

UNIVERSIDAD DE CHILE

Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza
Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

ROEDORES EXÓTICOS EN LA DIETA DE *Tyto furcata* Y *Bubo magellanicus* EN LA
REGIÓN DE COQUIMBO, CHILE: IMPLICANCIAS EN EL MONITOREO DE LAS
INVASIONES BIOLÓGICAS EN ÁREAS SILVESTRES PROTEGIDAS

CARLOS NICOLÁS FELIPE ZURITA REDÓN

Licenciado en Educación en Biología y Profesor de Biología y Ciencias Naturales

Teléfono: +56991271232

e-mail: prof.czurita@gmail.com

Santiago, Chile

Abril 2022

Habiéndose revisado la presente propuesta de Proyecto de Grado, por cada uno de los profesores firmantes, se autoriza su ejecución y se designan los profesores guías y consejeros que se indican.

Coordinador de Programa

Profesor(a)

Nombre _____

Firma _____

Profesor (a) Guía/Patrocinante

Nombre _____

Firma _____

Comité de Proyecto de Grado

Profesor(a) Guía

Profesor(a) Consejero(a)

Profesor(a) Consejero(a)

ÍNDICE

Resumen	Página 4
Introducción	Página 5
Objetivo General	Página 8
Objetivos Específicos	Página 8
Preguntas de Investigación	Página 8
Métodos	Página 9
Resultados	Página 14
Análisis y Discusión	Página 18
Conclusión	Página 22
Agradecimientos	Página 23
Bibliografía	Página 24
Anexos	Página 28

RESUMEN

Actualmente los roedores exóticos invasores *Mus musculus*, *Rattus rattus* y *Rattus norvegicus* se encuentran ampliamente distribuidos en Chile de norte a sur, asociados tanto a asentamientos humanos como a hábitats con diferentes grados de antropización. Para evaluar el avance de su invasión, es posible ocupar técnicas tradicionales como trampas Sherman, o el reconocimiento de cráneos de micromamíferos obtenidos de egagrópilas de aves rapaces, entre de ellas, Lechuza Blanca (*Tyto furcata*) y Tucúquere (*Bubo magellanicus*). Gracias a esta última técnica, es posible estimar la frecuencia de las presas de las rapaces, dando cuenta así de la frecuencia de estos roedores en el ámbito de hogar de estos predadores. Con estas frecuencias, es posible estimar cuánto del porcentaje de la dieta de ambas rapaces está representado por *M. musculus* y *Rattus spp.* y cuánto a especies nativas. Por ello, el objetivo del presente estudio fue evaluar la presencia y abundancia de roedores exóticos en áreas de diferentes grados de antropización a través del análisis de egagrópilas de aves rapaces en la Región de Coquimbo.

La metodología implicó la recolección de egagrópilas de las rapaces en estudio en 14 perchas ubicadas en la región de Coquimbo, las cuales difieren en su grado de antropización. A partir de las egagrópilas se pudo estimar la frecuencia de los roedores exóticos en la dieta de las rapaces.

Los resultados muestran que la dieta de las aves estudiadas presenta mayor proporción de roedores exóticos y mayor aporte de biomasa de roedores exóticos en sectores con mayor grado de antropización, siendo al mismo tiempo los sectores que presentan una menor diversidad biológica en roedores. Se concluye que la antropización favorece la invasión de los roedores múridos *M. musculus* y *Rattus spp.* y al mismo tiempo genera una pérdida de diversidad de roedores nativos en aquellos sectores.

De los resultados es posible extrapolar la necesidad de monitoreo a largo plazo al interior de áreas silvestres protegidas en cuanto a la invasión de las especies *M. musculus* y *Rattus spp.* y de sus posibles interacciones ecológicas que surjan. Del mismo modo, es posible determinar que el uso de egagrópilas es un material inocuo y de fácil acceso para el uso en distintas instancias académicas, científicas y de ciencia ciudadana.

INTRODUCCIÓN

Las invasiones biológicas son entendidas como un proceso poblacional, que consiste en que una especie expande su rango geográfico de distribución, ocupando regiones en las que antes no se encontraba. A pesar de la simplicidad de la definición, desde el punto de vista ecológico las invasiones constituyen un fenómeno complejo, ya que el rango geográfico, es decir, el área geográfica que ocupa cierta especie constituye un atributo espacial y temporal dinámico, cuya dimensión depende de procesos ecológicos y evolutivos que operan bajo distintas escalas y jerarquías (Jaksic y Castro 2014).

Un avance hacia la unificación de criterios en torno a las invasiones biológicas fue propuesto por Richardson *et al.* (2000), quienes propusieron que las invasiones biológicas pueden ser concebidas como un proceso eminentemente poblacional, que consiste en el traspaso de barreras geográficas, ambientales, reproductivas, dispersivas, ambientes perturbados y finalmente invasión en hábitats naturales (Richardson *et al.* 2000). Este marco ha tenido el mérito de simplificar la complejidad terminológica y conceptual. De esta manera, términos como exóticos, invasores y naturalizados, pueden ser inequívocamente aplicados a especies que se encuentran en distintos estados de cruce de estas barreras. A pesar de que el modelo de Richardson fue propuesto para plantas, hoy en día su estructura puede ser extrapolada a otros tipos de organismos, como, por ejemplo, los micromamíferos *Rattus rattus*, *Rattus norvegicus* y *Mus musculus* (Jaksic y Castro 2014).

Para Chile se han reportado 24 especies de vertebrados invasores terrestres (Jaksic 1998; PNUD 2017), desconociéndose en muchas de ellas su impacto en los ecosistemas invadidos. La depredación, la transmisión de parásitos, virus, bacterias y hongos que pueden causar enfermedades, la modificación del hábitat, así como la alteración de redes tróficas son algunos de los impactos que pueden ser atribuidos a las especies invasoras (Lobos *et al.*, 2005).

En Chile, los roedores exóticos están ampliamente distribuidos de norte a sur, tanto en áreas urbanas, suburbanas, silvoagropecuarias y silvestres (Spotorno *et al.*, 2000), incluido el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE), administrado por la Corporación Nacional Forestal (CONAF).

Los roedores múridos cosmopolitas (*M. musculus* y *R. rattus*) llegaron a Chile en el siglo XVII con la conquista española, y *R. norvegicus* llegó posteriormente durante el siglo XIX, todas de forma involuntaria usando como vector el transporte marítimo. Desde allí a la fecha, se han producido pocos estudios en relación con aspectos ecológicos de estas especies, incluso en aspectos tan básicos como su distribución (Jaksic y Castro 2014). Normalmente se les ha asociado a asentamientos humanos, pero cada vez se hacen más frecuentes sus registros incluso dentro de áreas del Sistema Nacional de áreas Silvestres Protegidas (SNASPE) (Zurita *et al.*, 2018) La mayoría de las investigaciones sobre estas especies (*M. musculus* y *Rattus spp.*) se centran en los daños económicos que generan su invasión y en los riesgos epidemiológicos que causan estos roedores en poblaciones humanas (Rodríguez. 1993; PNUD. 2017). Actualmente estas especies se encuentran distribuidas entre la Región de Arica y Parinacota y la Región de Magallanes y Antártica Chilena (Lobos *et al.* 2005).

Se han registrado roedores múridos en todo Chile, asociados preferentemente a poblaciones humanas (Muñoz-Pedrerros y Yáñez 2000). Muy pocos estudios han documentado la situación de poblaciones en ambientes silvestres y en algunos casos se citan datos anecdóticos de presencia en ambientes naturales y sectores agrícolas (Figueroa *et al.*, 2001).

Actualmente, la identificación y reconocimiento de roedores y otros micromamíferos presentes en distintas áreas silvestres de Chile se lleva a cabo a través de técnicas de trampeo y recolección de individuos vivos, como es el caso de las trampas Sherman, exponiendo a un riesgo de contagio de enfermedades zoonóticas a quien manipula las trampas, ya sean mastozologos, trabajadores de CONAF u otro tipo de investigadores (Spotorno *et al.*, 2000). Otras técnicas también usadas para el estudio con micromamíferos son el fototrampeo, trampas mortales y trampas de huellas (Iriarte & Jaksic 2017).

Las aves rapaces pertenecientes al Orden Strigiformes, como la Lechuza Blanca (*Tyto furcata*, Tytonidae) y el Tucúquere (*Bubo magellanicus*, Strigidae), son controladores naturales de roedores exóticos introducidos y otros roedores nativos que potencialmente son reservorios de enfermedades zoonóticas (como el Hanta Virus) para la población humana (Zurita *et al.*, 2018). Estas aves rapaces están ampliamente distribuidas en Chile desde la Región de Arica y Parinacota hasta la Región de Magallanes y Antártica Chilena

(Iriarte *et al.*, 2019). Son de hábitos generalistas, incluso con sobreposición dietaria descritas en algunas zonas del país (Zurita *et al.* 2018). Si bien hay diversos estudios sobre la dieta de ambas rapaces que sugieren que existen variaciones taxonómicas de las presas (Jaksic, 1998), ellas basan su alimentación en pequeños roedores (micromamíferos). La mayor parte de los estudios indica que estas rapaces consumen principalmente roedores múridos, incluyendo de manera oportunista otro tipo de presas como lagomorfos, marsupiales, quirópteros, aves, reptiles, anfibios o insectos (Iriarte *et al.* 2019; Jaksic. 1998; Hernández-Muñoz y Mancina. 2011).

Es posible identificar los roedores presentes en una zona a través del estudio de la dieta de aves rapaces por medio del análisis de sus egagrópilas, restos regurgitados de material no digerido en cuyo interior se puede encontrar pelos, huesos, plumas o exoesqueletos de insectos (Rosenberg y Cooper, 1990). El análisis de las egagrópilas ofrece información acerca de los hábitos alimenticios, sin invertir largas jornadas de observación directa, sin causar perturbación directa al ave que las produce y sin tener que exponerse al contacto directo con roedores potenciales vectores de enfermedades zoonóticas, reduciendo así el riesgo de contagio (Redpath *et al.*, 2001) Por lo anterior, resulta de interés resolver si los datos que entregan las egagrópilas permiten configurar un índice de abundancia con el cual monitorear el avance de los roedores exóticos en ambientes naturales.

La ciencia ciudadana se entiende como un conjunto de actividades y prácticas cuya principal característica es la búsqueda de un enfoque participativo y colaborativo en investigaciones científicas, por lo que resalta la importancia del trabajo colaborativo de diferentes actores en la generación de nuevo conocimiento científico (Grez, *et al.* 2020). De este modo, el estudio de la dieta de las aves rapaces puede ayudar a conocer mejor la distribución, abundancia relativa, conducta del depredador y vulnerabilidad de las especies presa, e incluso el descubrimiento de nuevas especies de roedores y la extensión de la distribución conocida de otros (González *et al.* 2004). Cabe destacar la alta filopatría de las aves rapaces *T. furcata* y *B. magellanicus* con sus nidos y perchas, lo cual permite estimar la biodiversidad local de presas de forma fehaciente (Iriarte *et al.* 2019).

Dados los antecedentes presentados y la escasa información que existe sobre la presencia de especies invasoras en áreas silvestres protegidas y su potencial impacto en los ecosistemas y salud pública, el presente estudio busca analizar la variación de la

abundancia de los roedores exóticos *M. musculus* y *Rattus spp.* en ambientes con diferentes grados de influencia antropogénica (urbano, suburbano, agrícola y silvestre) en base al uso de la información provista por las egagrópilas de *T. furcata* y *B. magellanicus*, los que potencialmente podrían actuar como centinelas ambientales en la detección y monitoreo del avance e intromisión de estas especies exóticas.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar la presencia de roedores exóticos en áreas de diferentes grados de antropización a través del análisis de egagrópilas de aves rapaces en la Región de Coquimbo.

OBJETIVOS ESPECIFICOS

1. Identificar las especies de roedores consumidas por aves rapaces de hábitos generalistas (*T. furcata* y *B. magellanicus*) en sectores de distintos grados de intervención antrópica de la Región de Coquimbo.
2. Analizar la relación entre la frecuencia relativa de las especies exóticas *Mus musculus* y *Rattus spp.* dentro de la dieta de las aves rapaces estudiadas y el grado de intervención antrópica de los sitios donde tienen ubicadas sus perchas y como estos cambios inciden en la diversidad de la dieta expresada en un índice de Shannon- Wiener.
3. Analizar las implicancias de conservación, tanto del monitoreo no invasivo como de la participación ciudadana, en relación a especies de micromamíferos exóticos.

PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

¿La dieta de aves rapaces inferida a través del estudio de egagrópilas da cuenta de una diferencia en la frecuencia relativa de múridos invasores en zonas con distinto grado de intervención antrópica?

¿Cómo se asocia la presencia de roedores múridos en la dieta de aves rapaces con el grado de intervención antropogénica sobre el paisaje y de una eventual intromisión de estas especies en áreas silvestres protegidas (ASP) de la región de Coquimbo?

¿Qué permite esta información inferir respecto al proceso de invasión de estos roedores múridos y el potencial rol de las áreas silvestres/SNASPE en el control de esta invasión para la Región de Coquimbo?

MÉTODOS

A. Trabajo de campo / Área de estudio

Para cumplir el objetivo específico 1, el trabajo de campo se llevó a cabo en la Región de Coquimbo, Chile (Figura 1), la que se encuentra en Chile Central (29° 20' – 32° 10' Lat. Sur y 69° 49' – 71° 43') abarcando una superficie aproximada de 40.580 km². Esta zona presenta climas de transición entre desérticos y templados mediterráneos (Inzunza, 2000).

Dentro de la región se trabajó con zonas de diferente grado de antropización: áreas silvestres dentro del SNASPE como la Reserva Nacional Las Chinchillas y el Parque Nacional Fray Jorge; zonas fuera de áreas SNASPE como sectores urbanos de la ciudad de La Serena y Coquimbo; sectores de Illapel y Vicuña y sectores agrícolas ubicados en la ruta D-85 camino a Illapel y ruta 41 camino a Vicuña.

Se identificaron y visitaron perchas de *T. furcata* y *B. magellanicus* en sectores que difieren en su grado de antropización o intervención humana en la Región de Coquimbo. Las visitas en todos los sectores se realizaron entre febrero y diciembre de 2020, abarcando las cuatro estaciones durante un período de 11 meses.

Las perchas de Tucúquere (*B. magellanicus*) y Lechuza Blanca (*T. furcata*) fueron identificadas usando datos de terceros aportados por la aplicación eBird. Dicha aplicación establece los puntos de observación de las aves en estudio y de sus perchas, aunque, de todas formas, las perchas de *T. furcata* frecuentemente tienen restos blanquecinos en la corteza del árbol, semejando pintura, la cual proviene de las excreciones del ave, lo que permite diferenciarla de una percha de *B. magellanicus* que no las posee. Estas especies de rapaces son de hábitos generalistas, por lo que sus egagrópilas serían una muestra representativa de la presencia de roedores del lugar (Jaksic. 2003). Junto con ello, al ser *T. furcata* principalmente nocturna y *B. magellanicus* de ámbitos diurnos y nocturnos, se lograría tener una buena representatividad de sus presas de ámbitos diurnos y nocturnos (Iriarte *et al.* 2019). Las egagrópilas de *T. furcata* dejan un resto brillante proveniente de la mucosa del ave, situación que no ocurre con las egagrópilas de *B. magellanicus*, lo que permite su fácil identificación (Zurita *et al.* 2018).

Las perchas fueron georreferenciadas y las egagrópilas (Figura 2), etiquetadas y transportadas al laboratorio envueltas dentro de papel absorbente para preservarlas hasta su posterior análisis de los ítems dietarios. Se seleccionaron 14 perchas distribuidas por la Región de Coquimbo que difieren en el grado de antropización de sus terrenos, 8 pertenecientes a *T. furcata* y 6 pertenecientes a *B. magellanicus*. Cabe destacar que ninguna de las aves rapaces en estudio tiene preferencias alimentarias por una presa en particular, del mismo modo ambas rapaces son depredadores del tipo I, lo que implica que un cambio en la frecuencia de las presas en el ambiente se verá reflejado en un cambio en la frecuencia de sus presas consumidas (Jaksic. 2003). Además los estudios de depredadores carnívoros que consumen preferentemente mamíferos han demostrado respuestas funcionales de los primeros a los cambios en el perfil de abundancia/tamaño de los segundos (Jaksic. 1989).

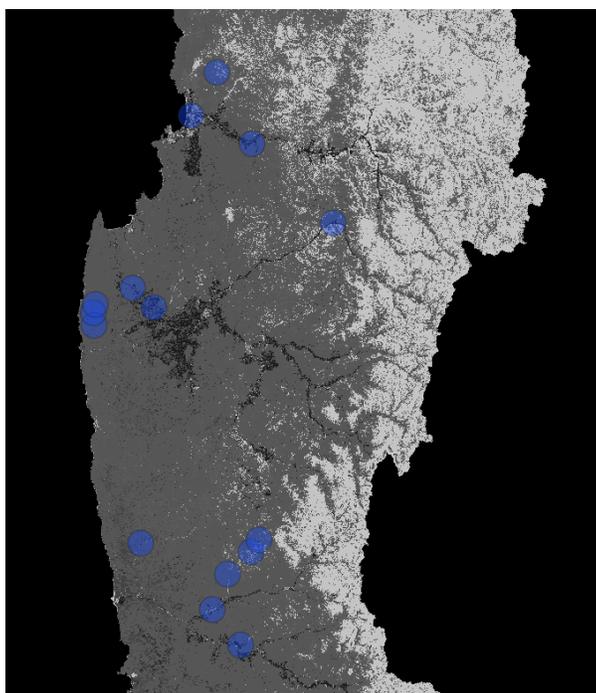


Figura 1.: Mapa de cada percha en estudio de la Región de Coquimbo con un buffer de 5 km de radio a causa del ámbito hogar de cada rapaz.

ID Percha	Latitud	Longitud
1	31°33'33.2"S	71°06'19.2"W
2	31°23'53.8"S	70°58'55.2"W
3	31°37'57.7"S	71°10'06.5"W
4	30°38'26.5"S	71°39'03.7"W
5	31°30'33.2"S	71°06'23.9"W
6	30°30'49.0"S	71°29'03.3"W
7	30°35'46.6"S	71°39'11.8"W
8	30°16'26.1"S	70°39'59.3"W
9	31°23'54.4"S	71°27'27.9"W
10	30°34'00.3"S	71°38'40.8"W
11	29°59'57.9"S	71°00'06.3"W
12	29°54'05.8"S	71°15'20.3"W
13	29°43'51.7"S	71°08'55.9"W
14	30°34'33.8"S	71°24'25.1"W

Cuadro 1.: Localización de cada una de las perchas en estudio. Cabe mencionar que, por el grado de superposición de dos de las perchas (imagen a la izquierda, zona media de la región), éstas fueron tomadas como un solo dato.



Figura 2.: Egagrópilas de *T. furcata* (izquierda) y de *B. magellanicus* (derecha)

B. Trabajo de laboratorio

Para cumplir el objetivo específico 1 y 2, cada egagrópila recolectada fue inmersa en una solución de agua oxigenada con el fin de separar los restos óseos del contenido restante de ella. En base a los cráneos o hemimandíbulas se procedió a su reconocimiento a nivel de especie mediante el uso de claves de identificación basadas en la comparación de la morfología dentaria de mandíbula y maxilar (Reise, 1973; Pearson, 1995) (Ver Anexo 1)

Se cuantificaron los ítems de presa de micromamíferos en las egagrópilas y, posteriormente, se calculó la proporción de los roedores exóticos *M. musculus* y *Rattus spp.* Dadas las dificultades técnicas de distinguir los cráneos de los roedores del género *Rattus*, es que se procedió a generar un solo resultado como género *Rattus spp.*

En trabajos previos se ha descrito una amplia sobreposición de dieta entre *B. magellanicus* y *T. furcata*, por lo que bajo este criterio se agruparon las dietas de ambas rapaces en un solo resultado (Zurita *et al.*, 2018).

C. Determinación del grado de antropización

En torno a cada percha se realizó una estimación del grado de antropización, evaluando el porcentaje de suelo construido en un radio de 5 km, que corresponde al ámbito hogar de ambas rapaces (Iriarte *et al.* 2019), a partir del mapa de uso de la tierra generado por Zhao *et al.* (2016). Para estimar un índice de antropización se calculó la cobertura relativa de usos artificiales como zonas urbanas, plantaciones, cultivos agrícolas, etc., mediante el uso del programa Qgis.

D. Análisis de Datos

Para cumplir el objetivo específico 2 y 3, los datos obtenidos fueron ordenados en tablas por zona estudiada. Cada tabla especifica las presas encontradas en las egagrópilas (análisis descriptivo), el área de la cual fue recolectada y el porcentaje respecto del total que representa la presa. Posteriormente, a través de un modelo lineal, se relacionó la frecuencia de roedores exóticos registrada en cada percha con el índice de antropización calculado en su entorno.

Previo al análisis, los datos fueron evaluados con una prueba de normalidad para determinar si es necesario considerar otra distribución estadística para el modelo.

Puesto que todo lo anterior provee sólo una relación indirecta entre la frecuencia de las especies de roedores exóticos en la dieta de las aves estudiadas y la abundancia de los primeros en el medio, se utilizaron datos publicados por otros autores para reforzar la evidencia acerca de esta conexión. De esta forma, se buscaron estudios realizados en la región de Coquimbo donde se capturaron pequeños mamíferos por medio de técnicas clásicas (e.g. trampas Sherman) y que contaran con información suficiente para georreferenciar la zona de captura. Así, para cada uno de los sitios de captura se realizó el mismo análisis de cobertura en un radio de 5 km, y se correlacionó la frecuencia de captura de roedores exóticos durante el trampeo, con el grado de antropización del entorno.

RESULTADOS

Se analizaron 14 perchas en la región de Coquimbo, 8 pertenecientes a *T. furcata* y 6 pertenecientes a *B. magellanicus*. En total se obtuvieron 667 egagrópilas de *T. furcata* (n = 282) y *B. magellanicus* (n = 385), dentro de las cuales se encontraron 671 cráneos de roedores adultos. De ellos, 191 fueron cráneos de roedores exóticos (*Mus musculus* y *Rattus spp.*). No hubo diferencias significativas entre la dieta de ambas rapaces en estudio, arrojando un índice de Pianka de 0.98, lo que implica una fuerte sobreposición de nicho trófico y justifica su uso en conjunto para este estudio.

Cuadro 2.: Datos obtenidos en las 14 perchas en estudio. ANTRO: porcentaje de suelo construido en cada percha, lo que será para el presente estudio equivalente al grado de antropización del terreno. FREC EXT: porcentaje de roedores exóticos por percha. BIO TOTAL: biomasa que aportan el total de presas consumidas por percha. EX: biomasa que aportan los roedores exóticos consumidos por percha. NAT: biomasa que aportan los roedores nativos consumidos por percha. PROP BIO NAT: proporción de biomasa de roedores nativos por percha. H: índice de diversidad de Shannon-Wiener calculado por percha para la dieta. Los datos obtenidos de las perchas identificadas desde LIT1 hasta LIT7 fueron tomados de la literatura disponible. Los recuadros de color verde corresponden a perchas dentro de áreas silvestres protegidas.

ID PERCHA	ANTRO	FREC EXT	BIO TOTAL	EX	NAT	PROP. BIO NAT	H
1	0,0045	11,84	9614,2	715,3	8898,9	0,92559963	1,729
2	0,005	6,85	8408,8	249,5	8159,3	0,9703287	1,768
3	0,012	26	6653,6	1060,1	5593,5	0,84067272	1,792
4	0,089	29,27	4531,3	913,4	3617,9	0,79842429	1,809
5	0,111	37,83	3001,1	964,8	2036,3	0,67851788	1,751
6	0,18	28,2	3412,6	887,7	2524,9	0,73987576	1,817
7	0,189	16,05	9335,8	818,1	8517,7	0,91236959	1,863
8	0,214	35,29	3046,2	792,4	2253,8	0,73987263	1,754
9	0,249	43,9	3266,5	1430,6	1835,9	0,56203888	1,701
10	0,31	28,57	2790,7	1309,6	1481,1	0,53072706	1,688
11	0,327	36,36	3574,5	792,4	2782,1	0,77831865	1,726
12	0,61	48,27	2359,7	722,8	1636,9	0,69368988	1,686
13	1,83	54,54	1804,1	792,41	1011,69	0,56077268	1,617
14	13,95	62,16	2734,6	1559,1	1175,5	0,42986177	1,569
LIT 1	0.0004	26.36	4745,7	914.3	3831.4	0,807341383	1.788
LIT 2	0.121	34.87	4377,9	945.9	3432.0	0,783937504	1.741
LIT 3	0.1774	17.45	3741,6	1024.8	2716.8	0,726106479	1.711
LIT 4	0.415	23.47	3458,0	1147.4	2310.6	0,668189705	1.655
LIT 5	0.5776	35.17	3198,5	1398.6	1799.9	0,562732531	1.599
LIT 6	0.98	29.68	2457,7	1452.2	1005.5	0,40912235	1.674
LIT 7	4.693	51.79	1994,7	1021.7	973	0,487792651	1.514

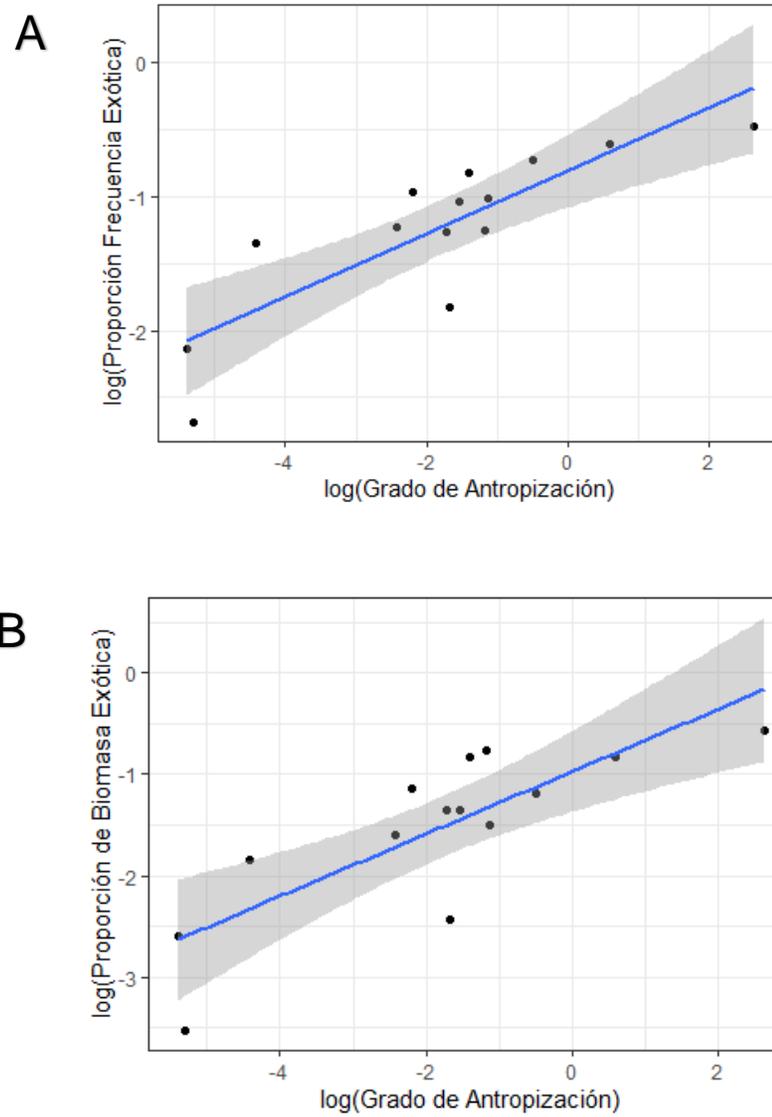


Figura 4.: Relación entre la proporción de frecuencia (A) de roedores exóticos y la proporción de biomasa (B) exótica que forma parte de la dieta de *T. furcata* y *B. magellanicus* y el grado de antropización del terreno donde está ubicada la percha.

Se observa un aumento en la proporción de roedores exóticos a medida que aumenta la antropización del terreno de las perchas, con un índice de correlación de 0,598 y un R^2 ajustado de 0,671 (relación log-log) y un p-value de 0,002 (Figura 4A). Se observa un aumento en la biomasa exótica aportada por las perchas a medida que aumenta la antropización del terreno, con una correlación de 0,582 y un R^2 ajustado de 0,614 (relación log-log) y un p-value de 0,0005 (Figura 4B).

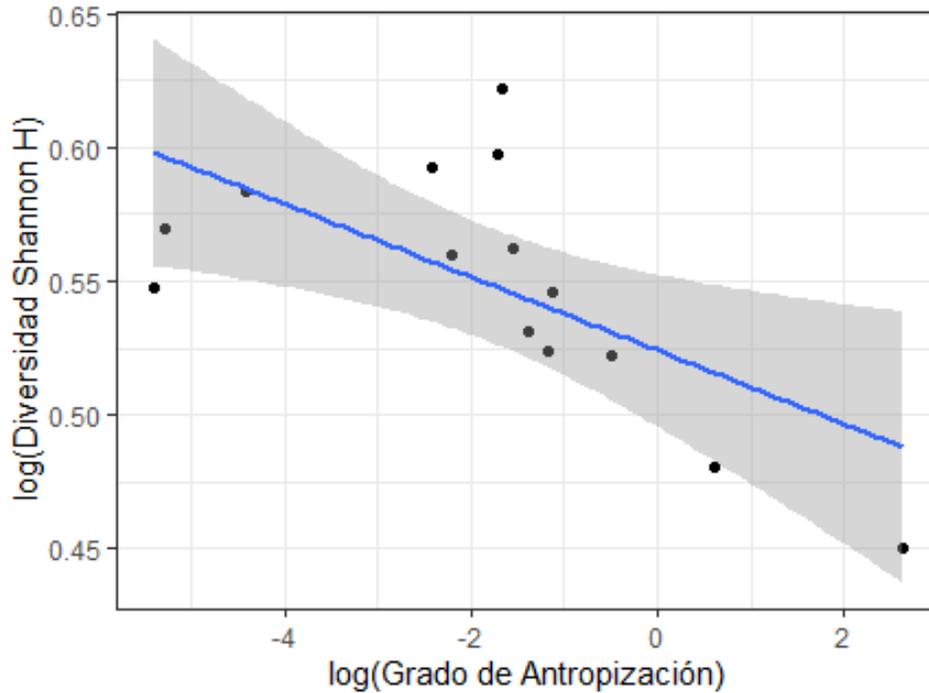


Figura 5.: Relación entre el índice de diversidad Shannon (H) y el grado de antropización de cada percha en estudio.

Se observa una disminución en el valor del índice de Shannon (calculado a partir de la riqueza y abundancia de las presas de las aves en estudio) a medida que aumenta el grado de antropización de las perchas, con una correlación de -0.66 y un R^2 de 0.36 (figura 5). Es posible apreciar que perchas con un menor grado de antropización presentan un mayor índice de diversidad puesto que presentan mayor riqueza de especies de roedores nativos. En cambio, perchas con mayor grado de antropización presentan una menor diversidad Shannon-Wiener debido a una disminución de la riqueza de roedores encontrados y por la dominancia de las especies y de roedores exóticos encontrados en esas zonas.

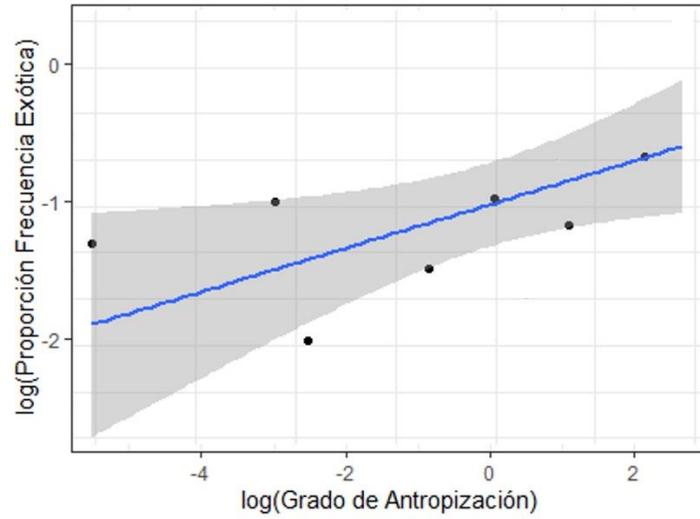


Figura 6.: Relación entre la proporción de frecuencia de roedores exóticos en trampeos y el grado de antropización con datos obtenidos de la literatura. Los datos para obtener esta figura fueron obtenidos del Cuadro 2, ID de perchas identificadas con la sigla LIT.

ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

A partir de los resultados obtenidos sobre las proporciones de diferentes roedores en egagrópilas de *T. furcata* y *B. magellanicus*, es posible evidenciar una relación positiva entre la frecuencia de especies exóticas en la dieta de estas rapaces y el grado de antropización del entorno de la percha. Por otro lado, el hecho de que las tasas de captura de roedores exóticos reportadas en la literatura también se relacionan positivamente con el grado de antropización del entorno, sugiere fuertemente que la frecuencia de presas exóticas en egagrópilas de las dos aves estudiadas puede usarse como un indicador de su abundancia poblacional.

Ambientes con mayor proporción de suelo construido ofrecen mayor subsidio alimenticio y de refugios a los roedores exóticos. Estudios semejantes (Arrendondo & Chirino, 2002) han podido identificar que roedores múridos introducidos forman parte del 89% de la dieta de *Tyto furcata* de un total de 616 egagrópilas obtenidas de sectores de alto grado de antropización de Cuba.

Ambientes con mayor grado de antropización son los que tienen mayor biomasa de roedores exóticos encontrados en las perchas de las rapaces. Esto tiene relación con la frecuencia de estas presas y sus tamaños corporales, sobre todo aquellas del género *Rattus*. Un adulto de *Rattus norvegicus* (Guarén) puede aportar casi el doble de biomasa que un adulto de *Rattus rattus* (Rata negra) (Lobos *et al.* 2005). En sectores de mayor grado de antropización es más frecuente encontrar individuos de *R. norvegicus* que de *R. rattus*, estos últimos asociados más frecuentemente a ambientes naturales y rurales suburbanos (Zamorano *et al.* 1988), se hace necesario entonces la aplicación de otra técnica de muestreo, como trampas Sherman, que permitan dilucidar diferencias en la frecuencias de *Rattus norvegicus* y *Rattus rattus* en sectores de diferentes grados de antropización, sobre todo entre sectores urbanos y suburbanos.

La diversidad biológica cuantificada con el índice de Shannon (H), a partir de la riqueza y abundancia de las presas consumidas por las aves en estudio, es menor en aquellas perchas de mayor grado de antropización, ya que en estas zonas hay predominio de roedores exóticos y existe poca equitatividad de especies. Dado que ambas rapaces son depredadores tipo I, lo que implica que cambios en la frecuencia de una presa en el ambiente se ven reflejados en cambios en la frecuencia de la presa en la dieta (Jaksic F. 1989), se puede descartar la preferencia por roedores exóticos en ambientes de mayor

antropización. Resulta interesante también observar los resultados obtenidos en la figura 5, donde a pesar de que la correlación es negativa entre los datos diversidad y antropización del terreno, el R^2 ajustado de los datos es muy bajo (0,36) puesto que se puede observar que existe cierto grado de antropización intermedio donde se obtienen los mayores índices de diversidad Shannon (H), lo que podría estar explicado por la hipótesis de perturbaciones intermedias (Connell, 1978), que indica que en ciertos grados intermedios de perturbación (en este caso, la antropización) se produciría la mayor riqueza y diversidad de especies.

Se infiere que los sectores con mayor grado de antropización al ofrecer condiciones favorables para la llegada de exóticos tendrían un efecto favorecedor el predominio de las especies exóticas *Mus musculus* y *Rattus spp.* Al mismo tiempo, el predominio de estas especies, generan un impacto sobre la equitatividad de las presas, puesto que los sectores con mayor grado de antropización se muestran muy poco equitativos respecto de los sectores menos antropizados que, al tener mayor riqueza de especies nativas, muestran al mismo tiempo una mayor equitatividad. Incluso se ha postulado que, en ambientes naturales, los roedores exóticos desplazarían a poblaciones de especies nativas por competencia (Lobos *et al.* 2005). Por el contrario, las zonas con bajo grado de antropización, si bien presentan gran riqueza de micromamíferos nativos, de igual forma presentaron cierta abundancia de roedores exóticos, resultando sobre todo preocupante su presencia en áreas silvestres protegidas de la Región de Coquimbo, como lo son la Reserva Nacional Las Chinchillas y el Parque Nacional Fray Jorge; según Richardson *et al.* 2000, éstas áreas naturales constituyen una de las últimas etapas en una invasión biológica, luego de que estas especies exóticas se naturalicen en diferentes ambientes, por lo que se infiere que podría estar ocurriendo semejante situación en otras ASP de semejantes características. Esto resalta la importancia del monitoreo de estas especies de roedores exóticos por medio del estudio de egagrópilas como una técnica no invasiva que ayudaría a dilucidar el grado de invasión y de invasividad de estas especies.

La figura 6 sigue un patrón semejante al mostrado en la figura 4A, aunque, a diferencia de ésta los datos para construirla fueron obtenidos de líneas base de evaluación de impacto ambiental (EIA) y la literatura disponible para trabajos con micromamíferos en otras regiones del país (esto debido a la escasez de trabajos específicos con micromamíferos exóticos en la Región de Coquimbo) (Muñoz-Pedrerros. 1992; Pávez E. *et al.* 2010; Muñoz-Pedrerros A. *et al.* 2010; Larraguibel-González C. *et al.* 2021; Barceló M. & Simonetti J. 2020). En los trabajos citados se declara que la técnica usada en el estudio correspondió a

trampas Sherman. Es posible apreciar entonces que, al comparar las figuras 4A y 6, que sólo difieren en la técnica usada para la obtención de datos, se cumple en ambos casos que se asocia una mayor frecuencia de roedores exóticos *M. musculus* y *R. rattus* a zonas que presentan un mayor grado de antropización, reforzando así la relación indirecta entre la frecuencia de las especies de roedores exóticos en la dieta de las aves estudiadas y la abundancia de ellas en el medio.

A partir de los resultados se observa que existe una intromisión de roedores exóticos en áreas silvestres protegidas (ASP) de la Región de Coquimbo, aunque con una baja frecuencia, lo que puede estar causado por los sectores de camping donde los visitantes acostumbran a llevar meriendas y, lamentablemente, dejar su basura. Estos roedores exóticos en las ASP resultan un peligro para roedores nativos ya sea por traspaso de enfermedades o competencia por recursos. De allí resulta importante destacar el rol de las aves rapaces como controladores de estos micromamíferos exóticos (Zurita *et al.* 2020).

El método propuesto trabaja con especies de aves rapaces que son depredadores generalistas, si ambas fuesen especialistas no podrían ser usadas en el estudio puesto que la frecuencia de *M. musculus* y *Rattus spp.* en sus dietas no cambiarían en relación con la abundancia de estos roedores en el ambiente, por lo que una de las ventajas de trabajar con la técnica de análisis de egagrópilas, es que, al ser un buen indicador de la frecuencia de las presas de las aves rapaces en el ambiente, se puede asumir que estas aves logran realizar un muestreo insesgado de los micromamíferos que habitan en el ámbito de hogar en torno a sus perchas.

En relación con las implicancias en la conservación, tanto para el monitoreo no invasivo como para la participación ciudadana en relación con las especies de micromamíferos exóticos, cabe destacar varios aspectos. Primero, desde el punto de vista pedagógico, incluir a la ciudadanía, en especial en sus etapas tempranas (básica y media) en trabajos que involucran la manipulación de material inocuo, resulta importante para el levantamiento de datos y el surgimiento de nuevas interrogantes medioambientales que puedan ser resueltas desde la academia, y por sobre todo el involucramiento de las y los estudiantes con la resolución de problemáticas ambientales, lo que permite aumentar la valorización por nuestro patrimonio natural (Carbonnel *et al.* 2019). Lo segundo tiene relación con que las egagrópilas resultan ser un buen material de trabajo en temáticas de biodiversidad por la variabilidad de datos ecológicos que pueden emerger desde ellas, siendo un material

sencillo y fácil de ocupar con el cual se puede responder varias preguntas de investigación que las y los estudiantes y público en general pueden formularse antes de iniciar un estudio (Zurita *et al.* 2018). Por último, el poseer una técnica de trabajo no invasivo en el estudio de dieta de aves rapaces permite proveer a la academia y a la ciudadanía de una técnica a bajo costo con la cual, incluso, es posible implementar modelos pedagógicos para la educación científica basada en proyectos colaborativos contextualizados en diferentes territorios del país. Una ventaja de esto es que el método puede aplicarse muy bien en contextos rurales donde no existe financiamiento para el uso de técnicas de estudio más sofisticadas y donde a pesar de ello, la valoración por el patrimonio natural suele ser mayor que en otros contextos (Hernández C. & Carbonnel A. 2018). De esta forma las egagrópilas se convierten en un buen material de uso en educación ambiental y ciencia ciudadana en el marco de la educación no formal (fuera del aula).

CONCLUSIÓN

Es posible concluir que al analizar las perchas de las rapaces *Tyto furcata* y *Bubo magellanicus*, (considerando un ámbito hogar de 5 km. de radio), se evidencia un cambio en la frecuencia de roedores exóticos en egagrópilas, asociado al grado de antropización del terreno, el cual podría ser uno de los factores que explica dicho cambio de composición de las perchas. Esto genera que perchas en zonas con mayor grado de antropización presenten mayor frecuencia de roedores exóticos (mayor biomasa) y al mismo tiempo, un menor índice de diversidad Shannon. Se concluye también que la dieta de las aves rapaces *Bubo magellanicus* y *Tyto furcata*, inferida del análisis de sus egagrópilas, da cuenta de los cambios en la frecuencia relativa de múridos invasores en zonas de distinto grado de antropización, así como también da cuenta de la presencia de estos roedores exóticos en áreas silvestres protegidas, donde el uso de egagrópilas como bioindicadores ambientales, resultaría de vital importancia para el monitoreo de las especies exóticas *Mus musculus*, *Rattus rattus* y *Rattus norvegicus*.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al profesor Dr. Cristián Estades por su guía y acompañamiento en el presente proyecto de tesis de Magíster, sus clases de Biología de la Conservación fueron una constante motivación en mi quehacer como ecólogo. Agradezco al Center of Applied Ecology and Sustainability (CAPES UC) ANID PIA/BASAL FB0002 por el financiamiento. Finalmente agradezco el apoyo técnico en terreno de Javier Oporto Núñez, estudiante de Medicina Veterinaria de la Universidad Mayor y subdirector del Centro de Investigación Científica Escolar (CICE), del cual soy director y es mi fuente de motivación diaria para relevar el rol de la educación ambiental en Chile.

BIBLIOGRAFÍA

- ARRENDONDO C., CHIRINO N. 2002. Consideraciones sobre la alimentación de *Tyto alba furcata* con implicaciones ecológicas en Cuba. *El Pitorre* 15: 16-24.
- BARCELÓ M., SIMONETTI J. 2020. *Rattus rattus*, a potential threat to the endangered tree *Gomortegakeule* in the Maulino forest of Chile, *New Zealand Journal of Botany*.
- CAMPOS H. 1996. Mamíferos terrestres de Chile. Guía de reconocimiento. Marisa Cúneo Ediciones, Valdivia, Chile. 221 pp.
- CARBONNEL A., RUZ D., OSORIO A.M., HERNÁNDEZ C. 2019. Modelo pedagógico de educación científica escolar. *Innovación social en localidades rurales*. *Perfiles Educativos*, 41(166).
- COLVIN, B. A. 1985. Common Barn Owl population decline in Ohio and the relationship to agricultural trends. *Journal of Field Ornithology*. 56:224-235.
- CONNELL J. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.
- FIGUEROA RA, S CORALES, J CERDA & H SALDIVIA (2001) Roedores, rapaces y carnívoros de Aysén. Servicio Agrícola y Ganadero, Gobierno Regional de Aysén, Coyhaique, Chile. 197 pp.
- GONZÁLEZ D., AUSSET M., SKEWES O., FIGUEROA R. 2004. Variación estacional en el consumo de roedores por la Lechuza de Campanario (*Tyto alba*) en un área suburbana de Chillán, Centro-Sur de Chile.
- GREZ A., ZAVIEZO T., SIMONETTI-GREZ G. 2020. Manual de ciencia ciudadana para la biodiversidad de Magallanes.
- HERNÁNDEZ C., CARBONNEL A. 2018. Guía de Implementación de un modelo pedagógico de Educación Científica para la Sustentabilidad Territorial. Universidad de Santiago de Chile.
- HERNÁNDEZ-MUÑOZ A., MANCINA C. 2011. La dieta de la Lechuza (*Tyto alba*) (Aves: Strigiformes) en hábitats naturales y antropogénicos de la región central de Cuba.
- INZUNZA, J. 2000. Meteorología descriptiva y aplicaciones en Chile. Universidad de Concepción, Concepción. Chile
- IRIARTE A., JAKSIC F. 2017. Los carnívoros de Chile, segunda edición Revisada. Ediciones Flora & Fauna Chile y CENTRO UC CAPES, 260 páginas.

- IRIARTE A., RIVAS-FUENZALIDA T., JAKSIC F. 2019. Las aves rapaces de Chile. Ediciones Flora & Fauna Chile Limitada y CAPES-UC.
- JAKSIC F. 1989. Opportunism vs Selectivity among Carnivorous Predators That Eat Mammalian Prey: A Statistical Test of Hypotheses. *Oikos*, Vol. 56, No. 3, pp. 427-430
- JAKSIC F. 1998. Vertebrate invader and their ecological impacts in Chile. *Biodiversity and Conservation* 7: 1427-1445.
- JAKSIC F., LIMA M., 2003. Myths and facts on ratadas: bamboo blooms, rainfall peaks and rodent outbreaks in South America.
- JAKSIC F., CASTRO S. 2014. Invasiones Biológicas en Chile. Causas globales e impactos locales. Ediciones UC.
- LARRAGUIBEL-GONZÁLEZ C., BORIC-BARGETTO D., CELIS-DIEZ J., FIGUEROA-STERQUEL R., TORRES-PÉREZ F. 2021. Diferencias en el ensamble de micromamíferos entre áreas con distinto grado de protección del sitio Prioritario los Molles-Pichidangui. *Revista de Geografía Norte Grande*, 80: 391-416
- LOBOS G., FERRES M., PALMA E., 2005. Presencia de los géneros invasores *Mus* y *Rattus* en áreas naturales de Chile: un riesgo ambiental y epidemiológico. *Revista Chilena de Historia Natural*; 78:113-124.
- MUÑOZ-PEDREROS A. 1992. Ecología del ensamble de micromamíferos en un agroecosistema forestal de Chile central: una comparación latitudinal. *Revista Chilena de Historia Natural* 65: 417-428.
- MUÑOZ-PEDREROS A., FLETCHER S., YÁÑEZ J., SÁNCHEZ P. 2010. Diversidad de micromamíferos en tres ambientes de la Reserva Nacional Lago Peñuelas, Región de Valparaíso, Chile.
- MUÑOZ-PEDREROS & J YÁÑEZ. 2000. Mamíferos de Chile. CEA ediciones, Valdivia, Chile. 464 pp.
- NÚÑEZ F & P CISTERNAS. 1991. Roedores domésticos I. Caracterización morfológica conductual y sanitaria. *Monografías Medicina Veterinaria* 13: 55-64.
- PAVEZ E., LOBOS G., JAKSIC F. 2010. Cambios de largo plazo en el paisaje y los ensambles de micromamíferos y rapaces en Chile Central. *Revista Chilena de Historia Natural* 83: 99-111.
- Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD). 2017. Catálogo de las especies exóticas asilvestradas/ naturalizadas en Chile. Laboratorio de Invasiones

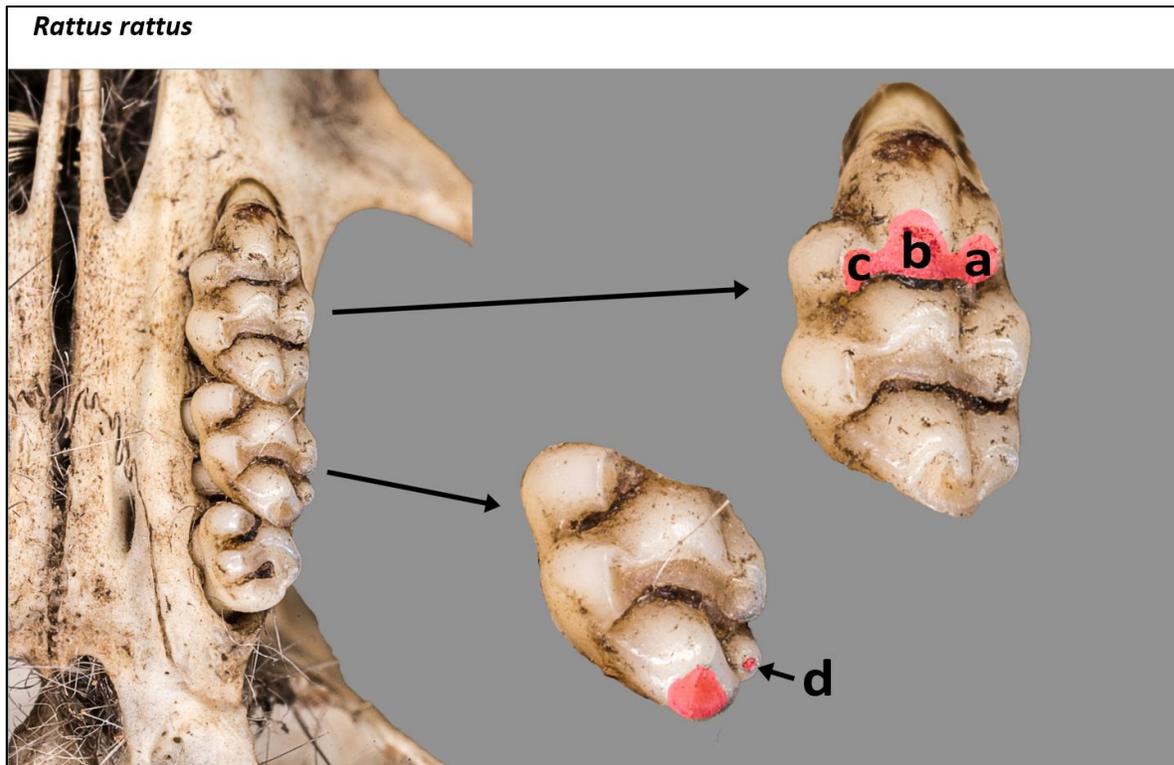
Biológicas (LIB) Universidad de Concepción, Proyecto GEF/MMA/PNUD Fortalecimiento de los Marcos Nacionales para la Gobernabilidad de las Especies Exóticas Invasoras: Proyecto Piloto en el Archipiélago de Juan Fernández. Santiago de Chile. 61 pp.

- PNUD 2017. “Valoración económica del impacto de siete especies exóticas invasoras sobre los sectores productivos y la biodiversidad en Chile”. Santiago de Chile, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
- REDPTAH, S.M., R. CLARKE, M. MADDERS, & S.J. THIRGOOD. 2001. Assessing Raptor diet: Comparing pellets, prey remains, and observational data at Hen Harrier nests. *The Condor* 103: 184-188.
- REISE D., 1973. Clave para la identificación de los cráneos de Marsupiales y Roedores Chilenos
- RICHARDSON DM, P. PYSEK, M. REJMÁNEK, MG. BARBOUR, FD. PANETTA & CJ. WEST. 2000. Naturalization and invasión of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6:93:107.
- RODRÍGUEZ J. 1993. Roedores plagas: un problema permanente en América Latina y el Caribe. Oficina regional de la FAO para América Latina y el Caribe, Santiago, Chile. 85 pp.
- ROSENBERG K. V., & R. J. COOPER. 1990. Approaches to avian diet analysis. *Stud. Avian Biol.* 13: 80–90.
- SPOTORNO A., PALMA E., VALLADARES J.P. 2000. Biología de roedores reservorios de Hanta virus en Chile. *Revista Chilena de Infectología*; 17:197-210.
- ZAMORANO E., PALOMO L., VARGAS J. 1988. La rata negra (*Rattus rattus* Linneo, 1758) como plaga de los cultivos ibéricos de caña de azúcar. Detección, estima y control de los daños ocasionados. *Bol. San. Veg. Plagas*, 14: 227-240.
- ZHAO Y., FENG D., YU L., WANG X., CHEN Y., BAI Y., HERNÁNDEZ H., GALLEGUILLOS M., ESTADES C., BIGING G., RADKE J., GONG P. 2016. Detailed dynamic land cover mapping of Chile: Accuracy improvement by integrating multi-temporal data. *Remote Sensing of Environment* 183:170-185.
- ZURITA C., ERAZO A., OPITZ M., 2018. Sobreposición de dieta estacional de Tucúquere (*Bubo magellanicus*) y Lechuza Blanca (*Tyto alba*) mediante el estudio de egagrópilas en la Reserva Nacional Río Clarillo. *Boletín científico-técnico Biodiversidata* 6: 33-39.

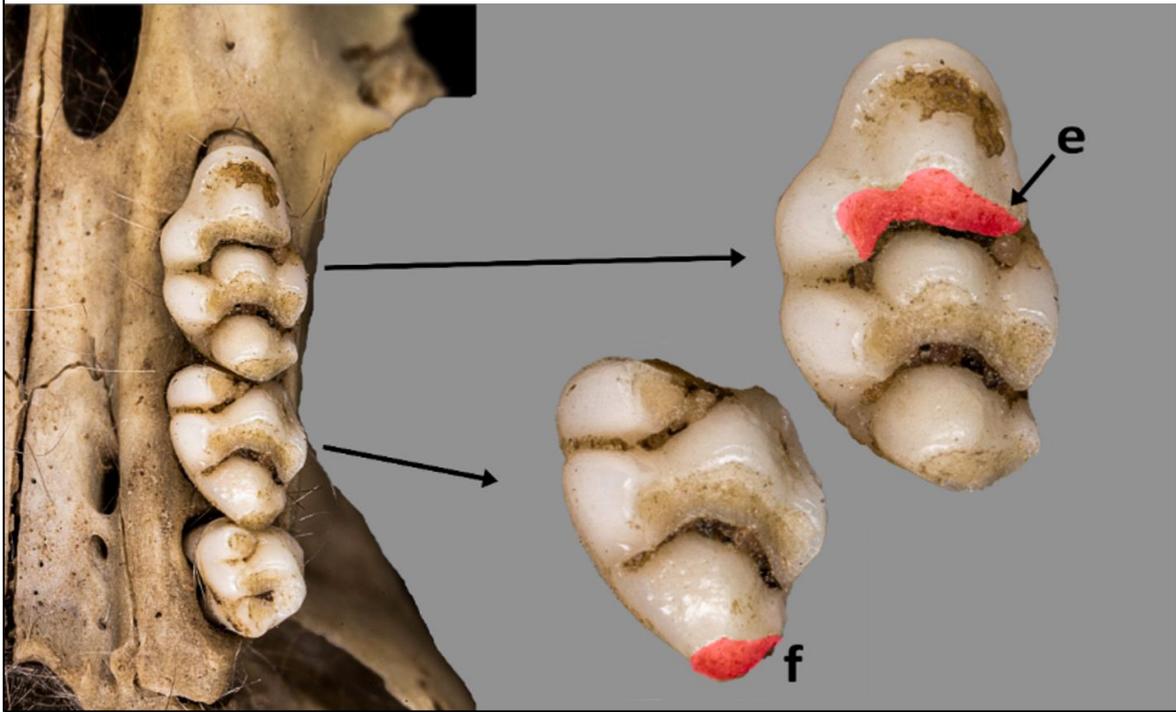
- ZURITA C., ERAZO A., VOLOSKY T. 2020. Detección de potenciales reservorios de Hantavirus en áreas del SNASPE por medio del estudio de egagrópilas de Tucúquere (*Bubo magellanicus*) y Lechuza blanca (*Tyto alba*). Boletín científico-técnico Biodiversidata 9: 42-54.

ANEXOS

Anexo 1: Dentadura de roedores exóticos usada para la identificación de especies encontradas en las egagrópilas.



Rattus norvegicus



Mus musculus

