y la otra que se basa en las condiciones abióticas del lugar. El primer caso,

conocido como “teoría neutral”, plantea que todas las especies son demográficamente y competitivamente equivalentes y que las diferencias entre ensamblajes se deben a la limitación en la dispersión de las especies (Legendre *et al.*, 2005). Por otro lado, el concepto de “filtrado ambiental” se enfoca en la relación entre los organismos y el ambiente, y plantea que no todos los organismos van a poder establecerse en un ambiente y persistir a las condiciones abióticas allí presentes (Kraft *et al.*, 2014).

Comunidad de roedores en Misiones

Misiones es la tercera provincia de Argentina con mayor riqueza de mamíferos (180 especies), de los cuales un 18,33% son roedores (Barquez *et al.*, 2006; Lanzone *et al.*, 2018). En esta provincia los roedores nativos están representados por siete familias: Caviidae con dos géneros y dos especies, Cricetidae con 17 géneros y 25 especies, Echimyidae con tres géneros y tres especies, y Cuniculidae, Dasyproctidae, Erethizontidae y Sciuridae con una sola especie cada una. De todas estas, la familia Cricetidae es la más diversa y numerosa, tanto de la provincia como del país, y la que concentra a las especies de menor tamaño, todas ellas incluídas dentro de la subfamilia Sigmodontinae (Teta & Jayat 2021; Lanzone *et al.*, 2018).

En un estudio de la comunidad de roedores sigmodontinos de provincia de Misiones realizado en el 2018 por Lanzone y colaboradores donde se estima la riqueza de la familia Cricetidae en cuadrículas de 25 km de lado, se indicó que ésta varía entre siete y 18 especies, donde los mayores valores de riqueza se concentran hacia el centro-sur de la provincia, región del ecotono entre la Selva Paranaense y la ecorregión de los Campos y Malezales (Lanzone *et al.*, 2018). Dentro de esta familia, los roedores sigmodontinos (subfamilia Sigmodontinae) son uno de los grupos más diversos de la provincia, con 25 especies registradas (Lanzone *et al.*, 2018; SAyDS-SAREM, 2019; Galliari & Pardiñas, 2021), de las cuales durante la última categorización de los micromamíferos propuesta por la Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos (SAREM), hay un total de cuatro especies vulnerables (VU), seis con datos insuficientes (DD), una en peligro (EN) y tres casi amenazadas (NT) (el resto como preocupación menor (LC); SAyDS-SAREM, 2019).

Se detalla a continuación la lista de especies sigmodontinas con registros dentro de Misiones agrupadas en tribus (Formoso & Teta, 2019):

Tribu Akodontini- Vorontzov, 1959

Comprende 16 géneros con casi 88 especies vivientes, constituyendo el segundo grupo más diverso de la subfamilia Sigmodontinae. Presentan una amplia distribución geográfica en América del Sur, con escasa presencia en Amazonía y virtualmente ausentes en Chile y en las altas latitudes de Argentina (Pardiñas *et al.*, 2017). La mayoría son de hábitos semi-fosoriales o terrestres (Carvalho Coutinho & Oliveira, 2017). En la provincia de Misiones esta tribu está representada por *Akodon montensis* (LC), Thomas 1913; *Akodon paranaensis* (DD), Christoff, Fagundes, Sbalqueiro, Mattevi y Yonenaga-Yassuda 2000; *Akodon philipmyersi* (EN), Pardiñas, D'Elía, Cirignoli y Suárez 2005; *Bibimys chacoensis* (NT), (Shamel 1931); *Blarinomys breviceps* (DD), (Winge 1887); *Bucepattersonius guarani* (DD), Mares & Braun 2000; *Bucepattersonius iheringi* (NT), (Thomas 1896); *Bucepattersonius misionensis* (DD), Mares & Braun, 2000; *Bucepattersonius paradisus* (DD), Mares & Braun 2000; *Castoria angustidens* (VU), (Thomas 1902); *Necromys lasiurus* (LC), (Lund 1840); *Oxymycterus rufus* (LC), (Fischer 1814) y *Thaptomys nigrita* (LC), (Lichtenstein 1829).



Figura 1. Individuo de *Akodon montensis* (Créditos Emanuelle Pasa) en la foto arriba izquierda, individuo de *Necromys lasiurus* (Créditos Gui Grazzini) arriba a la derecha, individuo de *Bucepattersonius* sp. (Panisse, 2015) abajo a la izquierda e individuo de *Thaptomys nigrita* (Panisse, 2015) abajo a la derecha.

Tribu Oryzomyini- Vorontzov, 1959

Es la tribu con mayor diversidad de especies y mayor distribución. Habitan desde el sur de América del Norte hasta Tierra del Fuego. La mayoría son de hábitos cursoriales, aunque algunas especies son arbóreas o semi acuáticas. Presentan una dieta omnívora y de hábitos nocturnos (Pardiñas *et al.*, 2017). En la provincia de Misiones esta tribu está representada por *Euryoryzomys russatus* (NT), (Wagner 1848); *Holochilus vulpinus* (LC), (Brants 1827); *Nectomys squamipes* (LC), Brants 1827; *Oligoryzomys flavescens* (LC), (Waterhouse 1837), *Oligoryzomys nigripes* (LC), (Olfers, 1818) y *Sooretamys angouya* (LC), (Fischer 1814).



Figura 2. *Euryoryzomys russatus* arriba la izquierda, individuo de *Holochilus vulpinus* (Créditos Darío Podestá) arriba a la derecha, individuo de *Nectomys squamipes* (Panisse, 2015) en el centro a la izquierda, individuo de *Oligoryzomys flavescens* en el centro a la izquierda, individuo de *O. nigripes* abajo a la izquierda e individuo de *Sooretamys angouya* (Vadell *et al.*, 2011) abajo a la derecha.

Tribu Phyllotini- Vorontzov, 1959

La tribu Phyllotini constituye una de las principales radiaciones de cricétidos del Nuevo Mundo, con la mayor diversidad de especies concentradas en el altiplano. Se distribuyen desde el Ecuador hasta el Estrecho de Magallanes, y desde la costa pacífica de Perú y este de Chile a través de Patagonia al sureste de Brasil. Se distribuyen principalmente en ambientes de pastizales, desiertos y semidesiertos (Barquez *et al.*, 2006). La mayoría de hábitos cursoriales pero algunas especies de hábitos arborícolas y otros acuáticos (Weksler & Percequillo, 2011). Se reconocen las especies *Calomys callidus* (LC), (Thomas, 1916) y *Calomys tener* (DD), (Winge 1887).



Figura 3. Individuo de *Calomys callidus* a la izquierda (Creditos Victoria Vadell) y *C. tener* a la derecha (Créditos Emanuelle Pasa).

Tribu Wiedomyini

En Misiones, esta tribu está representada únicamente por la especie *Juliomys pictipes* (VU), (Osgood 1933).



Figura 4. *Juliomys pictipes* (Créditos Emanuelle Pasa).

Sigmodontinae incertae sedis

Dentro de este grupo se encuentran los géneros sin afiliación tribal clara ni morfologías bien diferenciadas. La mayoría de las especies presentes en esta clasificación son endémicas de la Selva Paranaense (Smith & Patton, 1999). En Misiones se reconocen las especies *Abrawayaomys ruschii* (VU), Cunha & Cruz 1979 y *Delomys dorsalis* (VU), (Hensel 1872).



Figura 5. *Delomys dorsalis* (Créditos Andres Johnson).

Además de las familias de roedores nativos ya mencionadas, también se encuentra presente la familia Muridae, que contiene en su interior a los roedores del viejo mundo de la subfamilia Murinae, que se consideran exóticos en la Argentina. En Misiones está representada por las especies *Mus musculus* (Linnaeus, 1758), *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758) y *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769) (Lanzone et al., 2018).

La mayoría de los pequeños roedores son de hábitos nocturnos o crepusculares por lo que no suelen ser observados de manera directa, y que además, por su pequeño tamaño y morfología externa no muy diferente entre especies, deben ser capturados y manipulados para poder ser identificados (Patterson, 2002). Los métodos de captura viva para roedores (mediante trampas tipo jaula y Sherman) suelen presentar sesgos ya que las especies atraídas por el cebo de las trampas resultan sobreestimadas mientras que las especies que son menos atraídas permanecen subestimadas (Millán de la Peña et al., 2003; Andrade et al., 2016). Además, la eficiencia de captura se relaciona con los hábitos ecológicos de los mamíferos muestreados (fosoriales, arbóreos, terrestres, etc.) resultando en la ineficiencia de un solo tipo de trampas para estudiar la composición específica de una dada comunidad (Millán de la Peña et al., 2003; Andrade et al., 2016; Biedma et al., 2019). El análisis del contenido de egagrópilas de la lechuza de campanario (*Tyto furcata*), si bien también presenta ciertos sesgos, es considerado una buena herramienta alternativa para estudiar la disponibilidad de presas que ofrecen las comunidades de pequeños mamíferos de una localidad en un momento determinado (Massa, 2015; Andrade et al., 2016). A partir de este método es posible conocer la composición de

mamíferos, aportando información a las colecciones taxonómicas y permitiendo el desarrollo de planes de manejo y conservación de las especies allí presentes.

Objetivo general

El objetivo de esta tesis es caracterizar las comunidades de pequeños roedores en un gradiente norte-sur en el oeste de la provincia de Misiones y su relación con características del paisaje.

Objetivos particulares

- a) Caracterizar las egagrópilas de *Tyto furcata* en distintos sitios a lo largo de una transecta norte-sur, en el oeste de la provincia de Misiones.
- b) Identificar las especies de pequeños roedores presentes en distintos sitios a lo largo de una transecta norte-sur, en el oeste de la provincia de Misiones.
- c) Estimar la abundancia relativa de las especies de pequeños roedores de cada ensamble.
- d) Estimar la diversidad alfa del ensamble de pequeños roedores en cada sitio estudiado.
- e) Estimar la diversidad beta y gamma del ensamble de pequeños roedores en el oeste de la provincia de Misiones.
- f) Caracterizar el paisaje presente en cada sitio estudiado.
- g) Asociar la composición y abundancia relativa del ensamble de roedores con las características de paisaje de cada sitio.

Hipótesis de trabajo

H₁: Los ensambles de pequeños roedores son ricos en especies, presentando entre 9 y 18 especies por sitio.

H₂: Los ensambles más ricos están en el ecotono entre las dos ecorregiones de la provincia.

H₃: La diversidad de un ensamble de pequeños roedores (diversidad alfa) es mayor cuanto mayor sea la diversidad del paisaje.

H₄: La diferencia en la composición de los ensambles de pequeños roedores (diversidad beta) aumenta con la distancia espacial entre ellos (teoría neutral).

H₅: La diferencia en la composición de los ensambles de pequeños roedores (diversidad beta) es mayor entre los pares de sitios con las mayores diferencias en características paisajísticas (filtrado ambiental).

Materiales y métodos

Área de estudio

La provincia de Misiones (ubicada entre los paralelos 25° y 28° S y los meridianos 53° y 56° O) está caracterizada por un clima subtropical húmedo, siendo la temperatura media anual de 20,1°C con una máxima de 40°C y una mínima de -6°C (Ligier, 1999). El promedio anual de precipitaciones ronda los 1700 mm, donde el registro de precipitaciones aumenta hacia el noreste. La provincia no presenta una estación verdaderamente seca, dado que en los meses de menor precipitación éstas no bajan de los 700 mm, siendo estos meses julio y agosto y, en menor medida, noviembre y diciembre. Sin embargo, en promedio, no existe un período lluvioso bien definido, sólo se destaca el mes de octubre como el de mayor precipitación. Las sequías afectan principalmente el sudoeste de la provincia (Gil, 2006).

Está conformada por un sistema serrano dorsal, erosionado por innumerables cursos de agua, que a lo largo del tiempo trabajaron la corteza terrestre formando valles profundos (Gil, 2006). En cuanto a la vegetación, se reconocen dos sectores dentro de la provincia, por un lado la ecorregión de la Selva Paranaense hacia el norte y centro, y por el otro, la ecorregión de los Campos y Malezales en el sur de Misiones (Gil, 2006), que se extiende desde los departamentos de San Ignacio, Candelaria, Capital, Apóstoles, Leandro N. Alem, Concepción y San Javier hacia Corrientes (Fontana, 1996). La primera región se caracteriza por su selva subtropical densa donde se destacan árboles de gran porte como el Guatambú, el Canela amarilla, el Cedro macho, el Palo Rosa, entre otros (Zanotti *et al.*, 2020). En cambio, la zona denominada campos y malezales está constituida por yerbatales y sabanas de gramíneas donde los cultivos principales, además de la actividad ganadera, son de yerbamate y té (Zanotti *et al.*, 2020). Se recorrió la ruta 12 desde Puerto Iguazú (departamento de Iguazú) hasta Candelaria (departamento de Candelaria) buscando nidos y/o posaderos de lechuzas de campanario donde se depositan las egagrópilas que éstas regurgitan (Figura 6).

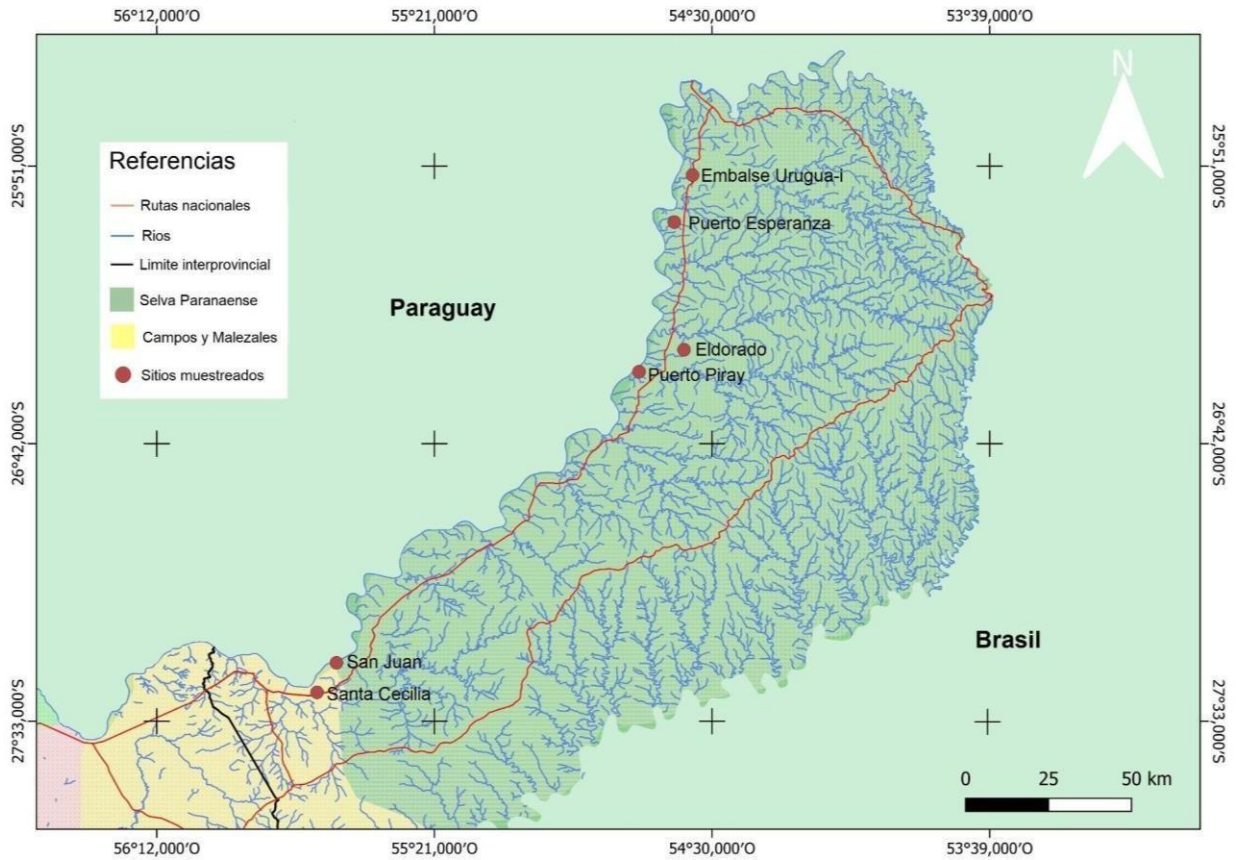


Figura 6. Mapa de ecorregiones de Misiones donde se detallan los seis sitios estudiados (puntos rojos).

Obtención de las muestras

Se ha visto por estudios anteriores (Bonvicino & Bezerra, 2003; Andrade *et al.*, 2016; Massa *et al.*, 2020; Formoso *et al.*, 2021; Ortiz, 2022 por nombrar algunos) que el estudio de la comunidad de roedores mediante el análisis de egagrópilas de la lechuza de campanario (*Tyto furcata*) es una técnica exitosa cuando no se pueden realizar muestreos convencionales debido a distintos factores. Esto sucede, por ejemplo, cuando los hábitos ecológicos de las especies que habitan dicho ambiente demandan trampas específicas para cada especie, cuando se quiere evitar el impacto generado por la manipulación y/o remoción de los individuos o cuando el estudio es a escala regional, en donde los costos y el tiempo asociados a ejecutar dicho estudio son muy grandes (Biedma *et al.*, 2019; Formoso *et al.*, 2021).

Esta técnica permite obtener un número elevado de individuos por muestra con un costo bajo en términos económicos, recursos humanos y tiempo (Biedma *et al.*, 2019; Formoso *et al.*, 2021), que de otra forma sería imposible obtener y que permite conocer el ensamble local de los pequeños mamíferos. Además, permite detectar especies raras o morfológicamente similares, que no podrían ser distinguidas usando el trampeo convencional de captura viva y posterior liberación (Biedma *et al.*, 2019).

Las aves rapaces suelen ser predadores generalistas y presentan un comportamiento de regurgitar los restos que no logran digerir (pelo, plumas, huesos, escamas, quitina; Andrade *et al.*, 2016) en forma de aglomerados denominados egagrópilas. Suelen regurgitar entre una a dos egagrópilas por día, pero puede variar según la cantidad de alimento consumido, el tiempo de forrajeo y la disponibilidad de alimento en el ambiente (Smith & Richmond, 1972).

Tyto furcata (Temminck, 1827) pertenece al orden Strigiformes, familia Tytonidae cuya distribución abarca las regiones del Neoártico, todo el Neotrópico y parte del Caribe (Aliabadian *et al.*, 2016). Sus ambientes de alimentación son muy diversos, incluyendo agroecosistemas, pastizales, estepas arbustivas, humedales, bosques y sitios con diferente grado de influencia humana (Bonvicino & Bezerra, 2003; Trejo & Ojeda, 2004; Rocha *et al.*, 2011), con una búsqueda activa de sus presas en ambientes abiertos y una búsqueda pasiva en zonas boscosas (Trejo & Ojeda, 2004). Es caracterizada como un depredador especialista/oportunista de pequeños mamíferos (principalmente roedores y pequeños marsupiales) aunque en menor medida también consume aves, reptiles, anfibios e insectos, con importancia variable de acuerdo a la distribución y a la disponibilidad local de las presas (Bellocq, 1998; Bó *et al.*, 2007; Andrade *et al.*, 2016). Estas lechuzas se desplazan en un rango acotado para la captura de sus presas dependiendo de la disponibilidad de alimento en el ambiente (Devkar, 2009; Thomsen *et al.*, 2014; Andrade *et al.*, 2016; Séchaud *et al.*, 2022), siendo su área de acción un círculo de aproximadamente 2,5 km de radio, comprendiendo cerca de 20 km² (Massa, 2014). Diversos estudios demostraron que la frecuencia de una determinada especie en la dieta de *Tyto furcata* depende de su abundancia real en la comunidad (David *et al.*, 1996; Bonvicino & Bezerra, 2003; Bernard *et al.*, 2010; Gomez *et al.*, 2012). Al analizar los restos presentes en las egagrópilas se puede conocer la composición de especies presentes en el ambiente (David *et al.*, 1996). Suelen nidificar y posarse en cavidades, galpones abandonados, torres de agua, iglesias y otros edificios de gran altura, sitios en donde regurgitan las egagrópilas (David *et al.*, 1996).

Considerando los hábitos de nidificación de la lechuza de campanario, se construyó un listado con los posibles lugares en donde estos individuos podían encontrarse utilizando información provista por aficionados a la ornitología oriundos de Misiones y grupos de avistaje en redes sociales. Se visitaron todos los sitios que nos fueron informados que estuvieran ubicados en las cercanías a la ruta 12, de camino desde Puerto Iguazú a Candelaria aprovechando los esfuerzos de otras investigaciones. En el trayecto, se realizaron paradas adicionales donde se inspeccionaron galpones, escuelas abandonadas, torres de agua e iglesias en busca de signos de *T. furcata*. De encontrar egagrópilas, se confirmó que éstas pertenecieran a *T. furcata* a través de la examinación de plumas halladas en el sitio o del avistaje directo del ejemplar.

Preparación de las muestras e identificación

Se disgregaron las egagrópilas en seco y se separaron hemimandíbulas, molares y cráneos (Figura 7). No se utilizó ningún tipo de medio acuoso (agua, alcohol o hidróxido de sodio) para la separación de los restos orgánicos para evitar la desarticulación de aquellos elementos que se encontraban unidos. Previamente se tomó registro del peso de cada uno de las egagrópilas y también toda la materia orgánica y restos óseos que no se encontraban formando una egagrópila, ya sea debido al desarmado de egagrópilas durante el traslado desde el Instituto Nacional de Medicina Tropical (INMeT) hasta el laboratorio de Ecología de Poblaciones en la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (FCEN) de la UBA, o así también la muestra del suelo relevada en Eldorado, que se denominó “disgregado”. Para la descripción general se tuvo en cuenta el material disgregado pero no así para la estimación de diversidad alfa y beta.

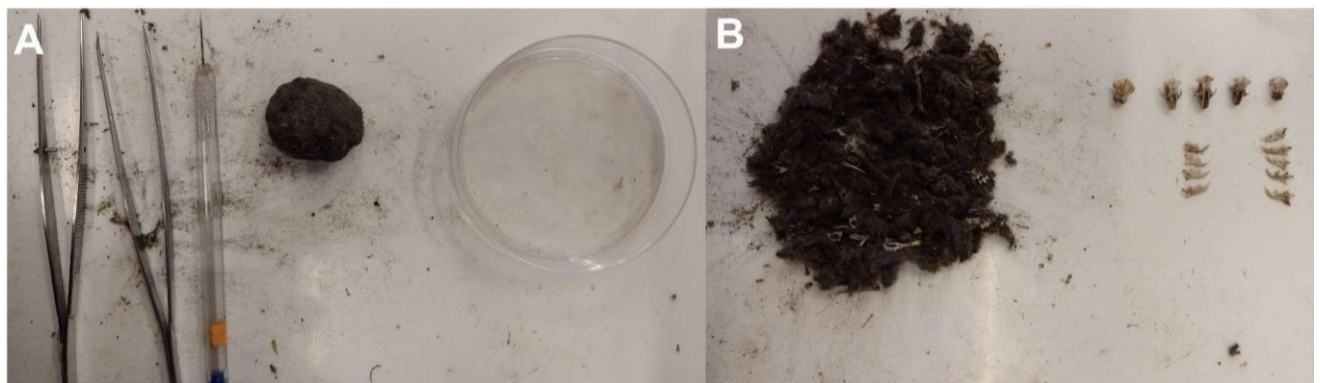


Figura 7. A) Bolo sin disgregar B) bolo disgregado con la separación de los restos orgánicos para descartar y los restos óseos utilizados para la identificación.

Una vez separado el material óseo, se identificaron los cráneos y ramas mandibulares bajo lupa hasta el último nivel taxonómico posible, mediante la ayuda de colecciones de referencia del laboratorio, bibliografía existente (Ballejo *et al.*, 2011; Abreu & Percequillo, 2019) y consultando con el curador general de la división de mastozoología del Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”, el Dr. Pablo V. Teta. Esto fue realizado basándose en rasgos morfométricos de la mandíbula, molares y del cráneo que varían en las diferentes especies. Finalizada la identificación de cada resto óseo, se calculó para cada muestra el mínimo número de individuos de cada taxón en cada muestra, teniendo en cuenta el elemento óseo más frecuente. Se calculó la abundancia relativa de las especies de pequeños roedores identificadas en cada una de las muestras.

Caracterización de las comunidades de pequeños roedores

Para calcular la diversidad de pequeños roedores en cada sitio muestreado (diversidad alfa) y en el conjunto de sitios (diversidad gamma) se utilizó el índice de Shannon-Wiener (1), y a partir de éste se calculó la equitatividad (2). El índice de Shannon-Wiener tiene en cuenta las

abundancias relativas de las especies dentro de la comunidad, y predice cuál es la probabilidad de que un individuo en una muestra sea de la misma especie que el de la muestra anterior (Krebs, 1999). El índice de equitatividad es una medida de cómo se distribuyen las especies dentro de la comunidad (Krebs, 1999). Para la estimación se utilizó el programa R con la interfaz R studio (R Core Team, 2021) y el paquete “BiodiversityR” (Kindt & Coe, 2005).

$$H = -\sum_{i=1}^n (p_i)(\ln p_i) \quad (1) \quad \text{Equitatividad}(J) = H/\ln S \quad (2)$$

Se calcularon los números de la serie de Hill (3), estos números ($q=0, 1$ y 2) permiten calcular el número efectivo de especies en una muestra, es decir, una medida del número de especies cuando cada especie es ponderada por su abundancia relativa (Hill, 1973). El número $q=0$ pesa a todas las especies por igual independientemente de la abundancia, $q=1$ le da menos peso a las especies raras mientras que $q=2$ le da más peso a las especies comunes (Hill, 1973). Además, se estimó la curva de completitud de cada muestra para observar si el número de individuos recolectados en cada uno de los sitios fue suficiente para describir de manera adecuada la comunidad de roedores (Krebs, 1999). Se utilizó el programa R con la interfaz R studio (R Core Team, 2021) con los paquetes “ggplot2” (Wickham, 2016) y el paquete “iNEXT” (Chao *et al.*, 2014; Hsieh *et al.*, 2020).

$$H_a = (\sum_i p_i^a)^{1/(1-a)} \quad (3)$$

Con el fin de estimar la diversidad beta, se calculó la disimilitud entre comunidades con un índice cualitativo, el índice de Jaccard (4), y con un índice cuantitativo, el índice de Morisita-Horn (5) que tiene en cuenta las abundancias de cada una de las especies (Magurran, 1988). Se estimó el anidamiento y el recambio entre pares de sitios a partir del índice de Jaccard, donde el anidamiento es cuando la biota de sitios con menor riqueza son un subconjunto de los sitios con biotas más ricas, mientras que el recambio implica el reemplazo de ciertas especies por otras como consecuencia de la heterogeneidad ambiental o espacial y de las restricciones históricas (Baselga, 2010). Se utilizó el programa R con la interfaz R studio (R Core Team, 2021) y los paquetes “vegan” (Oksanen *et al.*, 2020) para el índice de Jaccard y el de Morisita-Horn y el paquete “betapart” (Baselga *et al.*, 2022) para calcular el índice de Jaccard particionado por recambio y anidamiento.

$$\text{Índice de Jaccard} = \frac{c}{(a+b-c)} \quad (4) \quad \text{Índice de Morisita-Horn} = \frac{2\Sigma(a_i \times b_j)}{(da+db)aN \times bN} \quad (5)$$

Se realizó un análisis de correspondencia (CA) para poder observar cómo se ordenan las especies en los diferentes sitios. Este análisis tiene como base maximizar la correspondencia entre las filas y columnas de la matriz de datos, en este caso entre los sitios muestreados y las especies. El análisis de correspondencia suele ser utilizado cuando el área es tan extensa que es menos probable observar un gradiente ambiental lineal, sino que las abundancias relativas

de las especies presentan patrones unimodales (Buttigieg & Ramette, 2014). Se utilizó el programa R con la interfaz R studio (R Core Team, 2021) con los paquetes “ade4” (Dray & Dufour, 2007; Bougeard & Dray, 2018; Chessel et al., 2004; Dray et al., 2007; Thioulouse *et al.*, 2018) y “ca” (Nenadic & Greenacre, 2007).

Composición del paisaje

A partir del programa QGIS 3.24.1 (QGIS Development Team, 2022) se realizaron análisis descriptivos del tipo de cobertura del suelo en los diferentes sitios de donde se obtuvieron las muestras. Se confeccionó un mapa con una capa raster de la provincia de Misiones, que fue obtenida de manera online (Earth Engine Data Catalog, Copernicus Global Land Cover Layers: CGLS-LC100 Collection 3), y se geolocalizaron los sitios muestreados. Luego, sobre la capa raster se realizaron polígonos circulares de 2,5 km de radio con centro en cada sitio muestreado, correspondientes con el radio de acción estimado de la lechuza de campanario. Una vez obtenido el mapa se utilizó el programa R con la interfaz R studio (R Core Team, 2021) con las librerías “landscapemetrics” (Hesselbarth *et al.*, 2019), “landscapetools” (Sciaini *et al.*, 2018), “terra” (Hijmans, 2022), “sf” (Pebesma, 2018), “dplyr” (Wickham, 2022a) y “tidyr” (Wickham, 2022b) para obtener el porcentaje de clases de uso del suelo, el número de clases y el número de parches en cada uno de los sitios. La imagen utilizada identifica distintas clases de uso del suelo, para este estudio se utilizaron las siguientes clases (Tabla 1): arbustos, herbáceas, cultivos, centros urbanos, suelo desnudo, cuerpos de agua permanentes, vegetación palustre y bosque cerrado y bosque abierto (perenne, caducifolio e indefinido).

Se estudió la correlación entre la diversidad de especies (índice de Shannon-Wiener) y la diversidad de ambientes (número de clases de uso del suelo) en cada uno de los sitios mediante el coeficiente de Spearman (ρ). También se estudió la correlación entre la diversidad de especies (índice de Shannon-Wiener) y el grado de heterogeneidad del paisaje (número de parches totales) y la diversidad de clases de uso del suelo presente para cada sitio.

Se analizó la asociación entre la similitud de los ensambles de los distintos sitios (según la diversidad y la composición de especies) mediante el índice de Jaccard, en función de la distancia entre sitios por medio de un test de Mantel (Mantel, 1967). Se realizó una matriz de correlación entre las variables de clases de uso del suelo, la latitud y la longitud para determinar si existía asociación entre las mismas y posteriormente se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA). A partir de las variables más asociadas a los dos primeros ejes y que fueran ortogonales entre sí, se realizó un Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) para poder estudiar cómo se ordenan las especies de roedores en función de dichas variables. Para ambos análisis se utilizó el programa R con la interfaz R studio (R Core Team, 2021) con los paquetes “ade4” (Dray & Dufour, 2007; Bougeard & Dray, 2018; Chessel et al., 2004; Dray et al., 2007; Thioulouse *et al.*, 2018), “corrplot” (Taiyun & Simko, 2021) y “vegan” (Oksanen *et al.*, 2020).

Tabla 1. Clases de uso del suelo para los seis sitios analizados.

Clase de uso del suelo	Definición
Arbustos	Plantas leñosas perennes con tallos persistentes y leñosos o sin tallo principal definido (<5 m de altura). El follaje de los arbustos puede ser perennifolio o caducifolio.
Herbáceas	Plantas sin tallo o brotes persistentes por encima del suelo y que carecen de una estructura firme y definida. La cobertura de árboles y arbustos es <10%.
Cultivos	Tierras cubiertas con cultivos temporales seguidos de cosecha y de un período de suelo desnudo.
Centros urbanos	Terreno cubierto por edificios u otras estructuras hechas por el hombre.
Suelo desnudo	Terreno con suelo expuesto, arena o rocas, cobertura vegetal <10% durante cualquier época del año.
Cuerpos de agua permanente	Lagos, embalses y ríos, de agua dulce o de agua salada.
Vegetación palustre	Terrenos con agua permanente y vegetación herbácea o leñosa, vegetación puede estar presente en agua salada, salobre o dulce.
Bosque cerrado caducifolio	>70% del dosel arbóreo presenta un ciclo anual de períodos con y sin hojas.
Bosque cerrado perenne	Follaje de la copa de los árboles >70 %, con dosel siempre verde.
Bosque cerrado indefinido	Bosque cerrado que no coincide con ninguna de las definiciones anteriores.
Bosque abierto caducifolio	Entre el 15-70% son árboles, con estrato inferior de arbustos y pastizales. Presentan un ciclo anual de períodos con y sin hojas.
Bosque abierto perenne	Entre el 15-70% son árboles, con estrato inferior de arbustos y pastizales. El dosel siempre con follaje verde.
Bosque abierto indefinido	Bosque abierto que no coincide con ninguna de las definiciones anteriores.

Resultados

Descripción de los sitios muestreados

Se recolectaron egagrópilas en seis sitios en el oeste de Misiones, a lo largo de la ruta nacional 12 (Figura 6). Las muestras del Embalse Uruguay-i, Puerto Esperanza, Eldorado, Puerto Piray y San Juan corresponden a la ecorregión de la Selva Paranaense, mientras que la muestra de Santa Cecilia pertenece a la ecorregión Campos y Malezales (Figura 6).

La muestra del Embalse Uruguay-i corresponde a egagrópilas obtenidas en la torre hidroeléctrica de la represa ubicada sobre el embalse del río homónimo ($25^{\circ}52'38''\text{S}$, $54^{\circ}33'33''\text{O}$) en el 2021. La torre se encuentra sobre el puente de la ruta 12. Esta muestra nos fue facilitada por un operario de la empresa, debido a la inaccesibilidad del lugar (Figura 8).



Figura 8. A) Torre de la represa hidroeléctrica del Embalse Uruguay-i B) Pichones de *T. furcata* sobre el colchón de egagrópilas de donde se obtuvo la muestra, esta foto fue sacada meses antes de la toma de la muestra.

La muestra de Puerto Esperanza fue obtenida de la iglesia San Nicolás de Flüe ($26^{\circ}01'16''\text{S}$, $54^{\circ}36'55''\text{O}$), ubicada en la plaza principal del pueblo en el año 2021 (Figura 9). Las egagrópilas de la muestra serían relativamente recientes ya que la plataforma de donde fueron recolectados había sido reconstruida recientemente según la información suministrada por la secretaría de la iglesia.



Figura 9. A) Torre de la iglesia de Puerto Esperanza B) Escalera de hierro y la primera plataforma, siendo que la plataforma superior se encontraba por encima de este a varios metros de altura.

La muestra de Eldorado fue obtenida de la iglesia San Miguel ($26^{\circ}24'44''$ S, $54^{\circ}35'08''$ O) en pleno centro de la ciudad, en el año 2021 (Figura 10). Como el número de egagrópilas era muy bajo, también se decidió juntar parte del colchón de restos orgánicos (presuntamente egagrópilas disgregadas) que se encontraba en el suelo.



Figura 10. A) Iglesia de Eldorado B) La escalera que lleva al piso superior de donde fueron recolectados las egagrópilas.

La muestra de Puerto Piray fue obtenida del instituto Nuestra Señora de los Milagros ($26^{\circ}28'47''$ S, $54^{\circ}43'25''$ O) en el año 2021. El instituto se encuentra cercano a la empresa papelera de la zona pero rodeado por una extensa área de selva, y su acceso se realiza a través de un camino sinuoso de entre cinco a ocho kilómetros de longitud que atraviesa la selva. Es un colegio privado con una iglesia adjunta, en cuya torre fueron recolectadas las egagrópilas (Figura 11).



Figura 11. A) Iglesia del instituto Nuestra Señora de los Milagros de Puerto Piray B) Escalinata que se dirige al segundo piso donde se obtuvieron las egagrópilas más secas. Obsérvese dentro del círculo rojo el ejemplar de *Tyto furcata* al final de la escalera.

La muestra de San Juan fue recolectada en el 2019 en el casco de estancia que actualmente forma parte de la Reserva Natural Silvestre “Parque Federal Campo San Juan” ($27^{\circ} 22' 17''$ S, $55^{\circ} 38' 59''$ O) (Figura 12).



Figura 12. Edificación dentro de campo San Juan.

La muestra de Santa Cecilia fue obtenida de un antiguo galpón donde se acopiaba yerba mate (actualmente se lo utilizaba como depósito), ubicada en la localidad de Candelaria (27°27'42"S, 55°42'33"O) en el 2021 (Figura 13). Se encontraron egagrópilas en distintos puntos dentro del galpón, siendo el lugar de mayor abundancia un techo de un depósito construido dentro del mismo.

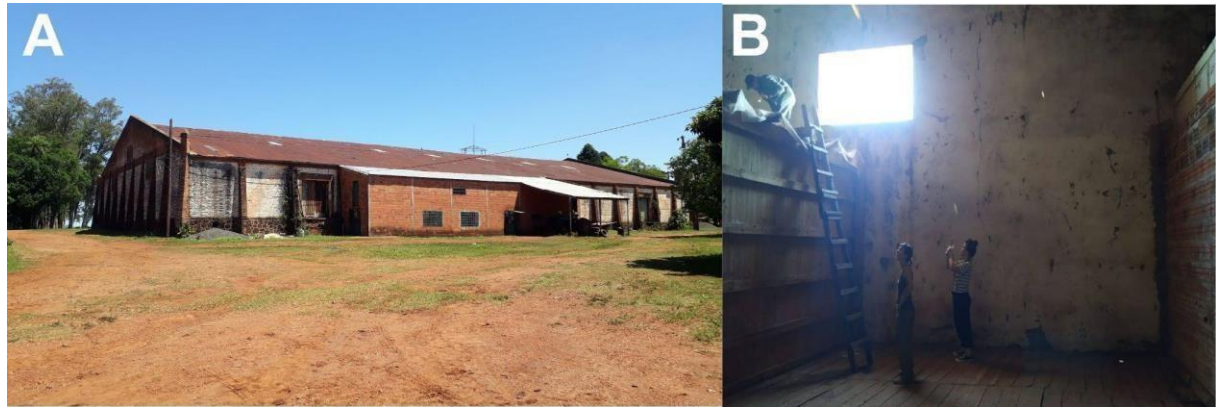


Figura 13. A) Galpón donde se obtuvieron las egagrópilas. B) Entretecho donde se recolectaron la mayor cantidad de egagrópilas.

Descripción de la composición de las egagrópilas

El número de egagrópilas recolectadas fue variable en cada sitio, siendo el tamaño muestral mínimo de 13 egagrópilas (en la reserva federal San Juan) y el máximo tamaño muestral de 139 egagrópilas (en Puerto Piray; Tabla 2). El peso promedio de las egagrópilas para los diferentes sitios se mantuvo entre 2,4 a 4,3 (Tabla 2).

Tabla 2. Descripción de cada muestra según el número de egagrópilas encontradas, peso total y peso promedio de las egagrópilas.

Sitio	Número de egagrópilas	Peso muestra (g)	Peso promedio de las egagrópilas (g)	Peso disgregado (g)
Embalse Urugua-i	48	175	3,7	68
Puerto Esperanza	70	170	2,4	21
Eldorado	27	87	3,2	120
Puerto Piray	139	596	4,3	16
San Juan	13	40	3,1	1
Santa Cecilia	64	193	3,0	44

En todos los sitios se encontraron ejemplares pertenecientes al Orden Rodentia, siendo estos el componente principal de las egagrópilas en todos los sitios. En el embalse Urugua-i y en la estancia Santa Cecilia se encontraron individuos de roedores, murciélagos y marsupiales (Tabla 3). En todas las muestras se encontraron además restos de aves, anuros o insectos, pero en ninguna muestra se encontraron las tres clases juntas, a excepción de Puerto Esperanza que no se registró ninguna categoría. Eldorado presentó un gran número de cinturas pélvicas de anuro (N= 39, Tabla 4), el Embalse Urugua-i presentó el mayor número de ejemplares de murciélagos y Santa Cecilia el de marsupiales (Tabla 3).

Tabla 3. Número de individuos de los diferentes órdenes de pequeños mamíferos, calculado según el elemento óseo más frecuente.

Sitio	Rodentia	Chiroptera	Didelphimorphia
Embalse Urugua-i	98	33	1
Puerto Esperanza	146	0	0
Eldorado	53	0	3
Puerto Piray	348	0	1
San Juan	29	0	2
Santa Cecilia	126	18	44

Tabla 4. Número de individuos de las diferentes clases de animales obtenidos en cada sitio

Sitio	Aves	Anura	Insecta
Embalse Urugua-i	0	0	7
Puerto Esperanza	0	0	0
Eldorado	0	39	2
Puerto Piray	1	0	1
San Juan	1	0	1
Santa Cecilia	0	1	1

Caracterización de las comunidades de pequeños roedores

Se determinaron un total de nueve especies de sigmodontinos y dos especies de múridos en el conjunto de muestras. La especie más frecuente fue *Mus musculus* (377 individuos), la cual estuvo presente en todos los sitios junto con *Oligoryzomys flavescens*, la segunda especie más

frecuente (230 individuos) (Tablas 5 y 6; Figura 14). Se observa que *Akodon montensis* (Figura 1) y *Calomys tener* estuvieron presentes en todos los sitios a excepción de San Juan y Eldorado, respectivamente. La proporción de las especies de pequeños roedores varió a lo largo de los diferentes sitios (Tabla 6 y Figura 14). En todas las muestras, con excepción de la muestra San Juan, hubo ciertos elementos óseos que no pudieron ser atribuidos a ningún grupo taxonómico (NI), debido al desgaste que presentaban (Tabla 5).

Tabla 5. Número de individuos pertenecientes a las especies *Akodon montensis* (Am), *Brucepattersonius iheringi* (Bi), *Bibimys chacoensis* (Bc), *Calomys tener* (Ct), *Holochilus vulpinus* (Hv), *Necomys lasiurus* (NI), *Nectomys squamipes* (Ns), *Oligoryzomys flavescens* (Of), *Thaptomys nigrita* (Tn) y *Mus musculus* (Mm) y No identificados (Ni) para los diferentes sitios incluyendo (con) o no (sin) el material recolectado en forma disgregada.

Sitio	Disgregado	Am	Bi	Bc	Ct	Hv	NI	Ns	Of	Tn	Mm	Rattus sp	Ni
Embalse	con	21	0	0	5	0	0	1	22	0	47	2	7
Urugua-i	sin	16	0	0	3	0	0	1	13	0	24	0	3
Puerto	con	5	0	0	12	0	0	0	17	2	109	1	11
Esperanza	sin	4	0	0	11	0	0	0	11	1	102	1	5
Eldorado	con	15	0	0	0	0	0	0	34	0	4	0	9
	sin	9	0	0	0	0	0	0	21	0	4	0	1
Puerto	con	51	14	3	17	0	0	0	78	7	174	4	30
Piray	sin	48	14	3	17	0	0	0	75	7	169	4	27
San Juan	con	0	0	0	7	0	1	0	13	1	7	0	0
	sin	0	0	0	6	0	1	0	13	1	7	0	0
Santa	con	3	0	0	17	2	1	0	66	0	36	1	8
Cecilia	sin	3	0	0	17	2	1	0	58	0	36	1	4

Tabla 6. Representatividad (%) de las especies *Akodon montensis* (Am), *Brucepattersonius iheringi* (Bi), *Bibimys chacoensis* (Bc), *Calomys tener* (Ct), *Holochilus vulpinus* (Hv), *Necomys lasiurus* (NI), *Nectomys squamipes* (Ns), *Oligoryzomys flavescens* (Of), *Thaptomys nigrita* (Tn) y *Mus musculus* (Mm) sin considerar el disgregado.

Sitio	<i>Am</i>	<i>Bi</i>	<i>Bc</i>	<i>Ct</i>	<i>Hv</i>	<i>Nl</i>	<i>Ns</i>	<i>Of</i>	<i>Tn</i>	<i>Mm</i>	<i>Rattus</i> sp
Embalse Urugua-i	28,1	0	0	5,3	0	0	1,8	22,8	0	42,1	0
Puerto Esperanza	3,1	0	0	8,5	0	0	0	8,5	0,8	78,5	0,8
Eldorado	26,5	0	0	0	0	0	0	61,8	0	11,8	0
Puerto Piray	14,2	4,2	0,9	5,0	0	0	0	22,3	2,1	50,6	1,2
San Juan	0	0	0	21,4	0	3,6	0	46,4	3,6	25	0
Santa Cecilia	2,5	0	0	14,4	1,7	0,9	0	49,1	0	30,5	0,9

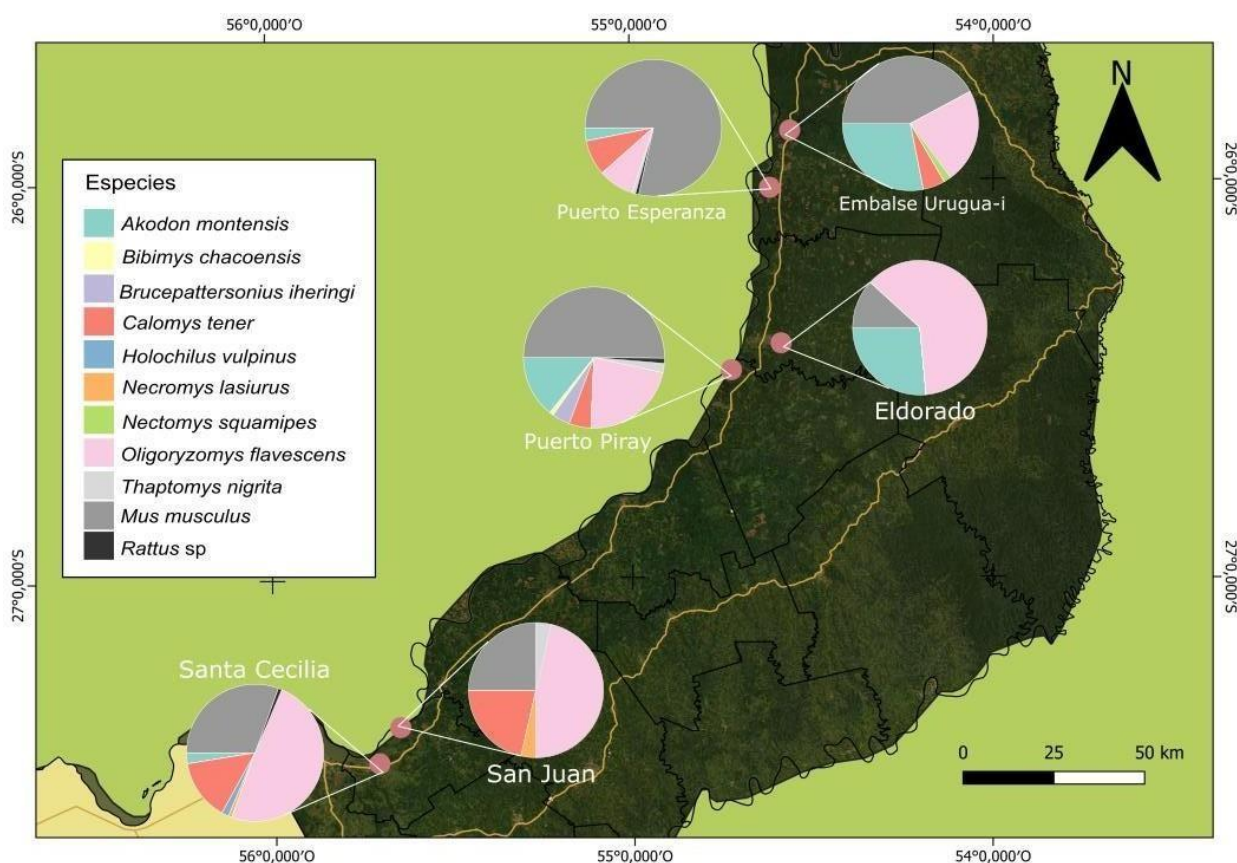


Figura 14. Abundancias relativas de las especies encontradas en los distintos sitios muestreados.

Índices de diversidad de pequeños roedores y completitud del ensamble

La riqueza media de los ensambles de pequeños roedores fue de seis especies. El sitio con mayor riqueza específica fue el instituto Nuestra Señora de los Milagros en Puerto Piray (Figura 14) con un total de ocho especies, mientras que la muestra con menor riqueza fue la recolectada en la Iglesia San Miguel en Eldorado (Figura 14), con solamente tres especies (Tabla 7). El resto de los sitios presentaron un total de siete especies (estancia Santa Cecilia), seis especies

(Puerto Esperanza y embalse Urugua-i) y finalmente cinco especies para la muestra de campo San Juan (Tabla 7).

El sitio más diverso fue el Puerto Piray ($H=1,42$, Tabla 5) y fue la iglesia en Eldorado el sitio con mayor equitatividad ($J=0,82$; Tabla 7).

Tabla 7. Se muestran los valores de riqueza específica, riqueza de sigmodontinos, abundancia absoluta, el índice de Shannon-Wiener y la equitatividad para cada uno de los sitios.

Sitio	Riqueza	Riqueza sigmodontinos	Nº de roedores	Índice de Shannon- Wiener	Equitatividad
Embalse Urugua-i	5	4	57	1,28	0,72
Puerto Esperanza	6	4	130	0,79	0,37
Eldorado	3	2	34	0,90	0,82
Puerto Piray	8	6	337	1,42	0,51
San Juan	5	4	28	1,27	0,71
Santa Cecilia	7	5	118	1,23	0,49

Se observa que Puerto Piray es el sitio con mayor riqueza de especies, mientras que Eldorado es el sitio con menor número de especies (Tabla 7 y Figura 15). A partir de $q=0$ se observa que hubo sitios donde se alcanzó la riqueza efectiva de la comunidad como fue el caso de Eldorado y del Embalse Urugua-i, mientras que hubo otros sitios como Puerto Esperanza o Santa Cecilia donde la riqueza estimada es menor al valor efectivo de especies para ese sitio. Se observa una baja equitatividad dentro de los ensambles estudiados, como en el caso de Puerto Esperanza, donde el número efectivo de especies calculado con $q=1$ y $q=2$ es inferior al valor calculado a partir de $q=0$.

Para todos los sitios fue posible identificar aquellas especies de roedores que representan >90% de la abundancia total de pequeños roedores presentes en el ensamble (Chao *et al.*, 2014). Sin embargo, en la figura 16 se observa que en tres de los seis sitios no se alcanzó a estimar la riqueza efectiva del ensamble.

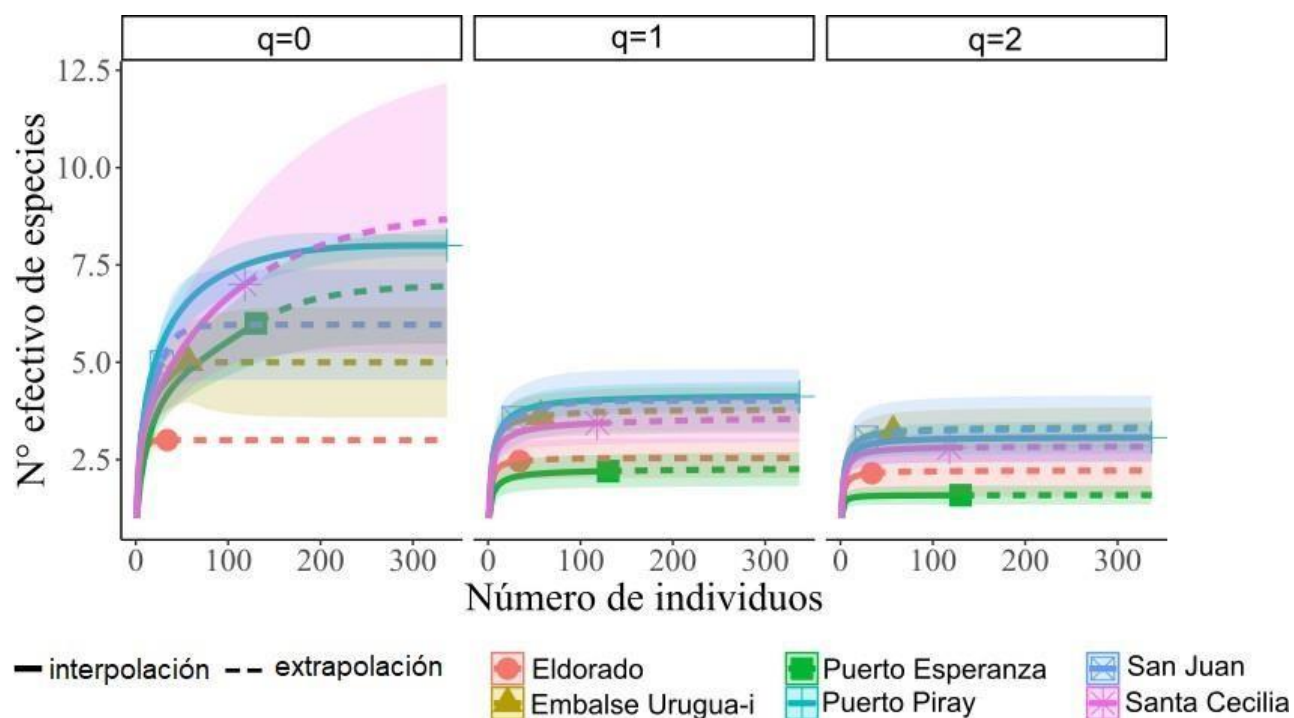


Figura 15. Número efectivo de especies (Hill $q=0$, $q=1$ y $q=2$) según el número de individuos encontrados en cada sitio. La línea continua indica la riqueza de especies encontradas en cada sitio, la línea punteada es la estimación de la riqueza de especies y el sombreado representa el intervalo de confianza para la estimación.

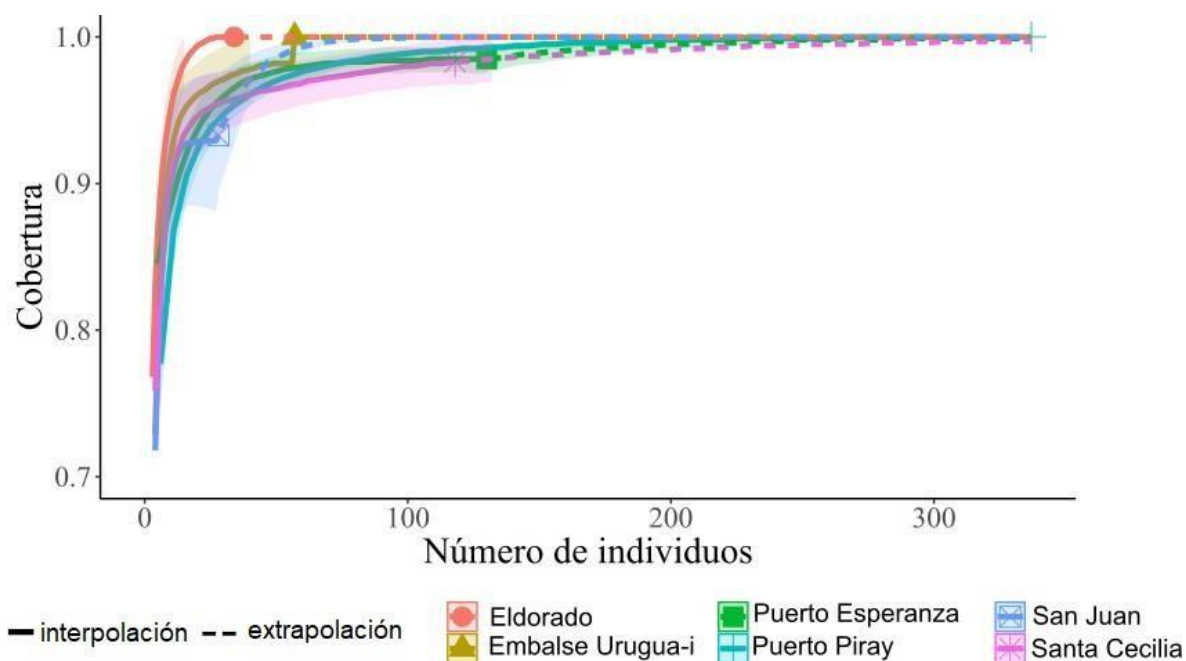


Figura 16. Curva de completitud de la comunidad de roedores para los diferentes sitios. La extrapolación, dada por las líneas punteadas, indica la potencial riqueza de la comunidad analizada.

Los sitios más similares entre sí según el índice de Morisita-Horn fueron Santa Cecilia y San Juan, seguido por Eldorado y, por otro lado, Puerto Piray y Embalse Urugua-i seguidos de Puerto Esperanza (Figura 17). En la Tabla 5 se observa que las especies de Santa Cecilia y San Juan se encuentran representadas de manera similar en las comunidades, por ejemplo *M. musculus* en el primer sitio representa el 30,5% y en San Juan el 25%. Lo mismo ocurre con las especies presentes en el Embalse Urugua-i y Puerto Piray, los valores de las abundancias son muy similares, por lo que la distancia termina tomando valores más bajos.

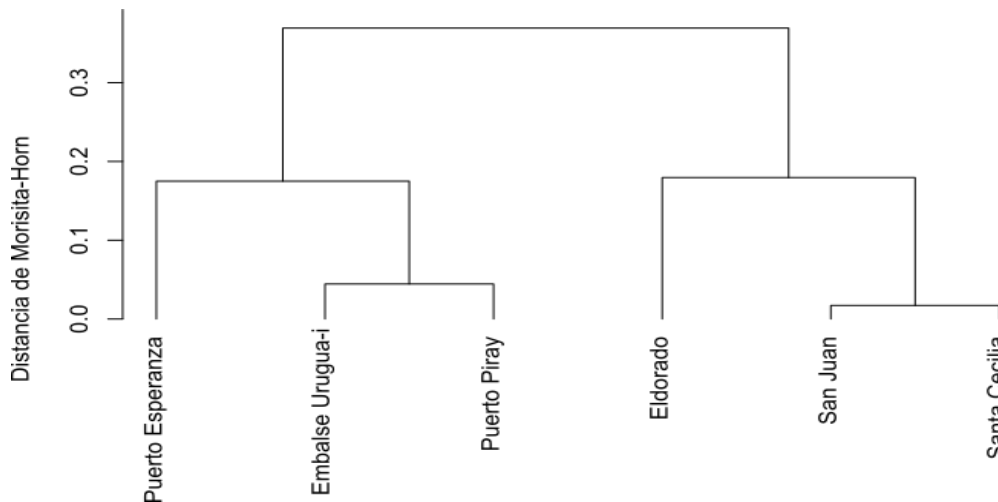


Figura 17. Disimilitud entre los distintos sitios analizados.

En cuanto al número de especies compartidas entre los distintos sitios se observa que Eldorado con San Juan son los sitios más disímiles, ya que solo comparten dos especies *O. flavescens* y *M. musculus*, mientras que Puerto Esperanza con Puerto Piray son los sitios más similares (Tabla 8).

La composición presente en Eldorado está anidada dentro de todos los sitios, con excepción de San Juan (Tabla 10). Mientras que la comunidad de roedores presentes en Puerto Esperanza se encuentra anidada en la comunidad de Puerto Piray (Tabla 10). El resto de los sitios presentaron un valor más grande de recambio que de anidamiento (Tabla 9).

En el Análisis de Correspondencia (CA) los dos primeros ejes explicaron el 81,44% de la variabilidad en la abundancia relativa de los pequeños roedores en los seis sitios analizados. El primer componente explicó el 50,50% de la variabilidad y el segundo explicó el 30,94% (Figura 18). La estancia Santa Cecilia se vio caracterizada por la presencia de *H. vulpinus* (Figura 18 y Tabla 6). *B. iheringi* y *B. chacoensis* solo fueron registrados en Puerto Piray, mientras que *N. squamipes* solo fue registrado para el embalse Urugua-i (Figura 18 y Tabla 6). La ocurrencia de *N. lasiurus* se observa tanto en campo San Juan como en la estancia Santa Cecilia (Figura 18 y Tabla 6).

Tabla 8. Disimilitud según 1-Jaccard para cada par de sitios.

1 - Jaccard	Embalse Urugua-i				
Puerto Esperanza	0,4	Puerto Esperanza			
Eldorado	0,4	0,5	Eldorado		
Puerto Piray	0,6	0,2	0,6	Puerto Piray	
San Juan	0,6	0,4	0,7	0,6	San Juan
Santa Cecilia	0,5	0,4	0,6	0,5	0,5

Tabla 9. Recambio según el índice de disimilitud de Jaccard para cada par de sitios.

Recambio	Embalse Urugua-i				
Puerto Esperanza	0,3	Puerto Esperanza			
Eldorado	0	0	Eldorado		
Puerto Piray	0,3	0	0	Puerto Piray	
San Juan	0,6	0,3	0,5	0,3	San Juan
Santa Cecilia	0,3	0,3	0	0,4	0,3

Tabla 10. Anidamiento según el índice de disimilitud de Jaccard para cada par de sitios.

Anidamiento	Embalse Urugua-i				
Puerto Esperanza	0,1	Puerto Esperanza			
Eldorado	0,4	0,5	Eldorado		
Puerto Piray	0,2	0,3	0,6	Puerto Piray	
San Juan	0	0,1	0,2	0,2	San Juan
Santa Cecilia	0,2	0,1	0,6	0,1	0,2

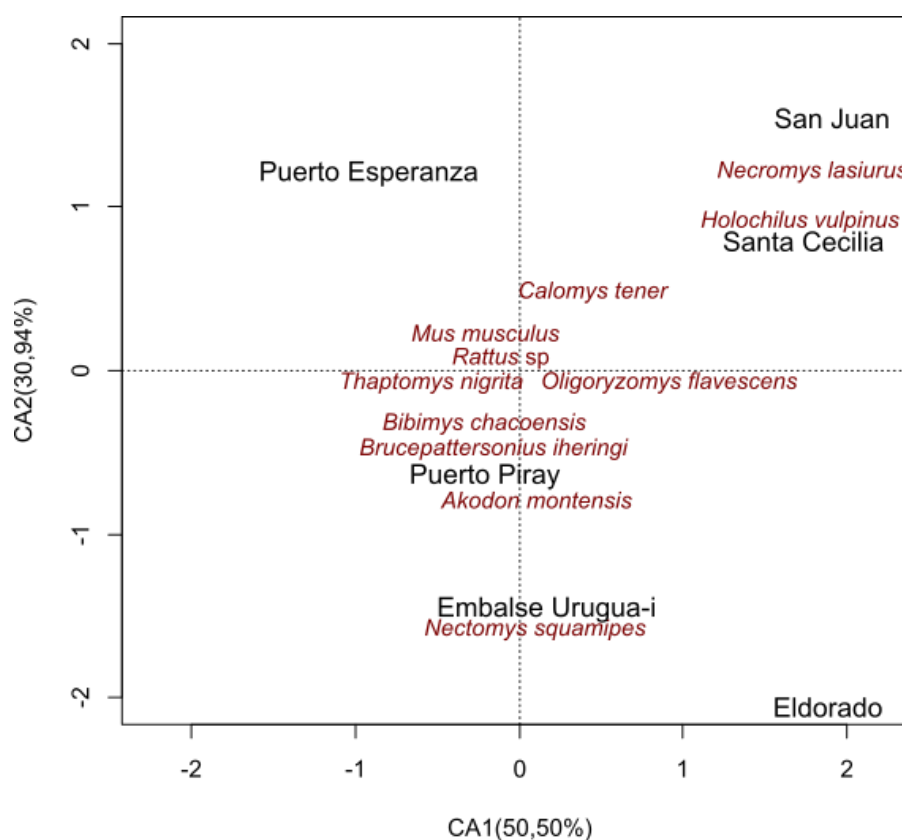


Figura 18. Análisis de correspondencia para las especies encontradas en los diferentes sitios. En rojo se muestran las especies y en negro los seis sitios muestrados (gráfico hecho con scaling=2).

Composición del paisaje

Se observa que en todos los sitios muestreados hubo cultivos, parches de herbáceas y bosque perennifolio, tanto de tipo abierto como cerrado (Tabla 12). La mayoría de los sitios presentaron urbanización dentro del polígono (Tabla 12 y Figura 19), con excepción de San Juan y Embalse Urugua-i. Respecto a los cuerpos de agua permanentes (CAP), en la muestra de la torre hidroeléctrica es donde se observa el mayor porcentaje (24%), mientras que en Puerto Esperanza no hubo cuerpos de agua, el resto de los sitios tuvieron valores por debajo de 17,1%. El bosque caducifolio abierto solo se encontró en los puntos muestreados dentro del Departamento Candelaria, mientras que el bosque caducifolio cerrado en Puerto Esperanza y en la estancia Santa Cecilia. En la tabla 13 se observa el número de fragmentos de cada tipo de cobertura, donde el mayor número de fragmentos corresponden al bosque abierto, en todos los sitios.

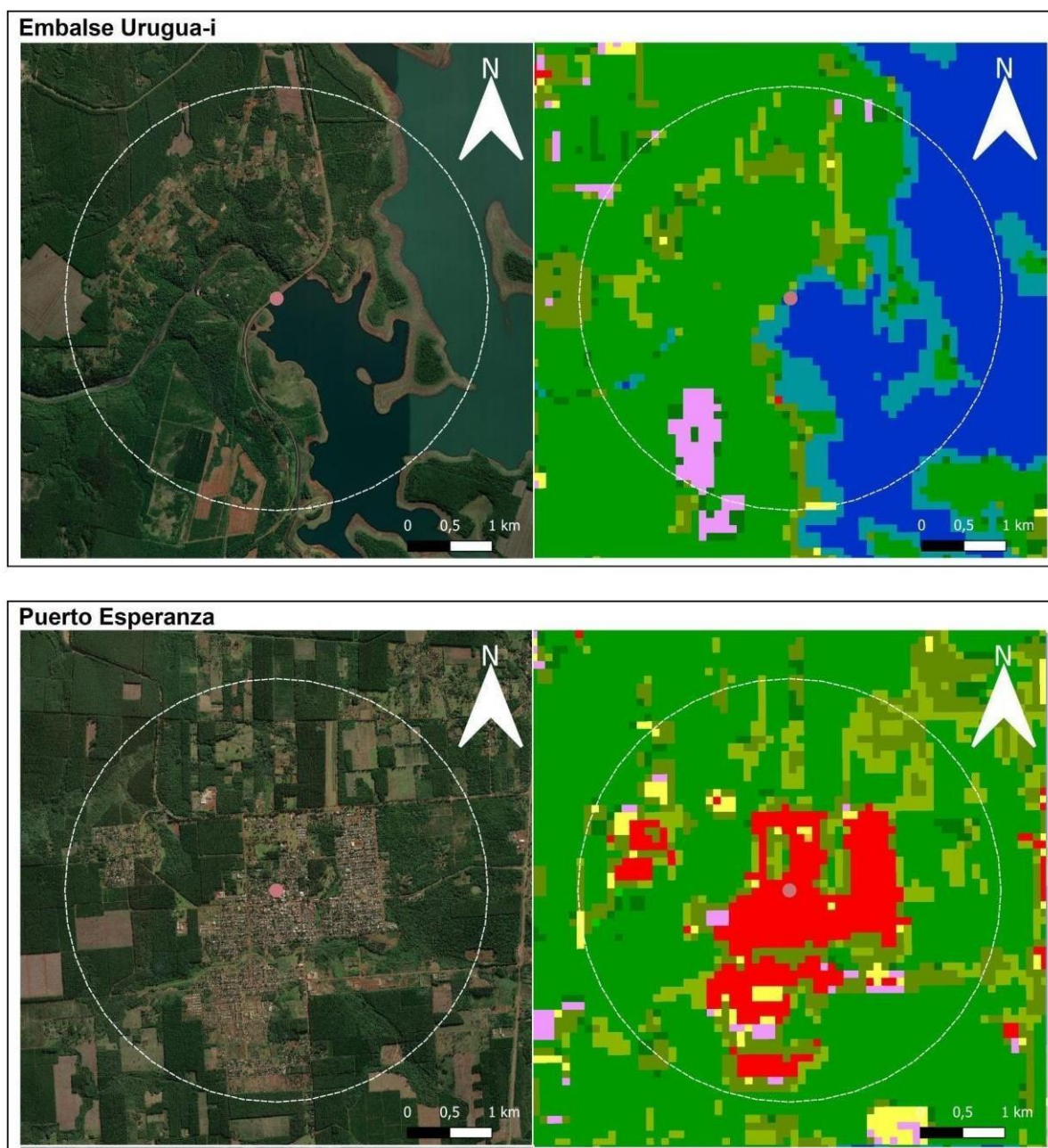


Figura 19. A la izquierda se muestran las vistas satelitales de cada uno de los sitios muestreados y a la derecha se visualiza en diferentes colores la clasificación del uso del suelo. Los puntos rosas simbolizan el lugar exacto de donde se obtuvo la muestra, mientras que la línea punteada blanca hace referencia al área de acción de la lechuza (19,6 km²).

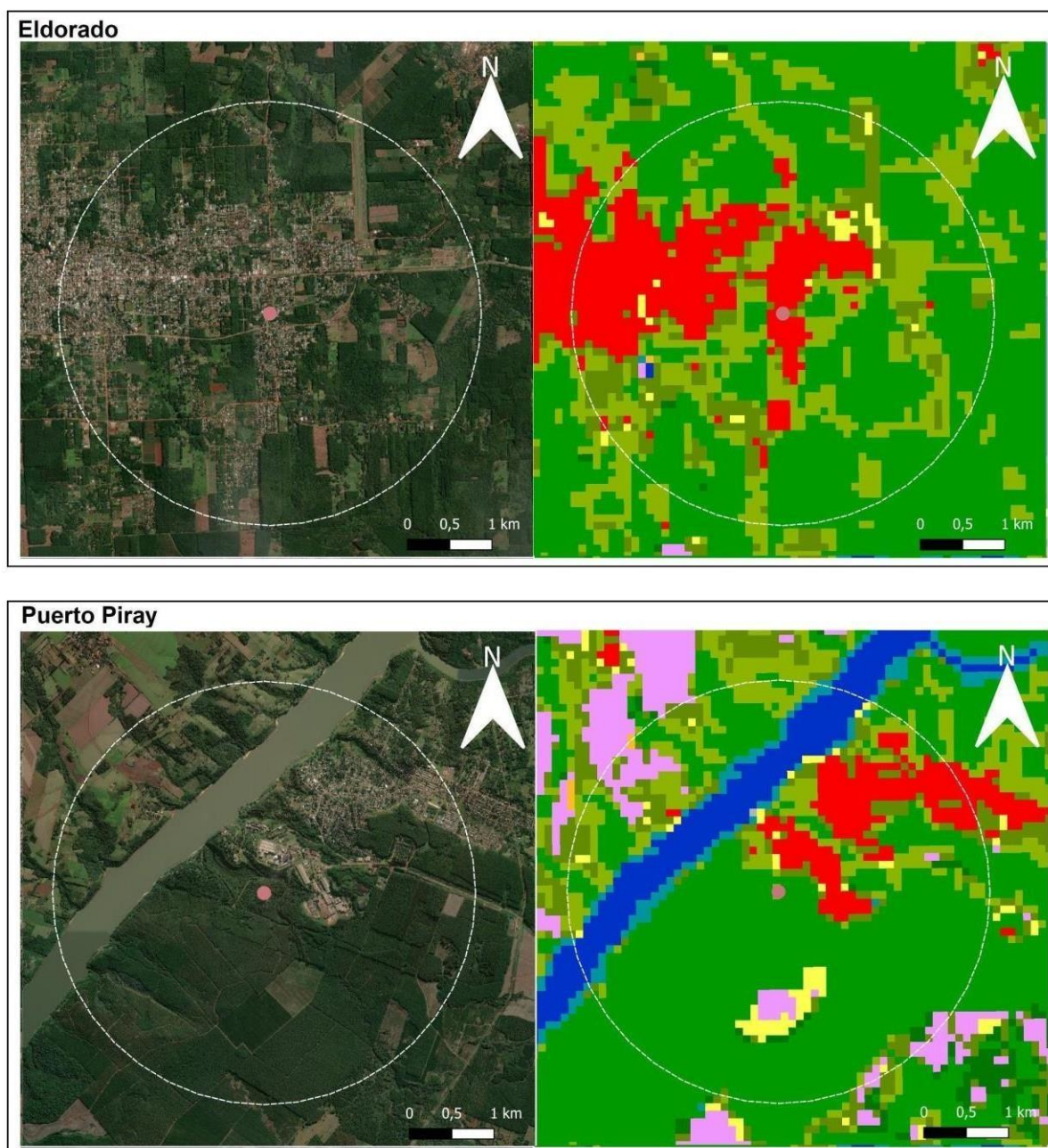


Figura 19 (continuación). A la izquierda se muestran las vistas satelitales de cada uno de los sitios muestreados y a la derecha se visualiza en diferentes colores la clasificación del uso del suelo. Los puntos rosas simbolizan el lugar exacto de donde se obtuvo la muestra, mientras que la línea punteada blanca hace referencia al área de acción de la lechuza (19,6 km²).

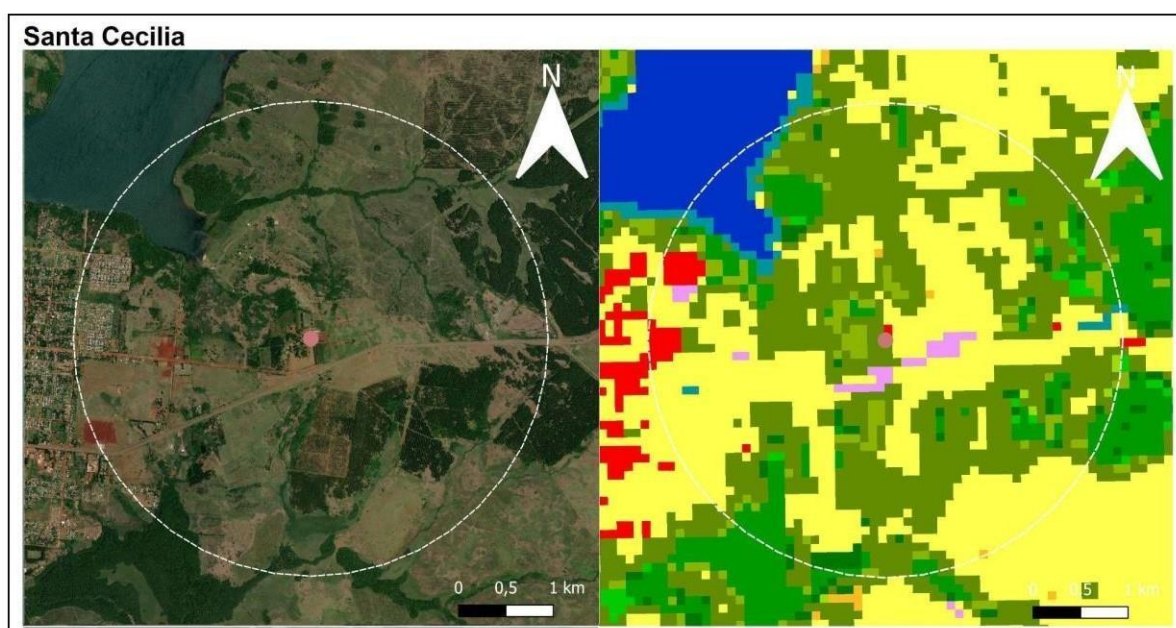
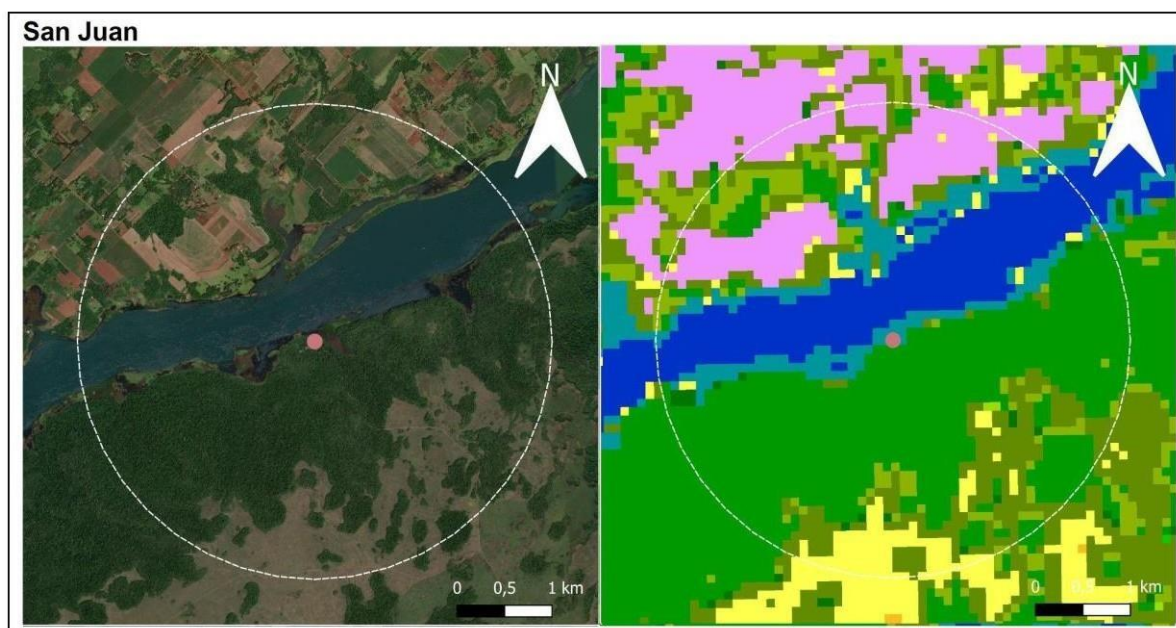


Figura 19 (continuación). A la izquierda se muestran las vistas satelitales de cada uno de los sitios muestreados y a la derecha se visualiza en diferentes colores la clasificación del uso del suelo. Los puntos rosas simbolizan el lugar exacto de donde se obtuvo la muestra, mientras que la línea punteada blanca hace referencia al área de acción de la lechuga (19,6 km²).

Tabla 12. Porcentajes de cobertura de suelo desnudo (SD), centros urbanos (CU), cultivos (C), herbáceas (H), arbustos (A), bosque abierto perennifolio (BAP), bosque abierto caducifolio (BAC), bosque abierto indeterminado (BAI), bosque perennifolio cerrado (BPC), bosque cerrado caducifolio (BCC), bosque cerrado indeterminado (BCI), plantas palustres (P) y cuerpos de agua permanente (CAP), e Índice de Shannon-Wiener (S-W) para cada uno de los polígonos realizados

Sitio	SD	CU	C	H	A	BAP	BAC	BAI	BPC	BCC	BCI	P	CAP	S-W
Embalse Urugua-i	0	0	3,2	0,1	0	3,9	0	5,6	51,9	0	2,1	9,6	24,0	1,39
Puerto Esperanza	0	20,4	1,4	2,3	0,04	9,4	0	14,0	50,3	0,04	2,0	0	0	1,4
Eldorado	0	20,9	0,04	0,9	0,04	23,0	0	10,8	44,2	0	0,1	0,04	0,04	1,33
Puerto Piray	0,04	8,8	2,6	2,6	0,04	11,0	0	7,3	53,5	0	0,8	3,5	9,8	1,56
San Juan	0	0	10,1	5,7	0	5,7	0,12	13,8	39,0	0	0,7	7,8	17,1	1,74
Santa Cecilia	0	1,5	1,0	39,6	0,1	3,6	0,4	40,2	7,0	0,7	2,0	1,5	2,3	1,44

No se encontró una asociación entre la diversidad de especies y la diversidad de clases de uso del suelo ($p= 0,43$ y $p\text{-valor}= 0,42$) ni con el número de parches totales ($p= 0,06$ y $p\text{-valor}=0,91$). El test de Mantel para la diferencia de diversidad y composición de especies en función de la distancia entre sitios no fue significativo. No hubo una relación entre la diferencia de la diversidad específica de los sitios con la distancia que los separa ($p= 0,29$ y $p\text{-valor}= 0,24$). No se encontró relación entre la diferencia de la diversidad específica y de la composición de los sitios con la diferencia de diversidad de clases de uso del suelo ($p= -0,24$ y $p\text{-valor}=0,88$ y $p= -0,42$ y $p\text{-valor}=0,92$).

Al realizar el Análisis de Componentes Principales (Figura 20) entre las distintas variables, se observan tres conjuntos de variables, que están explicando en igual medida la variabilidad. De la totalidad de las variables analizadas se tomaron los cultivos, los centros urbanos y la latitud.

Tabla 13. Número de parches de suelo desnudo (SD), centros urbanos (CU), cultivos (C), herbáceas (H), arbustos (A), bosque abierto perennifolio (BAP), bosque abierto caducifolio (BAC), bosque abierto indeterminado (BAI), bosque perennifolio cerrado (BPC), bosque cerrado caducifolio (BCC), bosque cerrado indeterminado (BCI), plantas palustres (P), cuerpos de agua permanente (CAP), para cada uno de los polígonos realizados y número de parches totales (N° tot).

Sitio	SD	CU	C	H	A	BAP	BAC	BAI	BPC	BCC	BCI	P	CAP	N° tot
Embalse Urugua-i	0	0	6	2	0	21	0	20	5	0	23	8	3	88
Puerto Esperanza	0	9	10	18	1	32	0	37	8	1	16	0	0	132
Eldorado	0	14	1	9	1	39	0	34	18	0	2	1	1	120
Puerto Piray	1	4	8	16	1	31	0	40	13	0	4	15	1	134
San Juan	0	0	5	25	0	24	1	25	15	0	11	11	3	130
Santa Cecilia	0	6	3	12	2	28	5	16	22	9	20	6	1	120

El primer componente explicó el 36,0% de la variabilidad en la abundancia relativa de las especies en los distintos sitios y el segundo explicó el 7,0% (Figura 21). Se observa que las especies *T. nigrita* y *N. lasiurus*, registradas en mayor proporción en San Juan (Tabla 6), están lejos de los centros urbanos, mientras que las especies pertenecientes al género *Rattus* sp. se encuentran asociadas positivamente a esta variable (Figura 21).

Por otro lado, se observa que las especies *N. squamipes*, *B. iheringi* y *B. chacoensis* se encuentran asociadas positivamente a la latitud y negativamente a los cultivos (Figura 21), estas fueron especies registradas para un solo sitio (Tabla 5). *H. vulpinus*, especie que solo fue registrada para Santa Cecilia, se encuentra asociada positivamente con cultivos.

Las especies *M. musculus* y *O. flavescens* no se encuentran asociadas a ninguna variable debido a que estuvieron presentes en todos los sitios. Lo mismo ocurre con *A. montensis* y *C. tener*, fueron dos especies que se registraron en todos los sitios, con excepción de San Juan o Eldorado respectivamente.

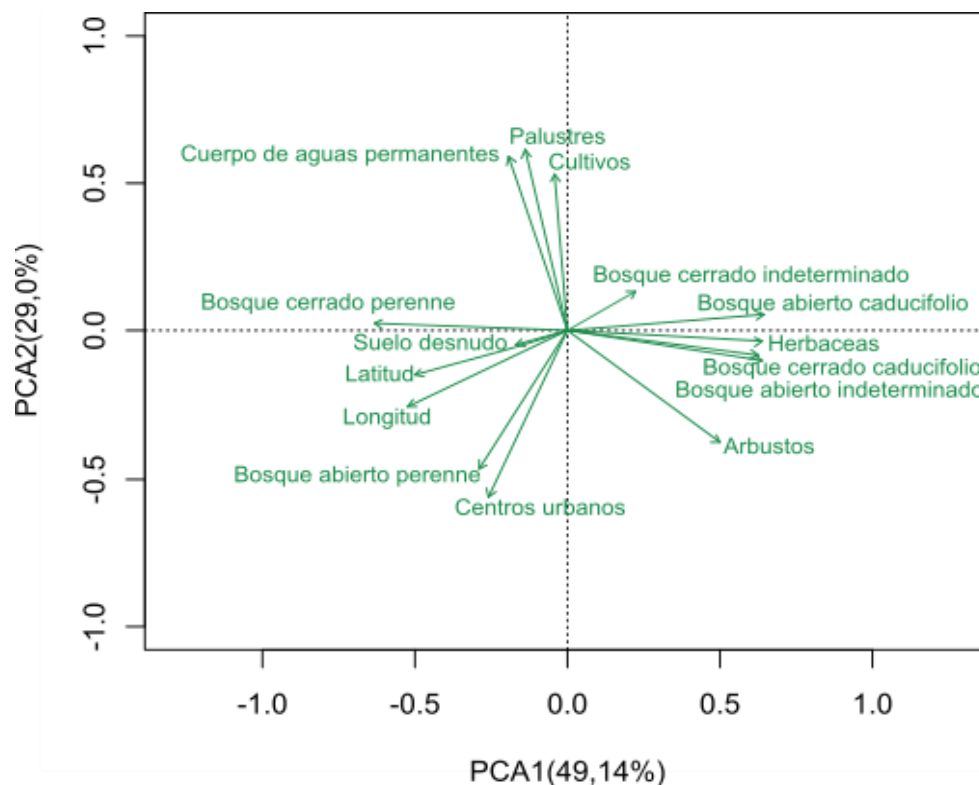


Figura 20. Análisis de Componentes Principales para las variables de cobertura analizadas (gráfico hecho con scaling=2).

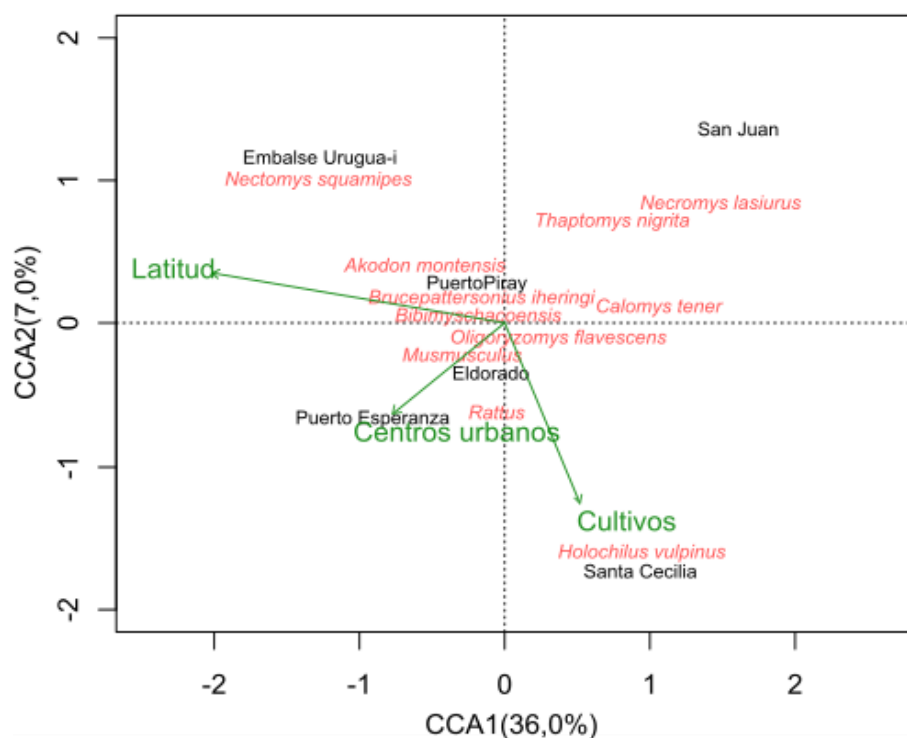


Figura 21. Análisis de Correspondencia Canónica para las especies de pequeños roedores encontrados y de las categorías de cobertura más importantes. En rojo se observan las especies de pequeños roedores, en negro los seis sitios muestreados y en verde las variables paisajísticas (gráfico hecho con scaling=2).

Discusión

A partir del estudio de caracteres morfométricos de restos óseos encontrados en egagrópilas, fue posible identificar nueve especies de roedores pertenecientes a la subfamilia Sigmodontinae y dos especies a la familia Muridae (*Mus musculus* y *Rattus* sp.) en el oeste de Misiones. Según un trabajo previo (Lanzone *et al.*, 2018) se esperaba para el oeste de la provincia una riqueza de entre nueve a 18 especies de sigmodontinos en áreas de 25 km², la cual no se ve reflejada en este estudio siendo que el sitio con mayor riqueza (Puerto Piray) tuvo sólo seis especies de sigmodontinos. Sin embargo, es importante considerar que la estimación de la riqueza en el trabajo de Lanzone y colaboradores (2018) se realizó en base a diferentes técnicas de muestreo realizadas a lo largo de varios años, lo que pudo abarcar distintos ensambles de roedores que fueron cambiando debido al disturbio antrópico y la fragmentación del paisaje, factores que afectan la riqueza y la diversidad de las especies (Pardini; 2004; Lanzone *et al.*, 2018).

Por otro lado, se esperaba que los sitios ubicados en el ecotono entre las dos ecorregiones tengan una mayor riqueza de roedores sigmodontinos, debido a la ocurrencia simultánea de especies endémicas de la Selva Paranaense y de Campos y Malezales (Lanzone *et al.*, 2018). Sin embargo, San Juan y Santa Cecilia, los sitios que se encuentran en el ecotono, no fueron los sitios con mayores valores de riqueza. Estos presentaron principalmente especies comunes a las dos ecorregiones, aunque en Santa Cecilia se registró la especie *H. vulpinus* propia de Campos y Malezales y en San Juan la especie *T. nigrita* propia de la Selva Paranaense, pero no se registraron especies exclusivas de ambas ecorregiones en un mismo sitio.

Contrariamente a lo esperado, no se observó una mayor diversidad de roedores en aquellos sitios con mayor heterogeneidad de ambientes. Por lo tanto, la composición y abundancia de roedores no estaría determinada únicamente por esta variable incluida en este estudio, pudiendo estar determinada por procesos de competencia, depredación y colonización y por el tipo de ambiente (Andersson & Erlinge, 1977; Hallet *et al.*, 1983; Hanski & Henttonen, 1996). Esta falta de asociación se vuelve a observar en que los resultados no apoyan la hipótesis de filtrado ambiental, donde aquellos sitios que tienen un paisaje más similar no son necesariamente los que tienen ensambles de roedores más similares. La dispersión de los roedores entre sitios cercanos (teoría neutral) tampoco sería un proceso de importancia que determine el ensamble de roedores a escala regional. La comunidad de roedores de las distintas ciudades, se puede caracterizar principalmente por un recambio de especies, a excepción de Eldorado, que presenta recambio con San Juan y está anidado en el resto de los sitios, es decir, la riqueza de especies de este sitio es un subconjunto del ensamble de especies de los otros sitios.

En cuanto a las especies identificadas a lo largo de este estudio, *M. musculus* y *O. flavescens*, fueron registradas en todos los sitios, siendo *M. musculus* la especie dominante en Embalse Urugua-i, Puerto Esperanza y Puerto Piray, mientras que *O. flavescens* resultó ser dominante en los otros tres sitios (Eldorado, San Juan y Santa Cecilia). La presencia de *M. musculus* puede deberse a que todos los sitios estuvieron caracterizados por centros urbanos o se encontraban cerca de alguno en cierta medida, como el Embalse Urugua-i que se encuentra a 5 km de la localidad Puerto Libertad. En este sitio, el cual se encuentra rodeado de una zona de bosque sin edificaciones, se contabilizaron un gran número de individuos de *M. musculus*. Esta es una especie de hábitos comensales pero que también puede coexistir con especies de roedores silvestres, en pastizales, cultivos y ambientes con baja intervención humana (Berry, 1981; Pocock *et al.*, 2005; Witmer & Jojola, 2006; Vadell *et al.*, 2014). Esta adaptabilidad depende de las características ambientales, como la disponibilidad de recursos, la presencia de depredadores y de competidores y podría ser la causa de la alta proporción de *M. musculus* que fueron identificados en el Embalse Urugua-i.

La segunda especie registrada en todos los sitios fue *O. flavescens*. En diversos estudios (Bilenca & Kravetz, 1995; Maroli *et al.*, 2018; Burgos *et al.*, 2022; Vadell *et al.*, 2022), se ha visto que no suele ser dominante en el ensamble de roedores por lo tanto los resultados observados se alejan de lo esperado, la alta abundancia de este roedor puede deberse a los valores más bajos de *A. montensis*. Es una especie de hábitos cursoriales-escansoriales que suele estar asociada a cuerpos de agua y a zonas húmedas (Muschetto *et al.*, 2018; Maroli, 2019; Vadell *et al.*, 2022). Ha sido registrada desde los ambientes abiertos de los Campos y Malezales del sur de Misiones, en arbustales, yerbatales con vegetación espontánea arbustiva, pastizales y pajonales, donde suele construir nidos hasta un metro por encima de la vegetación y también dentro de troncos y bajo la vegetación (Massoia 1961, 1965; Massoia & Fornes, 1965), como así también en ambientes modificados de la Selva Paranaense, bordes de bañados con gramillares y en bordes de arroyos y su intersección con caminos vehiculares (Galliari & Pardiñas, 2021).

Se esperaba que fuera *A. montensis* la especie dominante en la mayoría de los ensambles (Castro Antunes, 2010; Owen *et al.*, 2019; Skupien *et al.*, 2022) por su gran adaptabilidad a ambientes y por tolerar el disturbio antrópico (Goodin *et al.*, 2009). Fue registrada en todos los sitios estudiados, a excepción de San Juan, pero en frecuencias relativamente bajas en comparación con lo reportado por otros autores (Bonvicino *et al.*, 2002; Cirignoli *et al.*, 2011; Garcia, 2018; Burgos *et al.*, 2022). Es una especie que está presente tanto en la Selva Paranaense (Labaroni, 2019) como en Campos y Malezales y es considerada una especie generalista (Sanchez-Martinez & Owen, 2021). En un estudio realizado en la provincia ha sido registrada en bosques sucesionales o capueras y bordes de caminos con pajonales y arbustales heliófilos, bosques secundarios, bosques implantados, en bordes de arroyos, en

bañados del interior de la selva, en selvas y sarandizales de bordes de arroyos y en el interior de bosque, sea en selvas de terrazas, selvas de medias lomas y bosque mixto con *Araucaria* (Cirignoli *et al.*, 2011; Galliari & Pardiñas, 2021). Estudios anteriores han registrado esta especie en Santa Ana, ciudad adyacente con campo San Juan (Pardiñas *et al.*, 2003), en la Reserva Natural Osununú en San Ignacio (Vadell *et al.*, 2021), así como también en la misma Reserva San Juan donde fue recientemente capturada en una alta frecuencia (Daniela Lamattina, comunicación personal), por lo que la ausencia de registros en este sitio y la baja abundancia relativa en Santa Cecilia observada en el presente trabajo es algo llamativo.

A lo largo del estudio hubo ciertas especies de sigmodontinos que solo fueron registradas en un sitio, como fue el caso de *B. chacoensis*, *B. iheringi*, *H. vulpinus* y *N. squamipes*. Las especies *B. iheringi* y *B. chacoensis*, que solo fueron registradas en Puerto Piray, son sensibles a la degradación del hábitat y actualmente se encuentran categorizadas como casi amenazadas (Ojeda *et al.*, 2012; SADyS-SAREM, 2019). *B. chacoensis* es una especie semifosorial, cuyos registros mayormente provienen de egagrópilas con valores entre bajos a moderados de abundancia en el ensamble, siendo raramente capturada por trampas (Gonçalves, 2005; Pardiñas *et al.*, 2017). Habita principalmente áreas de bosque y se la puede encontrar en áreas abiertas y antropizadas, asociado a pastizales húmedos peri-selváticos, distribuyéndose en el sur de Brasil y nordeste de Argentina (Pardiñas *et al.*, 2017; Burgos, 2022) mientras que *B. iheringi* habita capueras, bosques secundarios y arbustales heliófilos en bordes de caminos rodeados de selva, selvas y sarandizales de borde de arroyos, interior de bosque, selvas de medias lomas y selvas de terraza (Galliari & Pardiñas, 2021) y presenta pocos registros en la provincia de Misiones (Mares & Braun, 2000). La presencia de estas especies en Puerto Piray, puede deberse a que >50% de la superficie de este sitio se encuentra representada por un estrato arbóreo perennifolio, donde más de la mitad del follaje de la copa de los árboles permanece verde durante todo el año. Estos resultados hacen pensar que este sitio sería de gran interés para la conservación, ya que alberga especies raras, cuyas poblaciones se encuentran en disminución (SADyS-SAREM, 2019).

Existen pocos registros de *H. vulpinus* en Misiones (Lanzone *et al.*, 2018), y en el presente trabajo fue identificada solamente en la muestra de Santa Cecilia, el sitio más al sur de este estudio, en concordancia con los registros previos de esta especie en la provincia que sugerían que su presencia está limitada a humedales dentro de la ecorregión Campos y Malezales y del bioma pampeano (Pardiñas *et al.*, 2017). *N. squamipes*, es una especie endémica de la ecorregión Selva Paranaense, la cual fue identificada solamente en el Embalse Urugua-i, es de hábitos semiacuáticos y se encuentra asociada a selvas primarias y secundarias y frecuente sitios mayormente húmedos, cerca del agua como pantanos, lagos y costas de ríos y arroyos (Gil, 2006; Pardiñas *et al.*, 2017) por lo que no es frecuentemente capturada debido a sus hábitos semiacuáticos (García, 2018). Según la bibliografía se encuentra ampliamente

distribuida a lo largo de toda la provincia (Gil, 2006; SADyS-SAREM, 2019) y en un estudio realizado en 1986, llevado a cabo en la cuenca del arroyo Uruguay resultó ser la tercera especie más frecuente (Gil, 2006) y también ha sido registrado para esta zona en un estudio llevado a cabo en el 2018, aunque solo se identificó un individuo como ocurrió en este estudio (García, 2018). También ha sido registrada en el Parque Nacional Iguazú y el Parque Provincial Uruguay, aunque seguramente habita otras áreas donde aún no fue reportada por falta de muestreos o debido a los hábitos reservados y nocturnos que tiene la especie (Gil, 2006).

C. tener fue identificada en todos los sitios con excepción de Eldorado, es una especie de hábitos terrestres que prefiere arbustales y pastizales, pero se encuentra adaptada a la modificación del hábitat, tolerando la presencia humana y los cambios constantes en el ambiente producto de las técnicas de cultivo (Burgos *et al.*, 2021; Galliari & Pardiñas, 2021). Esta especie, de la cual no se tienen muchos registros confirmados en la provincia, fue capturada recientemente en áreas abiertas de cultivos de yerba en el norte de Misiones, confirmando su identificación específica a través de análisis moleculares (Burgos *et al.*, 2021; Galliari & Pardiñas, 2021; Burgos, 2022). Según la categorización de SADyS-SAREM está registrada solamente en la porción sureste de la provincia, sin embargo, se cree que los individuos que fueron identificados previamente como *C. laucha* en la provincia en realidad pertenecen a este taxón, por lo que durante el presente estudio se considera a los individuos de *Calomys* sp. como *C. tener* (González-Iltig *et al.*, 2019). Por otro lado, en un estudio realizado en Wanda (Burgos *et al.*, 2021), en el departamento de Iguazú se registraron cuatro individuos de *C. tener*. Los resultados obtenidos por Burgos y colaboradores, sumados a los hallados en el presente trabajo sugieren que la distribución de esta especie debería ser revisada y actualizada.

N. lasiurus cuenta con escasos registros en Misiones, principalmente al centro sur de la provincia, en la ecorregión de campos y malezales (Galliari & Pardiñas, 2021). En este estudio ha sido registrada solamente en los sitios ubicados más al sur de la provincia, sitios que se encuentran en el ecotono. Estos sitios son los que presentan mayores valores de estratos bajos, como cultivos, herbáceas y arbustos a comparación del resto de los sitios donde el porcentaje del estrato arbóreo es mayor al 60%. Además, la muestra obtenida en Santa Cecilia, fue obtenida de un galpón de acopio dentro de una estancia dedicada a la ganadería, por lo cual la presencia de *N. lasiurus* en este sitio era esperable, debido a que esta especie se encuentra registrada en pastizales, a lo largo de cultivos, en ambientes abiertos, transformados o con fuerte presión agrícola y ganadera (Galliari & Pardiñas, 2021).

T. nigrita se encuentra restringido a lugares más bien húmedos de las selvas subtropicales, siguiendo el curso del río Paraná y también se lo ha registrado en selvas de *Araucaria angustifolia*, siendo endémico de la Selva Paranaense (Gil, 2006; Galliari & Pardiñas, 2021; SADyS-SAREM, 2022). En este estudio fue registrada para Puerto Esperanza, Puerto Piray y

San Juan, sitios cercanos al río Paraná, datos que aportan a la distribución de esta especie registrada anteriormente en el sur de la provincia: San Ignacio, Candelaria, Arroyo Yabebyri, Oberá, Campo Ramón (Patton, 2015) y en Aristóbulo del Valle (Cirignoli *et al.*, 2011). Es una especie de hábitos semi fosoriales, que habita troncos, raíces de árboles y campos cultivados en regiones forestadas (Pardiñas *et al.*, 2017).

Por los hábitos ecológicos y distribucionales de las especies de roedores mencionadas anteriormente, se esperaba que las muestras obtenidas en Puerto Esperanza y en Eldorado estuvieran representadas en mayor medida por las especies de roedores que soportan el disturbio antrópico, al ser muestras obtenidas del centro de la ciudad, sitios que presentaron los valores más altos de urbanización. Puerto Esperanza, (ciudad de 15 mil habitantes) presentó una riqueza de seis especies, donde casi el 80% de la abundancia total de la comunidad era *M. musculus* y donde también se registró la presencia de *Rattus* sp. En cambio, en Eldorado, la tercera ciudad más grande de la provincia (ca 60 mil habitantes) se registraron tres especies de roedores y fue *M. musculus* la especie de menor abundancia contrariamente a lo esperado, contabilizando un gran número de cinturas pélvicas de anuro en esta muestra. Conociendo los hábitos tróficos de la lechuza de campanario, la cual consume de acuerdo a la disponibilidad de presas en el ambiente, se infiere que durante ese periodo de tiempo hubo un aumento en la abundancia de anuros (Bosé & Guidali, 2001), probablemente debido a un gran número de cuerpos de agua temporarios, según los valores de precipitaciones (>100 mm; Servicio Meteorológico Nacional, 2022) registrados para ese año durante el mes de septiembre. Para este análisis, la capa raster utilizada corresponde a la última versión disponible en el sitio del año 2019, año en que se registró un aumento de temperatura en la provincia debido a una ola de calor (Servicio Meteorológico Nacional, 2022), por lo que estos cuerpos de agua temporales no se verían reflejados en los valores de cobertura obtenidos.

A partir del análisis de egagrópilas de *T. furcata*, fue posible conocer la composición de pequeños roedores en distintos sitios a lo largo de la ruta nacional 12 y aportar información sobre las especies de roedores presentes en la provincia de Misiones, aspecto que aún requiere mayor estudio a pesar de que en la última década aumentaron los estudios sobre el tema (Mares & Braun, 2000; Melo *et al.*, 2011; Lanzone *et al.*, 2018; Galliari & Pardiñas, 2021).

Referencias bibliográficas

Abreu, E. & Percequillo, A. (2019). Small mammals of the Estação Ecológica de Bananal, southeastern Atlantic Forest, Brazil, with description of a new species of *Brucepattersonius*

- (Rodentia, Sigmodontinae). *Papeis Avulsos de Zoologia*. 50: 1-116. <https://doi.org/10.11606/2176-7793/2019.50.01>.
- Aliabadian, M., Alaie Kakhki, N., Mirshamsi, O., Nijman, V., & Roulin, A. (2016). Phylogeny, biogeography, and diversification of barn owls (Aves: Strigiformes). *Biological Journal of the Linnean Society*. 119: 904-918, <https://doi.org/10.1111/bij.12824>.
- Andersson, M., & Erlinge, S. (1977). Influence of predation on rodent populations. *Oikos*. 29: 591-597. <https://doi.org/10.2307/3543597>.
- Andrade, A., De Menezes, J.F.S., & Monjeau, A. (2016). Are owl pellets good estimators of prey abundance? *Journal of King Saud University-Science*, 28: 239-244. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2015.10.007>.
- Aragón, E.E., Garza, A. & Cervantes, F.A. (2009). Estructura y organización de los ensambles de roedores de un bosque de la Sierra Madre occidental, Durango, México. *Revista Chilena de Historia Natural* 82: 523-542. <http://doi.org/10.4067/S0716-078X2009000400007>.
- Ballejo, F., Moreira, J., Tonni, E. & Santis, L. (2011). Roedores cricétidos de la Provincia de Mendoza: *Guía cráneo-dentaria orientada para su aplicación en estudios zooarqueológicos*.
- Barreto Caceres, M.B., & Owen, R.D. (2019). Relación de los pequeños mamíferos terrestres (Rodentia y Didelphimorphia) con la estructura de la vegetación en el Bosque Atlántico Interior – un análisis multivariado. *Therya* 10: 359-369. DOI: 0.12933/therya-19-819
- Barquez, R., Diaz, M. & Ojeda, R. (2006). Los Mamíferos de Argentina, Sistemática y Distribución. Publicado en SAREM.
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global ecology and biogeography*, 19: 134-143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>.
- Baselga, A., & Gómez Rodríguez, C. (2019). Diversidad alfa, beta y gamma: ¿cómo medimos diferencias entre comunidades biológicas?. *Nova Acta Científica Compostelana*, 26: 39-45.
- Baselga, A., Orme, D., Villeger, S., De Bortoli, J., Leprieur, F. & Logez, M.(2022). betapart: Partitioning Beta Diversity into Turnover and Nestedness Components. R package version 1.5.6. <https://CRAN.R-project.org/package=betapart>
- Belloq, M.I. (1998). Prey Selection by Breeding and Nonbreeding Barn Owls in Argentina. *The Auk*, 115: 224-229. <https://doi.org/10.2307/4089132>.
- Bernard, N., Michelat, D., Raoul, F., Quéré, J.-P., Delattre, P., & Giraudoux, P. (2010). Dietary response of Barn Owls (*Tyto alba*) to large variations in populations of common voles (*Microtus arvalis*) and European water voles (*Arvicola terrestris*). *Canadian Journal of Zoology*, 88: 416-426. <https://doi.org/10.1139/Z10-011>.
- Berry, R.J. (1981). Town mouse, country mouse: adaptation and adaptability in *Mus domesticus* (*M. musculus domesticus*). *Mamm Rev* 11: 91-136. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.1981.tb00001.x>.

- Biedma, L., Román, J., Godoy, J.A., & Calzada, J. (2019). Using owl pellets to infer habitat associations and clarify the regional distribution of a cryptic shrew. *Journal of Zoology*. 308: 139-148. <https://doi.org/10.1111/jzo.12660>.
- Bilenca, D.N. & Kravetz, F.O. (1995). Patterns of relative abundance in assemblages of small rodents in the Pampas region. *Austral Ecology*. 5: 21-30.
- Blair, F.W (1940). A study of prairie deer-mouse populations in southern Michigan. *Amer. Midl.Nat.* 24, 273-305.
- Bó, M.S., Baladrón, A.V. & Biondi, L.M. (2007). Ecología trófica de Falconiformes y Strigiformes: tiempo de síntesis. *Hornero* 22:97-115.
- Bonvicino, C.R. & Bezerra, A.M.R. (2003). Use of Regurgitated Pellets of Barn Owl (*Tyto alba*) for Inventorying Small Mammals in the Cerrado of Central Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna E.* 38: 1-5. <http://doi.org/10.1076/snfe.38.1.1.14030>.
- Bonvicino, C., Lindbergh, S. & Maroja, L. (2002). Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potencial use for monitoring environment. *Brazilian Journal of Biology* 62: 765-774. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842002000500005>.
- Bougeard, S. & Dray, S. (2018). "Supervised Multiblock Analysis in R with the ade4 Package" *Journal of Statistical Software*, 86:1-17. <https://doi.org/10.18637/jss.v086.i01>.
- Bovendorp, R.S., Laskowski, J.A. & Percequillo, A.R. (2017). A first view of the unseen: Nests of an endangered Atlantic Forest rat species. *Mammalia* 81: 203-206. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2015-0178>.
- Bradley, C. & Altizer, S. (2006). Urbanization and the ecology of wildlife diseases. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 95-102. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.11.001>.
- Burgos, E.F. (2022). Estudio de la interacción entre orthohantavirus y roedores en el departamento Iguazú, Misiones. *Tesis doctoral*. Universidad de Buenos Aires.
- Burgos, E.F., Labaroni, C. Lanzone, C., Urdapilleta, M & Gómez Villafañe, I.E. (2022). Nuevos registros de *Calomys tener* (Rodentia: Cricetidae, Sigmodontinae) que amplían la distribución y diversidad genética conocida para Misiones, Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 29: e0654. <https://doi.org/10.31687/saremMN.22.29.1.04.e0654>.
- Buttigieg, P.L. & Ramette, A. (2014). A Guide to Statistical Analysis in Microbial Ecology: a community-focused, living review of multivariate data analyses. *FEMS Microbiol Ecol.* 90: 543-550. <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12437>.
- Carvalho Coutinho, L. & Alves de Oliveira, J. (2017). Relating appendicular skeletal variation of sigmodontine rodents to locomotion modes in a phylogenetic context. *J Anat.* 231: 543-567. <https://doi.org/10.1111/joa.12665>.
- Castro Antunes, P., Campos, M.A.A., Oliveira-Santosa, L.G.R. & Graipel, M.E. (2010). Population dynamics of *Akodon montensis* (Rodentia, Cricetidae) in the Atlantic Forest of

southern Brazil. *Mammalian Biology* 75:186-190.
<https://doi.org/10.1016/j.mambio.2009.03.016>.

- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K. & Ellison, A.M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84: 45-67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>.
- Chessel, D., Dufour, A. & Thioulouse, J. (2004). "The ade4 Package - I: One-Table Methods" *R News*, 4(1), 5-10. <URL: <https://cran.r-project.org/doc/Rnews/>>.
- David, P.G. (1996). Nesting and food habitats of barn owls in south Florida. *Fla. Field. Nat.* 24: 93-100.
- D'Elia, G., Fabre, P. & Lessa, E. (2019). Rodent systematics in an age of discovery: Recent advances and prospects. *Journal of Mammalogy*. 100. 852-871. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy179>.
- Devkar, R.V. (2009). Episodes of unnatural injury and death of barn owls (*Tyto alba*); a warning call. *Curr. Sci.* 96: 209-210. <http://www.jstor.org/stable/24105182>.
- Dray, S. & Dufour, A. (2007). "The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists" *Journal of Statistical Software*, 22: 1-20. <https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04>.
- Dray, S., Dufour, A. & Chessel, D. (2007). "The ade4 Package - II: Two-Table and K-Table Methods." *_R News_*, *7*(2), 47-52. <URL: <https://cran.r-project.org/doc/Rnews/>>.
- Fahrig, L. (1997). Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *J Wildl Manag* 61: 603-610. <https://doi.org/10.2307/3802168>.
- Fontana, J. (1996). Los pajonales mesófilos semi-naturales de Misiones (Argentina). *Phytocoenologia*. 26: 179-271. <https://doi.org/10.1127/phyto/26/1996/179>.
- Formoso, A.E. & Teta, P.V. (2019). Riqueza, endemismo y conservación de roedores sigmodontinos en Argentina. *Mastozoología Neotropical*. 26: 99-116. <https://doi.org/10.31687/saremMN.19.26.1.0.17>.
- Formoso, A., Udrizar Sauthier, D., de Tommaso, D. & Teta, P.V. (2021). Los análisis de egagrópilas y su impacto en el conocimiento de los micromamíferos de la Patagonia. *Mastozoología Neotropical*. 28: 001-012. <https://doi.org/10.31687/saremMN.21.28.1.0.09>.
- Fraschina, J., León, V.A. & Busch, M. (2014). Role of Landscape Scale in the Distribution of Rodents in an Agroecosystem of Argentina. *Journal of Agricultural Science* 6:22-35. <http://doi.org/10.5539/jas.v6n12p22>.
- Galliari, C.A. & Goin, F. (1993). Conservación de la Biodiversidad en la Argentina: el caso de los mamíferos. En: Goin F. & Goñi R. (eds.). *Elementos de Política Ambiental. La Plata: Honorable Cámara de Diputados de la provincia de Buenos Aires*. 367-400.

- Galliari, C.A., & Pardiñas, U.F.J. (2021). Roedores sigmodontinos de la Provincia de Misiones (Argentina): Síntesis de datos en una década de muestreos esporádicos. *Ecología en Bolivia*, 56: 42-64.
- García, G.V. (2018). Efecto de las plantaciones de pino sobre la diversidad y composición de un ensamble de micromamíferos no voladores del Bosque Atlántico del Alto Paraná en el norte de la provincia de Misiones, Argentina. *Tesis de doctorado*. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
- Gil, G. (2006). Los ensambles de los mamíferos de Misiones. Los mamíferos de la provincia de Misiones, Argentina (E. Massoia, J. C. Chebez & A. Bosso), *Fundación Azara*, Buenos Aires.
- Giraud, A., Povedano, H., Belgrano, M., Krauczuk, E., Pardiñas, U.F.J., Miquelarena, A., Ligier, D., Baldo, D. & Castelino, M. (2003). Biodiversity Status of the Interior Atlantic Forest of Argentina. En: Galindo-Leal, C. & de Gusmao Camara, I. (ed.) "The Atlantic Forest of South America. Biodiversity Status, Threats, and Outlook", *Island Press*. Pp. 160-180.
- Gomez, M. D., Fontanarrosa, G., Ortiz, P.E. & Jayat, J.P. (2012). Pequeños mamíferos predados por la Lechuza de Campanario (*Tyto alba*) en la ecorregión del Chaco Seco en el noroeste argentino; Asociación Ornitológica del Plata; *El Hornero*; 27: 127-135.
- Gonçalves, F. et al. (2018). Atlantic mammals traits: A dataset of morphological traits of mammals in the Atlantic Forest of South America. *Ecology*. 99:498. <https://doi.org/10.1002/ecy.2106>.
- Gonçalves, P.R., Oliveira, J.A, Corrêa, M.O. & Pessôa, L.M. (2005). Morphological and cytogenetic analyses of *Bibimys labiosus* (Winge, 1887) (Rodentia, Sigmodontinae): Implications for its Affinities with the Scaeteromyine Group', in Eileen Lacey (ed.), *Mammalian Diversification: From Chromosomes to Phylogeography University of California Publications in Zoology*, Berkley. <https://doi.org/10.1525/california/9780520098534.003.0007>.
- Goodin, D., Paige, R., Labaroni, C.A., Formoso, A.E., Burgos, E.F., Carrizo, L.V., Lanzone, C. & Cirignoli, S. (2019). Akodon montensis. En: SAyDS-SAREM (eds.) Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina.
- Hallett, J. G., O'Connell, M.A., & Honeycutt, R. L. (1983). Competition and Habitat Selection: Test of a Theory Using Small Mammals. *Oikos*. 40: 175-181. <https://doi.org/10.2307/3544580>.
- Hanski, I. & Henttonen, H. (1996). Predation on competing rodent species: a simple explanation of complex patterns. *J. Anim. Ecol.* 65: 220-232. <https://doi.org/10.2307/5725>.
- Hesselbarth, M.H.K., Sciaini, M., With, K.A., Wiegand, K. & Nowosad, J. (2019). landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. - *Ecography* 42:1648-1657.

- Hijmans, R.J. (2022). terra: Spatial Data Analysis. R package version 1.5-21. <https://CRAN.R-project.org/package=terra>.
- Hill, M.O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54: 427-432. <https://doi.org/10.2307/1934352>.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H & Chao, A. (2020). iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 2.0.20.
- Jayat, J.P., Ortiz, P.E., Teta, P.V., Pardiñas, U.F.J. & D' Elía, G.(2006). Nuevas localidades argentinas para algunos roedores sigmodontinos (Rodentia: Cricetidae) *Mastozoología Neotropical*. 13: 51-67.
- Jones, J., Nowak, R. & Paradiso, J. (1984). Walker's Mammals of The World. *Journal of Mammalogy*. 65. 171. <https://doi.org/10.2307/1381225>.
- Kindt, R. & Coe, R. (2005) Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. *World Agroforestry Centre* (ICRAF), Nairobi.
- Kraft, N., Adler, P., Godoy, O., James, E., Fuller, S. & Levine, J. (2014). Community assembly, coexistence, and the environmental filtering metaphor. *Functional Ecology*. 29: 592-599. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12345>.
- Krebs, C.J. (1999). *Ecological Methodology*. 2nd Edition, Benjamin Cummings, Menlo Park, 620 p.
- Lacher, T. E., Murphy, W.J., Rogan, J., Smith, A.T. & Uphamm, N.S. (2017). Evolution, phylogeny, ecology, and conservation of the Clade Glires: Lagomorpha and Rodentia. *Handbook of mammals of the world*, Volume 6: lagomorphs and rodents (D. E. Wilson, J. T. E. Lacher & R. A. Mittermeier, eds.). Lynx Ediciones, Barcelona.
- Lanzone, C., Labaron, C.A., Formoso, A., Buschiazzi, L. M., Da Rosa, F. & Teta, P.V. (2018). Diversidad, sistemática y conservación de roedores en el extremo sudoccidental del Bosque Atlántico Interior. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 20:151–164. <http://revista.macn.gob.ar/ojs/index.php/RevMus/article/view/566>.
- Legendre, P., Borcard, D. & Peres-Neto, P. (2005). Analyzing beta diversity: Partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*. 75: 435-450. <https://doi.org/10.1890/05-0549>.
- Ligier, H.D. (1999). Caracterización geomorfológica y edáfica de la provincia de Misiones. *Fundación Vida Silvestre Argentina*, Buenos Aires, Argentina.
- Litvaitis, J.A., Titus, K. & Anderson, E.M. (1994). Measuring vertebrate use of terrestrial habitats and foods. *Research and management techniques for wildlife and habitats* (T. A. Book).
- Love, R.A., Webon, C., Glue, D.E., Harris, S.O.A. & Harris, S. (2000). Changes in the food of British Barn Owls (*Tyto alba*) between 1974 and 1997. *Mammal Review*, 30: 107-129. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2907.2000.00060.x>.

- Magurran, A.E. (1988). Ecology diversity and its measurement. Princeton, N.J. University Press.
<https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>.
- Mantel, N. (1967). The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Res.* 27: 209-220.
- Mares, M.A., & Braun, J.K. (2000). Three new species of *Brucepattersonius* (Rodentia: Sigmodontinae) from Misiones province, Argentina. *Occasional Papers, Sam Noble Oklahoma Museum of Natural History* 9:1-13.
- Maroli, M. (2019). Dinámica poblacional, uso del espacio y seroprevalencia de hantavirus en roedores sigmodontinos de islas del Predelta del río Paraná, Argentina. Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires en el área Ciencias Biológicas.
- Maroli, M., Vadell, M.V., Padula, P. & Gómez Villafañe I.E. (2018). Rodent Abundance and Hantavirus Infection in Protected Area, East-Central Argentina. *Emerging Infectious Diseases* 24:131-134. <https://doi.org/10.3201/eid2401.171372>.
- Massa, C. (2015). Ecología del paisaje: comunidades de pequeños roedores de la Provincia de Entre Ríos. *Tesis Doctoral*. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.
- Massa, C., Teta, P.V. & Cueto, G.R. (2014). Effects of regional context and landscape composition on diversity and composition of small rodent assemblages in Argentinian temperate grasslands and wetlands. *Mammalia*. 78: 371-382.
<https://doi.org/10.1515/mammalia-2013-0074>.
- Massa, C., Teta, P.V., Cueto, G.R. (2020). Changes in the roles of spatial and environmental processes in the structuring of rodent metacommunities; Elsevier GmbH, Urban & Fischer Verlag; *Basic and Applied Ecology*, 45: 42-50. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2020.03.001>.
- Massoia, E. (1961). Nota sobre los Cricétidos de la selva Marginal de Punta Lara (Mammalia, Rodentia). Publicaciones del Museo Municipal de Ciencias Naturales y Tradicional de Mar del Plata. 1:115-134.
- Massoia, E. (1965). Los roedores del Delta del Paraná. Serie descriptiva. Noticias del Delta, Boletín de Divulgación 3:1-3.
- Massoia, E & Fornes, A. (1965). Nuevos datos sistemáticos, biológicos y etoecológicos de *Oryzomys* (*Oligoryzomys*) *delticola* Thomas (Rodentia-Cricetidae). Delta del Paraná, Investigaciones Agrícolas 4:27-34.
- Melo, G., Sponchiado, J., Machado, A. & Cáceres, N. (2011). Small-mammal community structure in a South American deciduous Atlantic Forest. *Community Ecology* 12:58-66.
<https://www.jstor.org/stable/24113714>.
- Moro, D. (1991). The Distribution of small mammal species in relation to heath vegetation near Cape Otway, Victoria. *Wildlife Research - wildlife res.* 18. 605 - 617.
<https://doi.org/10.1071/WR9910605>.

- Morris, D.W. (1987). Ecological Scale and Habitat Use. *Ecology*, 68: 362–369. <https://doi.org/10.2307/1939267>.
- Muschetto, E., Cueto, G.R., Cavia, R. (2018). Long-Term Study of a Hantavirus Reservoir Population in an Urban Protected Area, Argentina. *EcoHealth* 15: 804-814. <https://doi.org/10.1007/s10393-018-1360-3>.
- Nenadic, O., Greenacre, M. (2007). Correspondence Analysis in R, with two- and three-dimensional graphics: The ca package. *Journal of Statistical Software* 20: 1-13.
- Ojeda, R.A., Chillo, V. & Diaz, G.B. (2012). Libro Rojo de Mamíferos Amenazados de la Argentina. Mendoza: Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos. Isenrath (Eds.).
- Oksanen, J.F., Blanchet, G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B, Simpson, G.L., Solymos, P.M., Stevens, H.H., Szoecs, E. & Wagner, H. (2020). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Ortiz, P.E. (2022). Las egagrópilas de aves rapaces nocturnas y su uso en mastozoología. *Notas sobre Mamíferos Sudamericanos* 4. <http://doi.org/10.31687/SaremNMS22.9.1>.
- Owen, R., Camp, J & Jonsson, C. (2019). Sigmodontine community and species responses to El Niño and precipitation in different levels of forest degradation. *Therya*. 10: 255-265. DOI: 10.12933/therya-19-899.
- Panisse, G. (2015). Patrones de diversidad de helmintos en roedores sigmodontinos de la selva atlántica interior en Argentina. *Tesis de doctorado*. Universidad Nacional de La Plata. Facultad de Ciencias Naturales y Museo.
- Pardini, R. (2004). Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation*. 13: 2567-2586. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000048452.18878.2d>.
- Pardini, R., Marques de Souza, S., Braga-Neto, R. & Metzger, J. (2005). The role of Forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic Forest landscape. *Biological Conservation*. 124: 253-266. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.033>.
- Pardiñas, U.F.J. *et al.* (2017). Cricetidae (true hamsters, voles, lemmings and new worldrats and mice) – Species accounts of Cricetidae. *Handbook of the Mammals of the World* vol. 7. Rodents II. (D. E. Wilson, T. E. Lacher, R. A. Mittermeier, eds.). Lynx Ediciones, Barcelona.
- Pardiñas, U.F.J., Voglino, D. & Galliari, C. (2017). Miscellany on *Bibimys* (Rodentia, Sigmodontinae), a unique akodontine cricetid. *Mastozoología Neotropical* 24: 241-250.
- Patterson, B. (2002). On the continuing need for scientific collecting of mammals. *Mastozoología Neotropical*. 9: 253-262.
- Patton, J., Pardiñas, U.F.J. & D'Elia, G. (2015). *Mammals of South America*, 2: rodents. University of Chicago Press, Chicago. <https://doi.org/10.5710/AMGH.v53i4.1>

- Placi, G. & Di Bitetti, M. (2006). Environmental situation in the ecoregion of Atlantic Forest of Alto Paraná (Atlantic Forest). [In Spanish.] In The environmental situation Argentina, ed. A. Brown, U. Martínez Ortiz, M. Acerbi, and J. Corcuer, 195-209. Buenos Aires: Fundación Vida Silvestre Argentina.
- Pebesma, E., (2018). Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal* 10: 439-446, <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>.
- Peña, N., Butet, A., Delettre, Y., Paillat, G., Morant, P., Du-Blayo, L. & Burel, F. (2003). Response of the small mammal community to changes in western French agricultural landscapes. *Landscape Ecology*. 18: 265-278. <https://doi.org/10.1023/A:1024452930326>.
- Pocock, M.J.O., Hauffe, H. & Searle, J.B. (2005). Dispersal in house mice. *Biological Journal of the Linnean Society*. 84: 565-83. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2005.00455.x>.
- QGIS. Equipo de Desarrollo (2022). Sistema de Información Geográfica QGIS. Proyecto de Fundación Geoespacial de código abierto.
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rocha, R.G., Ferreira, E., Leite, Y.L.R., Fonseca, C. & Costa, L.P. (2011). Small mammals in the diet of Barn owls, *Tyto alba* (Aves: Strigiformes) along the mid-Araguaia River in central Brazil. *Zoología*. 28: 709-716, <http://doi.org/10.1590/S1984-46702011000600003>.
- Sánchez-Martínez, J. & Owen, R. (2021). Population characteristics of *Akodon montensis* (Sigmodontinae) in response to habitat degradation and food availability. *Therya*. 12: 5-13. DOI: 10.12933/therya-21-963.
- Sciaini, M., Fritsch, M., Scherer, C., Simpkins, C.E. (2018). NLMR and landscapetools: An integrated environment for simulating and modifying neutral landscape models in R. *Methods Ecol Evol*. 2018;9:2240-2248.
- Séchaud, R., Schalcher, K. & Almasi, B. (2022). Home range size and habitat quality affect breeding success but not parental investment in barn owl males. *Sci Rep* 12, 6516. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-10324-7>.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos (SAyDS-SAREM) (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>.
- Skupien, F., Rodrigues, D., Sausen, J., Gonçalves, G & Lima, D. (2022). Small mammals and microhabitat selection in forest fragments in the transition zone between Atlantic Forest and Pampa biome. *Papéis Avulsos de Zoologia* (São Paulo). 62, e202262039. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2022.62.039>.

- Smith, M.F., Patton, J.L. (1999). Phylogenetic relationships and the radiation of sigmodontine rodents in South America: evidence from cytochrome b. *J Mamm Evol.* 6: 89-128. <https://doi.org/10.1023/A:1020668004578>.
- Smith, C.R. & Richmond, M.E. (1972). Factors influencing pellet egestion and gastric pH in the barn owl. *Wilson Bull.* 84:179-186. <https://www.jstor.org/stable/4160196>.
- Taiyun, W. & Simko, W. (2021). R package 'corrplot': Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.92). Available from <https://github.com/taiyun/corrplot>.
- Thioulouse, J., Dray, S., Dufour, A., Siberchicot, A., Jombart, T. & Pavoine, S. (2018). Multivariate Analysis of Ecological Data with ade4. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-8850-1>.
- Thomsen, S., Kroeger, C., Bloom, P. & Harvey, A. (2014). Space Use and Home-Range Size of Barn Owls on Santa Barbara Island. *Monographs of the Western North American Naturalist.* 7:339-347. <https://doi.org/10.3398/042.007.0125>.
- Torres, J., Ríos, S.D., Sánchez, J., de la Sancha, N.U. & Teta, P. (2017). Rodentia: los roedores. En: *Asociación Paraguaya de Mastozoología y Secretaría del Ambiente. Libro Rojo de los Mamíferos del Paraguay: especies amenazadas de extinción*.
- Trejo, A & Ojeda, V. (2004). Diet of Barn Owls (*Tyto alba*) in forested habitats of northwestern Argentine Patagonia. *Ornitología neotropical.* 15:307-311.
- Vadell, M.V., Gómez Villafañe, I.E. & Cavia, R. (2014). Are life-history strategies of Norway rats (*Rattus norvegicus*) and house mice (*Mus musculus*) dependent on environmental characteristics?. *Wildlife Research* 41: 172-184. <https://doi.org/10.1071/WR14005>.
- Vadell, M.V; Burgos, E.F & Galotta, M. (2021). Informe técnico Inventario de micromamíferos terrestres y vigilancia epidemiológica de hantavirus en la RN Osununú. Presentado a la Fundación Temaikén.
- Vadell, M.V., Fischer, C.G., Codesido, M., Carbajo, A., Bilenca, D. & Gómez Villafañe, I.E. (2022). Modelling relative abundance of *Oligoryzomys flavescens*, an Orthohantavirus reservoir, in an endemic hantavirus pulmonary syndrome zone. *Zoonoses and Public Health*, 00: 1- 9. <https://doi.org/10.1111/zph.12996>.
- Voss, R.S. (1988). Systematics and ecology of ichthyomyine rodents (Muroidea): patterns of morphological evolution in a small adaptative radiation. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 2:259-493.
- Weksler, Marcelo, & Percequillo, Alexandre R.. (2011). Key to the genera of the Tribe Oryzomyini (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae). *Mastozoología neotropical*, 18: 281-292.
- Wickham, H. (2016). ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York, 2016.
- Wickham, H., François, R., Henry, H. & Müller, K. (2022 a). dplyr: A Grammar of Data Manipulation. R package version 1.0.8. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>

- Wickham, H. & Girlich, M. (2022 **b**). tidyr: Tidy Messy Data. R package version 1.2.0. <https://CRAN.R-project.org/package=tidyr>.
- Witmer, G. & Jojola, S. (2006). What's up with house mice?-a review. In: Timm R, O'Brien J, eds. Proceedings of the Twenty-second Vertebrate Pest Conference. Berkeley, USA. University of California, Davis. 22: 124-30. <https://doi.org/10.5070/V422110126>.
- Whittaker, R.H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30: 280-338. <https://doi.org/10.2307/1943563>.
- Zanotti, C., Keller, H. & Zuloaga, F. (2020). Biodiversidad de la flora vascular de la provincia de Misiones, Región Paranaense, Argentina. *Darwiniana, Nueva Serie*, 8: 42-291. <https://doi.org/10.14522/darwiniana.2020.81.878>.