

Boletín N°3, junio 2015

ISSN 0719-4846

BIODIVERSIDATA

Conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas



Corporación Nacional Forestal
Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado

BIODIVERSIDATA

Boletín Anterior

diciembre 2014



Imagen de portada

Primer registro para Chile del roedor ketocui (*Abrothrix jelskii*), al interior del Parque Nacional Lauca, realizado por guardaparques de CONAF. La especie estaba registrada anteriormente solo en Perú y Bolivia.

Ver artículo: **Primer registro de *Abrothrix jelskii* (Thomas, 1894) (Mammalia: Rodentia: Cricetidae) en Chile.**

Esteban Zúñiga C. & Roberto Tancara Q.



República de Chile
Ministerio de Agricultura
Corporación Nacional Forestal (CONAF)

Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado

Director ejecutivo

Corporación Nacional Forestal

Aarón Cavieres Cancino

Gerente de Áreas Silvestres Protegidas

Andrés Meza Álvarez

**Jefe del Departamento de Conservación
de la Diversidad Biológica**

Claudio Cunazza Paliuri

Comité editor

Editor jefe

Moisés Grimberg Pardo

Editor principal

Mariano de la Maza Musalem

Diseño y diagramación

Rodrigo Cádiz Cabezas

Corrección de textos

Javier Ramos Pinochet

Editores asociados

Miguel Díaz Gacitúa

Marcos Rauch González

Esta publicación puede ser reproducida total o parcialmente y de cualquier forma, solo para propósitos educativos y no comerciales, mencionando la fuente de origen.

Para cualquier información dirijase a:
Corporación Nacional Forestal (CONAF)
Avda. Bulnes 285, Santiago de Chile.

Índice

Artículos de investigación

Página

Anuros en el Monumento Natural Salar de Surire, Reserva de la Biósfera Lauca, Región de Arica y Parinacota.

Sebastián Vidal Díaz y Esteban Zúñiga

7

Caracterización de hábitat y distribución espacial de formaciones boscosas de queñoa (*Polylepis tarapacana*) en los territorios del Parque Nacional Salar del Huasco, región de Tarapacá.

Priscilla Piña Z.

12

Caracterización morfológica y bioacústica de los murciélagos (*Chiroptera*) de la Reserva Nacional Pampa de Tamarugal

Gonzalo Ossa, Lina Forero, Francisco Novoa y Cristian Bonacic

21

Éxito reproductivo de la tagua cornuda (*Fulica cornuta*) en el Parque Nacional Nevado de Tres Cruces, Región de Atacama.

César Pizarro-Gacitúa, Eric Díaz, Vicente Pizarro, Ernesto Rodríguez, Mauricio Torres e Ignacio Cerda.

30

Registro de avistamientos y evaluación de malas prácticas asociadas a la observación de cetáceos en aguas adyacentes a la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt, sector isla Chañaral.

Gabriela López Acosta.

34

Caracterización y estimación del tamaño poblacional de la rana africana (*Xenopus laevis*) en el Santuario de la Naturaleza Laguna El Peral, Región de Valparaíso

Constanza Ross, Cyntia E. Mizobe, Javiera Meza y Manuel Contreras-López

41

Mesomamíferos en la Reserva Nacional Nonguén: antecedentes de una reserva reciente y cercana a una gran ciudad, Concepción, Chile.

Francisco Sepúlveda-Sánchez y Oscar Skewes

45

Una aproximación al impacto sobre la fauna que puede tener el tránsito vehicular en caminos públicos ubicados en áreas silvestres protegidas

Juan Nitor; Apóstol Tenorio; Ángel Miranda; José Barría y Fernando Mansilla.

50

Estimación de la intensidad de uso de senderos y caminos del Parque Nacional Torres del Paine, mediante el uso de contador automático de flujo.

Michael Arcos y Walter Inaipil.

57

Artículos de revisión

El volcán Llullaillaco y su entorno: un ícono representativo de la cosmovisión de la cultura incaica y andina.

Juan P. Contreras

62

La educación ambiental una herramienta clave para la generación de cambios

Fernando Campos Soto

68

Restauración ecológica en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE): un camino recorrido y desafíos para contribuir a la conservación de la diversidad biológica del país.

Víctor Lagos, Enrique Tucki, Michael Arcos, Paula Martínez, Ricardo Quilaqueo, Javiera Meza y Carlos Nassar.

72

Comunicaciones cortas

Evaluación de la presencia de especies exóticas invasoras al interior del Parque Nacional Lauca, Región de Arica y Parinacota.

Esteban Zúñiga, Roberto Tancara, Sandro Flores, Álvaro Tralma y Luis Araya

80

Interacción de dos carnívoros, Puma concolor y Conepatus chinga rex, en el Parque Nacional Volcán Isluga, Región de Tarapacá.

Jorge Valenzuela y Jorge M. Leichtle.

82

Conociendo el viaje de la fardela blanca (*Ardenna creatopus*)

Guillermo A. Reyes

85

Catastro de anfibios en el Parque Nacional Bernardo O'Higgins,

Nicolás González, Tamara Aránguiz, Rodrigo Rodríguez y Manuel Barrientos

87

Novedades florísticas en la Reserva Nacional Roblería del Cobre de Loncha: capachito de Philippi (*Calceolaria philippii*) y anémoma rosada (*Anemone rigida*).

M. Teresa Eyzaguirre-Philippi

91

Nuevos registros de chinchilla (*Chinchilla chinchilla*) para el Parque Nacional Llullaillaco, Región de Antofagasta.

Juan D. Riquelme, Jorge Vega, Camilo Contreras y Nelson Amado

94

Registros relevantes

Registro de *Abrothrix jelskii* en humedal de Parinacota, PN Lauca, Región de Arica y Parinacota

Tania Hornauer, Nicole Van Rees y Juan José Sáez.

97

Perdicita cordillerana (*Attagis gayi*) y dormilona fraile (*Muscisaxicola flavinucha*) en la Reserva Nacional Cerro Castillo.

Fernando Medrano y Montserrat Vanerio

97

Avistamiento de patos cortacorrientes (*Merganetta armata armata*) en el río Chanleufu, sector Aguas Calientes, Parque Nacional Puyehue, Región de Los Lagos, Chile.

Carlos Hernández y Nicolás Pacheco

98

Avistamiento de chorlo dorado (*Pluvialis dominica*) en Parque Nacional Laguna San Rafael, Región de Aysén

Francisco Cárdenas y Marcelo Donke

98

Editorial

Las áreas protegidas son aún los máximos reservorios de diversidad biológica que existen en el mundo, entregando protección a un sinfín de especies y ecosistemas que, de otra forma, desaparecerían con aún mayor rapidez de lo que ya lo están haciendo. Sin embargo, la simple declaración de un área como protegida no asegura la protección efectiva de la diversidad biológica y cultural contenida en ellas y la mantención de las funciones y servicios ecosistémicos que estas áreas proveen para el bienestar de la sociedad.

La gobernanza y gestión adecuadas de las áreas protegidas son clave para asegurar que éstas cumplan con sus objetivos de creación. Precisamente, el mejoramiento de la gobernanza y de la gestión de áreas protegidas fue el centro de la discusión y el debate durante el último Congreso Mundial de Parques (Sydney, 2014), en el cual la Gerencia de Áreas Silvestres Protegidas de CONAF tuvo una activa participación mediante la realización de presentaciones respecto de los avances y desafíos en la Conservación de la Diversidad Biológica en el SNASPE y workshops relacionados al trabajo que se está desarrollando en investigación para la conservación a través de la Política de investigación en el SNASPE y la publicación del boletín BIODIVERSIDATA.

Durante el Congreso se elaboró una declaración conjunta, la “Promesa de Sydney”, que plantea diversos compromisos por parte de los gobiernos, comunidades indígenas, organizaciones y particulares, entre otros, para trabajar en conjunto por el futuro del planeta.

La declaración establece, entre otras cosas, que:

Vigorizar... nuestros esfuerzos para garantizar que las áreas protegidas no retrocedan sino que avancen... Mejoraremos la diversidad, calidad y vitalidad de la gobernanza y la gestión.... Reconoceremos, respetaremos, aportaremos recursos y apoyaremos a nuestro personal de primera línea en el campo para que puedan llevar a cabo su trabajo, a menudo peligroso pero siempre decisivo...

Inspirar... a toda la gente, de todas las generaciones, geografías y culturas, para que experimenten la maravilla de la naturaleza por medio de las áreas protegidas, para seducir sus mentes y sus corazones y generar una asociación de por vida para su bienestar físico, psicológico, ecológico y espiritual...

Invertir... en las soluciones de la naturaleza, con el apoyo de políticas públicas, incentivos, herramientas y garantías que ayuden a detener la pérdida de biodiversidad... Trabajaremos para permitir que las áreas protegidas puedan diseñar y controlar respuestas eficaces, basadas en la evidencia y culturalmente apropiadas para esos retos... Estimularemos las redes regionales de aprendizaje y las iniciativas que apoyan estos objetivos...

El planteamiento está hecho... y creemos firmemente que el Boletín “BIODIVERSIDATA: conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas” es una herramienta que nos ayudará en el desafío de cumplir con ella...

Comité editor

Anuros en el Monumento Natural Salar de Surire, Reserva de la Biósfera Lauca, Región de Arica y Parinacota

Sebastián Vidal Díaz¹ y Esteban Zúñiga²

¹ Ingeniería en Conservación de Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile
sebastian.vidal.diaz@alumnos.uach.cl

² Departamento de Áreas Silvestres Protegidas, CONAF, Región de Arica y Parinacota.
esteban.zuniga@conaf.cl

Resumen

Los anfibios en la actualidad presentan serios problemas de conservación. Esto, producto principalmente de la fragilidad ambiental que presentan estos individuos en los ambientes donde se ven inmersos. Además, la combinación de la influencia antrópica y la posibilidad del ser humano como vector de enfermedades para estos animales, junto con los cambios ambientales a gran escala, hacen que los anuros se consideren, por ende, una prioridad en la conservación de la biodiversidad. En el desarrollo de esta investigación se diagnosticó mediante el muestreo en bofedales aledaños al Monumento Natural Salar de Surire (MNSS) la presencia de: *Telmatobius marmoratus* y *Rhinella spinulosa* los cuáles se encuentran en categoría de Vulnerable.

Introducción

Los anuros dentro del Monumento Natural Salar de Surire mantienen actualmente un cierto grado de desconocimiento, principalmente sobre su ecología, distribución y utilización de espacios. De las 59 especies de anuros presentes en la batracofauna nacional (Capurro, 1953; Vidal *et al.*, 2008), solo existe registro de tres especies las cuales son *Telmatobius marmoratus*, *Rhinella spinulosa* y *Pleurodema marmoratum*. Estas se encuentran distribuidas heterogéneamente en los bofedales del altiplano, donde adquieren un papel preponderante en la mantención de estos cuerpos de agua (Dodd, 2010). Esta investigación tiene como objetivo determinar las especies de anfibios presentes en el MNSS.

Materiales y métodos

Área de estudio

El Monumento Natural Salar de Surire tiene una superficie de 11.298 ha. En esta área se muestrearon

cinco bofedales de características similares en su vegetación, principalmente dominada por tolas (*Parastrephia lucida*), paja brava (*Festuca ortophylla*) y paco macho (*Oxycloe andina*). Estos bofedales son los de Surire, de Wallatire, de Chuyuncane, B. de Chilcaya y de Llachu.

Diseño de muestreo

Se confeccionaron dos parcelas de muestreo permanente de 35×35 metros por cada bofedal analizado. El muestreo se realizó en dos etapas, la primera de septiembre a noviembre (primavera) y la segunda desde diciembre a febrero (verano).

Para el análisis de las parcelas se elaboró una metodología que consistió en una ruta en “W” (ver Figura 2) por cada segmento que se marcó dentro de la parcela, se realizó una revisión de un metro y medio, hacia cada lado del segmento, de manera de poder abarcar la mayor cantidad de superficie dentro del área de estudio, en el muestreo.

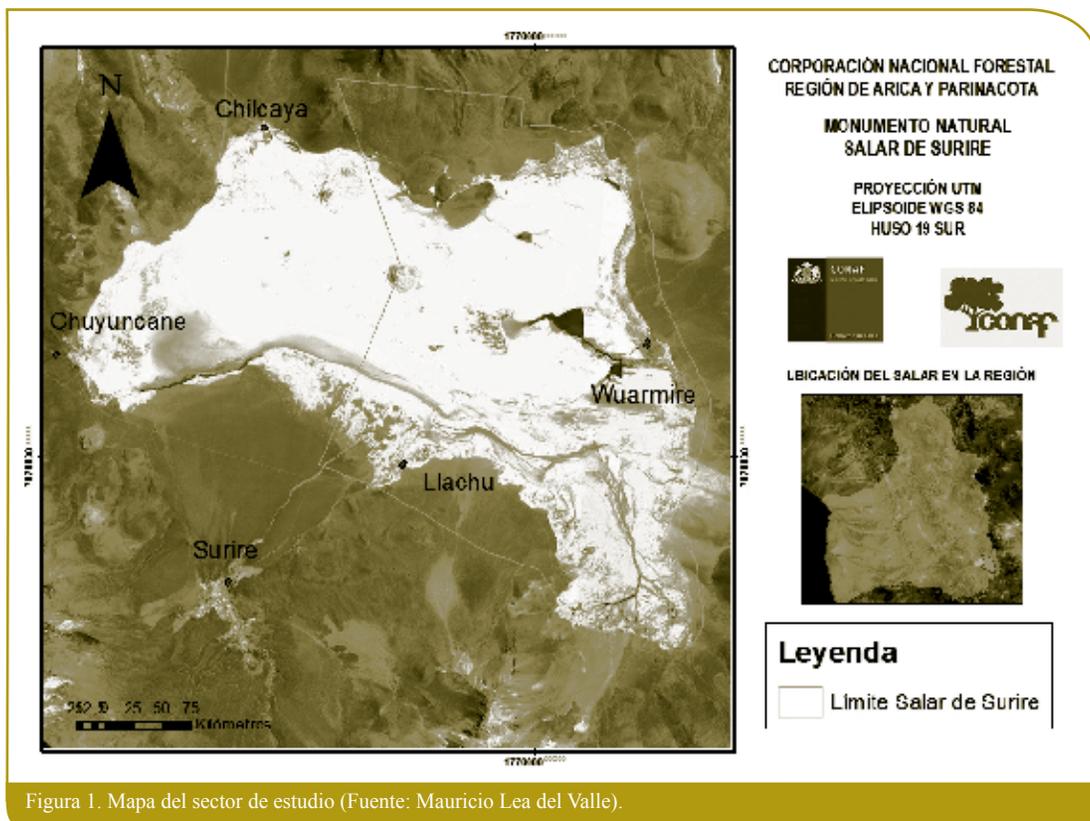


Figura 1. Mapa del sector de estudio (Fuente: Mauricio Lea del Valle).

Por otro lado, para evitar sesgos en la información obtenida, se procedió a estandarizar el tiempo, comenzando a una hora con mediciones de carácter físico (T° del agua), para que de esta manera cada primera parcela de los bofedales analizados, se comenzara a muestrear a las 10:30, con una duración de muestreo de 1,5 horas. Posteriormente y para comenzar la segunda parcela, se comenzó a las 12:30, con 1,5 horas de muestreo de igual manera.

Posterior al muestreo, se procedió a clasificar los bofedales estudiados, de acuerdo a los usos dentro del ámbito de hogar que les proveen a los individuos, según la importancia de cuáles son los usos principales y de mayor trascendencia para la preservación de las especies presentes. Además, se constató cómo están siendo utilizados los espacios por los individuos en el área de estudio.

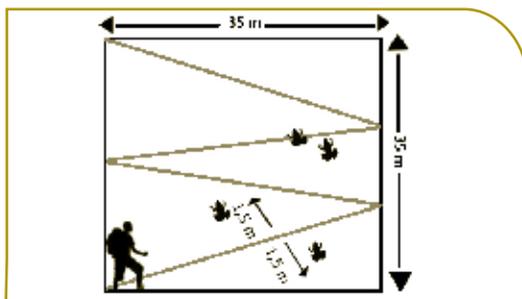


Figura 2. Esquema de muestreo.

Tabla 1. Jerarquización de los usos dentro del ámbito de hogar

Usos dentro del ámbito de hogar

Alimentación (todos los estadios de desarrollo)
Reproducción (generación y mantención de descendencia)
Refugio (creación de cuevas en los bordes ribereños de los cursos de agua)
Mantención y desarrollo (lugares de permanencia y crecimiento)

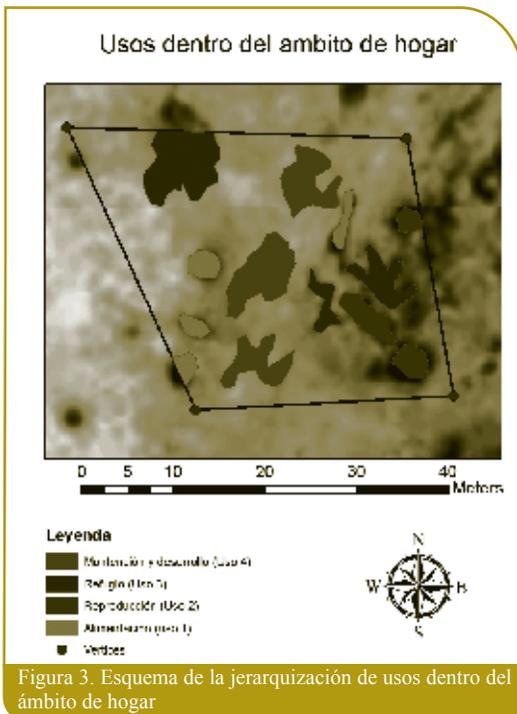


Figura 3. Esquema de la jerarquización de usos dentro del ámbito de hogar

Resultados

Los resultados obtenidos están divididos de acuerdo los bofedales estudiados:

Bofedal de Chilcaya

Bofedal del tipo hidromórfico, con una temperatura en el agua de 22 °C promedio. En este bofedal se detectó la presencia de *Rhinella spinulosa*, tanto en estadios larvales, como en estadios postmetamórficos, con una abundancia relativa del 100 %. Para el caso de los individuos en estadios larvales, se hizo una estimación aproximada de 5000 ejemplares. En el caso de los individuos en estadios postmetamórficos, se contabilizaron alrededor de 33 ejemplares. Con respecto a la jerarquización de usos dentro del ámbito de hogar, en este bofedal se encontraron todos los usos dentro del ámbito de hogar descrito (alimentación, reproducción, refugio, mantención y desarrollo).

Bofedal de Warmire

Bofedal del tipo méxico, con una temperatura del agua promedio de 23 °C. En este bofedal se

detectó la presencia de *Rhinella spinulosa* y de *Telmatobius marmoratus*.

Para el caso del sitio 1 de muestreo, se detectó un individuo adulto de *Rhinella spinulosa* y 8 en diferentes estadios de desarrollo de *Telmatobius marmoratus*. Estas cantidades corresponden al 12,5 % y al 87,5 % de la abundancia relativa, respectivamente.

Para el caso del sitio 2 de muestreo, se detectaron 2 individuos adultos de *Rhinella spinulosa* y 4 en estado adulto de *Telmatobius marmoratus*, lo que representa un 33 % y 66 % de la abundancia relativa, respectivamente. Con respecto a la jerarquización de usos dentro del ámbito de hogar, en este bofedal se encontraron usos del tipo reproducción, refugio y mantención y desarrollo.

Bofedal de Llachu

Bofedal del tipo hidromórfico, con una temperatura del agua promedio de 19 °C.

Para el sitio 1 de muestreo se detectaron 2 individuos en diferentes estadios de desarrollo de *Telmatobius marmoratus*, lo que significa un 100 % de la abundancia relativa para esa especie. Con respecto a la jerarquización de usos dentro del ámbito de hogar, en este bofedal se encontraron usos del tipo reproducción y refugio. Para el caso del sitio 2 de muestreo, se detectaron 15 individuos de *Telmatobius marmoratus* en diferentes estadios de desarrollo, lo que significa también un 100 % de la abundancia relativa para esa especie. Con respecto a la jerarquización de usos dentro del ámbito de hogar, en este bofedal se encontró solo usos del tipo refugio

Bofedal de Surire

Bofedal del tipo hidromórfico, con una temperatura en el agua de 16 °C promedio. Para este bofedal solo se detectaron individuos de la especie *Telmatobius marmoratus*. Esto último representa un 100 % de abundancia relativa para esta especie. Para el sitio 1 de muestreo, se detectaron 5 individuos, todos en estados

juveniles, de *Telmatobius marmoratus*. Con respecto a la jerarquización de usos dentro del ámbito de hogar, en este bofedal se encontraron usos del tipo alimentación, reproducción y refugio.

Para el sitio 2 de muestreo, se detectaron 4 individuos en diferentes estadios de desarrollo de la especie *Telmatobius marmoratus*. Con respecto a la jerarquización de usos dentro del ámbito de hogar, en este bofedal se encontraron usos del tipo: alimentación, reproducción y refugio.

Bofedal de Chuyuncane

En este bofedal no se detectaron individuos en ningún estadio de desarrollo, posibles causas:

- temperatura del agua (más baja que el promedio de los otros bofedales (13° C);
- flujo constante y sin lugares donde el agua se pose. Esto, considerando los ambientes preferidos por los individuos para su establecimiento.

No se encontró *Pleurodema marmoratum*, debido a su biología conductual de hábitos crepusculares, no evaluado en el presente estudio.

Tabla N°2. Resumen de resultados.				
BOFEDAL	TIPO DE BOFEDAL	PARCELAS	ABUNDANCIA RELATIVA DE ESPECIES	TIPO USO DE HÁBITAT
Chilcaya	Hidromorfo	Sitio 1	<i>R. spinulosa</i> (100%)	Alimentación; reproducción; refugio; mantención y desarrollo.
Warmire	Mésico	Sitio 1	<i>R. spinulosa</i> (12,5%) <i>T. marmoratus</i> (87,5%)	Alimentación; reproducción; refugio.
		Sitio 2	<i>R. spinulosa</i> (33%) <i>T. marmoratus</i> (66%)	Reproducción; Refugio; mantención y desarrollo.
Llachu	Hidromorfo	Sitio 1	<i>T. marmoratus</i> (100%)	Reproducción; Refugio.
		Sitio 2	<i>T. marmoratus</i> (100%)	Refugio.
Surire	Hidromorfo	Sitio 1	<i>T. marmoratus</i> (100%)	Alimentación; reproducción y refugio
		Sitio 2	<i>T. marmoratus</i> (100%)	Refugio; mantención y desarrollo
Chuyuncane*	Hidromórfico	Sitio 1	Sin individuos	

* T° del agua más baja que el promedio de los otros bofedales (13°).

Discusión y conclusiones

La presencia de *Telmatobius marmoratus* y *Rhinella spinulosa* las cuales se encuentran en categoría de Vulnerable, sugieren que el Monumento Natural Salar de Surire en su condición prístina y no modificada, está sirviendo de hábitat base y también como nicho ecológico para los anuros del lugar

Se considera prioritario para la conservación el bofedal de Warmire, ya que posee las condiciones para albergar a las dos especies encontradas en el estudio y provee todos los usos del hábitat para el desarrollo de su ciclo de vida.

Los demás bofedales estudiados, a excepción del bofedal de Chuyuncane, deben ser considerados

para su conservación ya que poseen por separados a *Rhinella spinulosa* y *Telmatobius marmoratus* diagnosticándose el uso de todos los tipos de hábitat por bofedal a diferencia del bofedal de Llachu que no se determinó el uso de alimentación y mantención. Cabe mencionar que la variable climática (temperatura del agua y ambiental y pluviometría) son vitales para la reproducción de los anfibios presentes y está sujeta su viabilidad estas variaciones anuales.

La metodología utilizada en esta investigación puede presentar ciertas falencias, referidas principalmente a factores físico-químicos, presentes en las zonas de muestreo, que no son considerados en cabalidad al estandarizar horarios fijos de muestreo. Esto último se refiere principalmente a la condicionante del frío en

uno de los sitios de muestreo, producto de que a la primera hora de muestreo (10:30) aún algunos cuerpos de agua presentaban hielo y la temperatura del agua era de aproximadamente 10°, lo que significa una baja considerable a la temperatura normal del agua en ese lugar (16° aproximadamente). Por otro lado la estandarización de la hora, permite evitar sesgos en la medición en terreno, debido a que al tener una hora constante, se evita la selección de horarios de mayor incidencia.

Los anfibios ocupan un lugar vital en la cadena trófica donde se ven inmersos (Lobos *et al.*, 2013), haciendo que la preservación de los bofedales en el Monumento Natural Salar de Surire, sea un objetivo primordial y prioritario de conservación.

Literatura citada

CAPURRO, L. F. 1953. *Telmatobius marmoratus* (D. & B.) nueva especie para Chile. *Investigaciones Zoológicas Chilenas* 2: 19-22.

DODD CK (2010) *Amphibian ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford. University Press, New York, USA.

LOBOS G, VIDAL M, CORREA C, LABRA A, DÍAZ.-PÁEZ H, CHARRIER A, RABANAL F, DÍAZ S & TALA C (2013) *Anfibios de Chile, un desafío para la conservación*. Ministerio del Medio Ambiente, Fundación Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias de la Universidad de Chile y Red Chilena de Herpetología. Santiago. 104 p.

VIDAL M, ITURRA – CID M & ORTIZ JC (2008) *Clasificación de anfibios y reptiles*. pp 79 – 106. En Vidal M & Labra A. *Herpetología de Chile*. Science Verlag ediciones, 593 pp.

Caracterización de hábitat y distribución espacial de formaciones boscosas de queñoa (*Polylepis tarapacana*) en los territorios del Parque Nacional Salar del Huasco, Región de Tarapacá.***

Priscilla Piña Z.

Departamento de Áreas Silvestres Protegidas, CONAF, Región de Tarapacá.

priscilla.pina@conaf.cl

Resumen

El Parque Nacional Salar del Huasco creado el año 2010, es la unidad más joven en la región de Tarapacá, por tanto, está en un proceso de conocimiento y reconocimiento por parte de la ciudadanía y de los mismos funcionarios de la Corporación. La unidad alberga una serie de especies de flora y fauna representativas del piso ecológico de la puna, muchas de ellas en alguna categoría de conservación, por lo que cobra mayor relevancia el conocimiento *in situ* de las mismas. En este documento se describe el trabajo realizado para caracterizar el hábitat de desarrollo de la queñoa de altura mediante observación *in situ* y definir su distribución espacial al interior del parque. Los datos tomados y evaluados de la caracterización, permiten vislumbrar características particulares del sitio, haciendo la comparación con sectores prospectados en las regiones de Arica y Parinacota y Antofagasta, sobre todo en lo referente a la regeneración de los sectores descritos.

Introducción

Dentro de la misión y objetivos estratégicos de CONAF, se encuentra la administración y gestión eficiente del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado. Bajo esta consigna, se hace necesario el conocer y reconocer todo elemento que esté inserto en las áreas protegidas de la región, pudiendo de esta forma asegurar el cuidado y protección de nuestros recursos naturales y culturales.

Polylepis tarapacana es una especie categorizada como Vulnerable, que habita en suelos de baja fertilidad, ubicados por sobre los 4000 m.s.n.m., desarrollando una increíble estrategia de desarrollo y crecimiento en sitios de condiciones extremas. Estas características invitan a realizar y promover la investigación científica, programas de manejo y de concienciación *ad hoc*, pudiéndola posicionar, en un futuro cercano, como una

especie emblema en la Región de Tarapacá.

Al interior del Parque Nacional Salar del Huasco se encuentran estas formaciones boscosas de queñoa, de las cuales se desconocen las características ecológicas de desarrollo de los individuos en este sitio en particular y la distribución geográfica de las mismas. Por lo que, para efectos de disponer de antecedentes que permitan dar respuesta a lo planteado en los lineamientos estratégicos de la institución, y de ampliar el conocimiento empírico de los funcionarios del Departamento de Áreas Silvestres Protegidas regional, es que se concreta esta iniciativa de caracterización de las poblaciones de queñoas insertas en dicho parque nacional.

Materiales y métodos

Debido a que no se tenían identificados todos los puntos de localización de las poblaciones de queñoa al interior del parque, se procedió a realizar un rastreo y poligonización preliminar, haciendo uso del visualizador espacial Google Earth, en base a información de los patrullajes y visitas a la unidad. Ello desprendió posibles sectores de ubicación de la especie.

Un punto sensible para la ejecución del trabajo en terreno, es la accesibilidad a los sectores de ubicación, certeros y posibles, de individuos de queñoa. Es por ello que la disposición de parcelas de toma de datos dependió de la accesibilidad en vehículo y pedestre para ingresar a los sectores con queñoa, relacionándolos además, a los tiempos de caminata.

La caracterización de hábitat se realizó en base a medición de parámetros en forma cualitativa, mediante observación directa. Esta descripción consideró las siguientes variables ambientales:

- altitud;
- pendiente;
- exposición;
- tipo de suelo (arenal, pedregoso, muy pedregoso y rocosidad);
- posición topográfica (ladera alta, ladera media y ladera baja);
- especies acompañantes;
- hábito de crecimiento y estado de crecimiento [regeneración (ind.< 30 cm), arbustivo (ind. 30-100 cm) y adulto (ind.> 1 metro)];
- presencia de huellas, fecas, observación de avifauna;
- sanidad (sanidad 1: *buena*. Sin presencia de daño a un 25% de presencia; sanidad 2: *regular*. Entre un 25 % a 50 % de presencia de daño en el individuo; sanidad 3: *malo*. Mayor a 50 % de presencia de daño en el individuo).

A partir de la elección de sectores según las limitantes antes mencionadas, se eligen puntos para la realización de parcelas de 500 m² (10×50 m), dispuestas en favor a la ladera, con el fin de minimizar riesgos en la toma de datos.

Como apoyo en la realización de esta caracterización, se utilizaron los instrumentos de medición GPS (Garmin GPSmap 62s), clinómetro (Suunto), huinchas métricas (30, 50 m.) y guías de reconocimiento de aves y flora (Jaramillo, 2005; Trivelli, M y V. Valdivia, 2009; Ahumada, M y Faúndez, L. 2009, entre otros).

La distribución espacial de las formaciones boscosas se llevó a cabo mediante la utilización del visualizador Google Earth, más el trabajo en terreno y la delimitación se realizó mediante la fotointerpretación de imágenes SPOTMaps año 2012, ortorrectificadas, resolución 2,5 m, color natural, proyección UTM WGS 1984. Estas imágenes fueron entregadas por el Gobierno Regional de Tarapacá, adquiridas mediante el Proyecto FIC 2012 Sistema Territorial Integrado de Información Predial y Carta Base de Tarapacá, ejecutado por CIREN.

Otro punto a considerar en la ejecución del muestreo es que, si bien los funcionarios de CONAF Tarapacá estaban en conocimiento de buena parte de la ubicación de las queñoas, se desconocía en qué estado se encontraban dichas poblaciones y no se tenía un reconocimiento *in situ* de las mismas. Por ello se realizó una prospección de la especie al interior del parque.

Resultados

Caracterización de hábitat

La campaña de toma de datos se realizó entre los días 23 y 27 de junio de 2014. Se organizaron tres grupos, compuestos por dos funcionarios. Cada grupo tenía a disposición un vehículo y el instrumental necesario, con el fin de poder tener independencia entre grupos; se considera además, las distancias existentes entre los puntos de muestreo. El campamento se dispuso en faena altioplánica de la Cía. Minera Doña Inés de Collahuasi. La Figura 1 muestra los puntos en

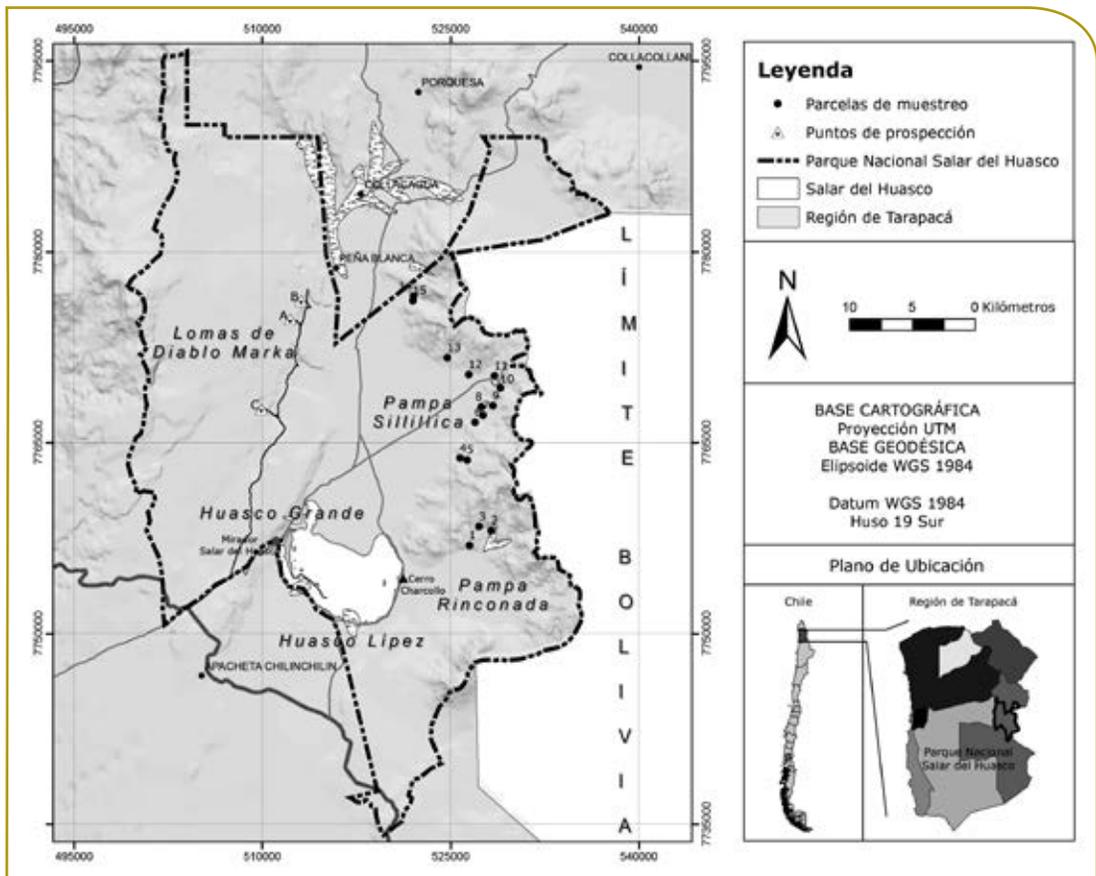


Figura 1. Ubicación de parcelas de muestreo y puntos de prospección de queñoa al interior del Parque Nacional Salar del Huasco.

donde se realizaron las parcelas de muestreo y los puntos de prospección, propiamente tal. Cabe señalar que esto último, se realizó sólo en el lado poniente del parque, sin la ejecución de parcelas. La Tabla 1 presenta los datos obtenidos de cada parcela de muestreo. Dichas parcelas solo se realizaron en el lado oriental del parque, debido a que el grupo de trabajo contaba con mayor conocimiento de ese territorio y la disposición de los individuos en el mismo; mientras que en el lado poniente se realizó prospección, ya que se desconocía ocupación y que esta se presentara tan ampliamente. Cabe mencionar que la sanidad y hábito de crecimiento se trabajó en base al promedio de los datos obtenidos en las campañas de terreno.

Tabla 1. Jerarquización de los usos dentro del ámbito de hogar

Parcela	Este	Norte	Altitud	Pendiente (grados)	Exposición	Tipo suelo	Posición topográfica	Regeneración (n.º ind. y sanidad)	Arbustivo (n.º ind. y sanidad)	Adulto (n.º ind. y sanidad)	Monopódico/ Polipódico
1	526494	7756924	4078	13	S	Roccosidad	Ladera alta	0	6 - S2	26 - S2	p
2	527274	7758417	4161	20	S	Muy pedregoso	Ladera alta	7 - S1	3 - S2	9 - S2	p
3	528373	7767907	4403	18	NO	Arenal-roccosidad	Ladera alta	14 - S2	29 - S1	32 - S2	p
4	527441	7767804	4279	18	O	Roccosidad	Ladera alta	19 - S1	27 - S1	49 - S1	p
5	528971	7769299	4348	25	NO	Pedregoso	Ladera media	5 - S1	3 - S1	20 - S1	p
6	525751	7763790	4317	25	NE	Arenal-roccosidad	Ladera baja	3 - S1	0	15 - S2	p
7	526310	7763650	4350	15	NE	Arenal-roccosidad	Ladera baja	0	7 - S1	13 - S2	p
8	526942	7766596	4222	27	O	Arenal	Ladera media	2 - S1	7 - S2	7 - S3	p
9	527575	7767153	4352	3	SO	Muy Pedregoso-roccosidad	Ladera alta-cima	19 - S1	11 - S2	24 - S2	p
10	526455	7770347	4216	13	SO	Arenal-roccosidad	Ladera alta	19 - S1	6 - S2	104 - S1	p
11	524739	7771674	4242	10	S	Muy Pedregoso	Ladera media	5 - S1	7 - S1	20 - S2	p
12	522034	7776534	4292	15	SO	Muy Pedregoso-roccosidad	Ladera alta	5 - S1	5 - S1	28 - S2	p
13	521996	7776165	4164	27	SO	Pedregoso-muy pedregoso	Ladera media	16 - S1	12 - S1	17 - S2	p
14	528512	7770257	4322	15	NO	Pedregoso	Ladera media	18 - S1	19 - S1	26 - S1	p
15	528237	7758077	4200	28	SE	Muy pedregoso-roccosidad	Ladera media	15 - S1	0	4 - S2	p

Al observar la Tabla 1, se puede inferir de los datos obtenidos que todas las parcelas se realizaron por sobre los 4000 msnm, y según lo observado en terreno, las poblaciones de queñoa de este sector no se presentan bajo esta altitud. Las pendientes en donde se desarrolla la especie se consideran de una inclinación moderada a pronunciada (Saavedra, 2013); si bien se presenta una parcela con una pendiente prácticamente plana, es porque ésta se ubicó en la cima de una ladera.

En cuanto a la exposición, se observó una gran variabilidad en la distribución de la especie, por lo que no se observa una clara preferencia por una exposición en particular. El tipo de suelo se caracterizó por presentarse de pedregoso a muy rocoso, teniendo ocupación, en menor medida sí, de suelos del tipo arenal. Claramente se desarrolla en sustratos con muy baja materia orgánica y de alta infiltración.

A esta especie se le puede encontrar en todas las posiciones topográficas. Según lo observado en terreno y lo desprendido de la poligonización de las poblaciones, la gran mayoría se encuentra en las posiciones ladera media a alta. En referencia a su hábito de crecimiento, se encontró que casi en su totalidad corresponde a individuos polifustales, sin presentar un inicio único, por lo que determinar si procede de uno o varios individuos en el terreno, es definitivamente improbable.

En general, y según las parcelas muestreadas, es posible encontrar los tres estados de crecimiento en el territorio. Por lo observado en la tabla, esta arroja una gran variabilidad en cuanto al número de individuos por estado de crecimiento y entre

parcelas, sin mostrar un patrón definido en combinación a las otras variables: pendiente, tipo suelo, etc.

Si bien la sanidad de los individuos se presenta de regular a buena, cabe mencionar que de igual forma se encuentran individuos en malas condiciones, con daños principalmente por sequedad y ausencia de follaje en partes de las ramas. Esta variable se trabajó en base a promedios por cada hábito de crecimiento. Se hallaron sitios con presencia de quemadas, presumiblemente causados por rayos. En general, esta afectación se observó mayormente en individuos adultos de queñoa.

En mención con las especies acompañantes de queñoa, cabe destacar: *Azorella compacta*, *Festuca orthophylla*, *Parastrephia lepidophylla*, *Parastrephia lucida*, *Parastrephia quadrangularis*, *Fabiana sp.*, *Baccharis tola*, *Adesmia sp.*, *Pycnophyllum sp.*, *Stipa sp.*, *Maihueiniopsis boliviana*. Hay que señalar que esta variable se determinó en cuanto a las especies que mayormente destacaban en el hábitat a simple vista.

Otros datos de importancia, es que se encontraron fecas de vizcachas y de roedores, huellas de zorro y quirquincho, aves como la bandurrilla de pico recto, pájaro plomo, minero, y se logró observar un puma al momento de ejecutar una parcela. Además, se observaron insectos en la corteza, sin poder identificar algún tipo de daño debido a su presencia.

Ver Figuras 2 a la 8 como complemento a lo descrito en párrafos anteriores.

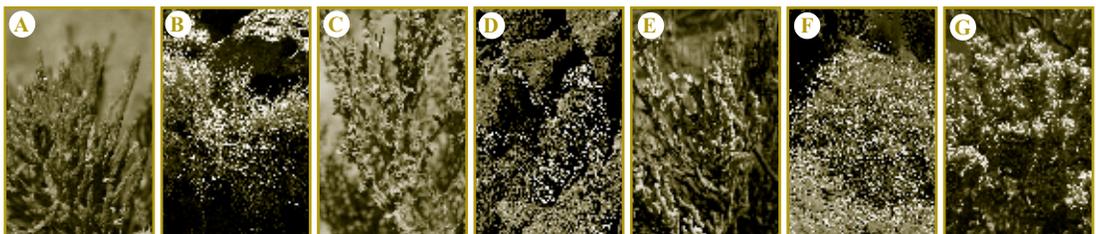


Figura 2. Imágenes de especies acompañantes más características: (A) *Parastrephia quadrangularis*; (B) *Deyeuxia sp.*; (C) *Adesmia spinosissima*; (D) *Pycnophyllum sp.*; (E) *Fabiana sp.*; (F) *Maihueiniopsis boliviana*; (G) *Baccharis tola*.



Figura 3. (A) y (B) individuos afectados por fuego; (C) individuo afectado por sequedad.



Figura 4. Hábito de crecimiento: (A) adulto; (B) arbusto; (C) regeneración.



Figura 5. (A) y (B) individuos polifustales; (C) individuo simpódico.

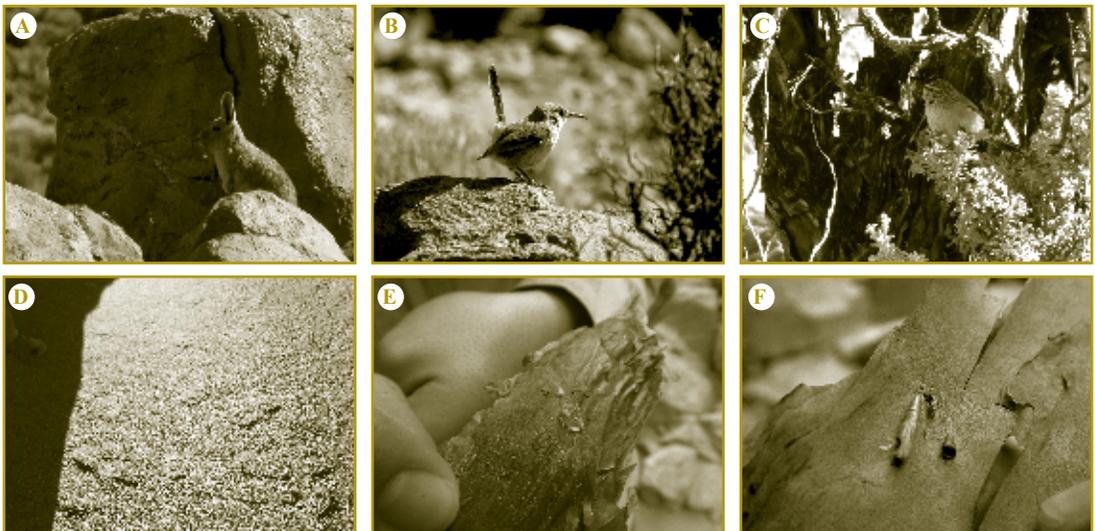


Figura 6. (A) Vizcacha; (B) Bandurrilla de pico recto; (C) Tijeral; (D) Huellas de puma; (E) y (F) insectos en corteza.



Figura 7. Paisajes en donde se ubica la queñoa.



Figura 8. (A) individuo con daño regular; (B) individuo con ausencia de follaje; (C) individuo muerto.

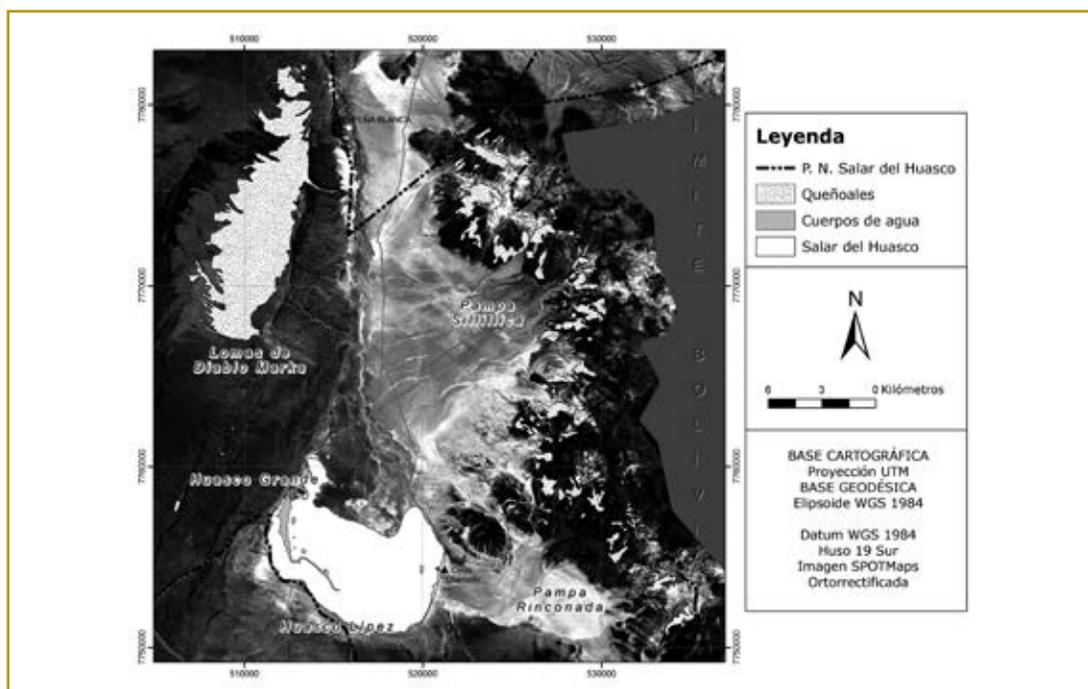


Figura 9. Distribución espacial de poblaciones de queñoa al interior del Parque Nacional Salar del Huasco.

Distribución espacial de las formaciones de queñoa

De la Figura 9 podemos identificar las dos grandes poblaciones de queñoas ubicadas al interior del Parque Nacional Salar del Huasco. Por el lado oriental, insertas en el cordón altoandino, se presentan de forma disgregada, formando parches en las laderas de los cerros principalmente, con una superficie estimada de 2.280,34 ha. Por el lado poniente, las cuales se ubican en la plataforma de Altos de Pica, se disponen principalmente en fondos de quebradas o bajadas de agua de las laderas, ocupando una superficie de 4.253,24 aproximadamente.

Cabe señalar, que por cómo se dispone la queñoa en términos de número de individuos por superficie, no significa que cada polígono presentado en la cartografía cuente con una ocupación completa de ella por la especie. No son poblaciones que se presenten cubriendo grandes paños de terreno con una alta densidad. Lo dicho se presenta principalmente en el polígono obtenido en la parte poniente del parque.

Discusión y conclusiones

Si bien las poblaciones de queñoas estudiadas se comportan según dice la literatura (formación de parches, hábito simpódico, entre otros), en el caso de la exposición, no se observa una predilección clara. Sin embargo Choque, 2010, en su estudio con la especie en la Región de Tarapacá, plantea que las poblaciones están distribuidas preferentemente en exposiciones oeste y noroeste. En contraste a lo observado en la parte poniente del parque, allí las queñoas se desarrollan principalmente en fondos de quebradas, bajadas de aguas y entre laderas, a diferencia de la oriental, en donde no solo se presentó como la descripción anterior, sino también en paños sobre la misma ladera. Hay que dejar en claro que las formaciones geomorfológicas de los sectores son completamente diferentes. Dentro de las especies acompañantes, y en suma a esta diferencia oriente-poniente, se identificó la especie *Ephedra rupestris*, la cual sólo fue visualizada en las campañas realizadas en el sector poniente

del parque, cosa que no ocurrió en donde se levantaron las parcelas.

Choque, 2010, en su estudio identifica parcelas con regeneración, presentando un máximo de 7 plántulas; ésta considera una regeneración abundante la presencia de a lo menos 5 individuos por parcela (400m²). En esta caracterización, si bien se identificaron 19 plántulas en una parcela (500m²), no se confirma una gran abundancia, debido a que las condiciones de sitio son muy diferentes, lo cual requerirá de una mayor revisión bibliográfica al respecto para poder afirmar dicha condición de abundancia.

Se debe considerar el revisar y determinar densidad de la especie, tasa de regeneración, producción de frutos y semillas, entre otros, con el fin de vislumbrar el estado ecológico de la especie al interior del parque. Además de su interrelación con insectos y aves, identificando en particular, las que mayor dependencia tienen al árbol o a los fragmentos. A lo anterior, queda pendiente el realizar un trabajo estadístico de estas poblaciones, para así determinar correlaciones o variabilidad de la especie en contraste a variables ambientales u otras.

En cuanto al trabajo en terreno, si bien se realizó una inducción para homologar la toma de datos entre los funcionarios, de igual forma ésta quedó en dependencia al conocimiento previo y experiencia del funcionario, lo cual adquiere significancia al momento de tomar decisiones en terreno. Mediante este trabajo, funcionarios del Departamento de ASP aumentan sus conocimientos en la especie y del área protegida.

Agradecimientos

Se agradece la colaboración y buena disposición de los funcionarios de CONAF Tarapacá en la toma de datos en terreno, señores Pedro Castro, Sebastián García, Albert Espinoza, Iván Torres y Jorge Valenzuela. Además, por el préstamo de instrumental de medición, se agradece a las direcciones regionales CONAF Arica y Parinacota y Antofagasta.

*** *La creación del Parque Nacional Salar del Huasco fue anulada según disposición de la Controlaría General de la República, mediante Decreto N°152 / 19 de diciembre 2014 del Ministerio de Bienes Nacionales, donde se deja sin efecto el Decreto Supremo N°7 / 02 de febrero del 2010.*

Literatura citada

AHUMADA M & FAÚNDEZ L (2009) Guía descriptiva de los sistemas vegetacionales azonales hídricos terrestres de la ecorregión altiplánica (SVAHT). Ministerio de Agricultura de Chile, Servicio Agrícola y Ganadero. Santiago. Chile. 118 pp.

CHOQUE A (2010) Evaluación del estado de conservación y propuesta de manejo silvicultural en formaciones naturales de queñoa de altura (*Polylepis tarapacana* Phil.) en la Reserva Nacional Alto Loa, Región de Antofagasta. Memoria Inf. Forestal. Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Forestales y de Conservación de la Naturaleza. Depto. de Gestión Forestal y su Medio Ambiente. Santiago. Chile. 53 pp.

JARAMILLO A (2005) Aves de Chile. Lynx Ediciones. 240 pp.

SAAVEDRA J (2013) Caracterización de la estructura poblacional de *Polylepis tarapacana* en sector cerro Chiguana, cuenca del salar de Surire, para establecer los lineamientos de un programa de restauración ecológica. Trabajo final para optar al grado de Magíster en Ciencias Ambientales. Arica. Chile. 76 pp.

TRIVELLI M & V VALDIVIA (2009) Alcances sobre flora y vegetación de la cordillera de Los Andes. Región de Arica y Parinacota y Región de Tarapacá. Segunda Edición. Ministerio de Agricultura. Servicio Agrícola y Ganadero. Santiago. Chile. 180 pp.

Caracterización morfológica y bioacústica de los murciélagos (*Chiroptera*) de la Reserva Nacional Pampa de Tamarugal

Gonzalo Ossa^{1,2*}, Lina Forero¹, Francisco Novoa¹ & Cristian Bonacic¹

¹ Laboratorio Fauna Australis, Departamento de Ecosistemas y Medio Ambiente, Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile, CP7820436, Chile

² Programa para la Conservación de los Murciélagos de Chile (PCMCh)

*gossa@uc.cl

Resumen

Se estudió el orden *Chiroptera* en la Reserva Nacional Pampa del Tamarugal (RNPT) con la finalidad de corroborar la presencia de ciertas especies y realizar un estudio comparativo acústico y morfológico. Se realizaron capturas con redes de neblina, los individuos fueron medidos y registrados acústicamente para posterior análisis. Se capturó cuatro especies (*Myotis atacamensis*, *Histiotus Montanus*, *H. macrotus* e *H. laeophotis*), correspondientes a dos géneros. Se observaron diferencias de coloración entre las especies del género *Histiotus*, sin embargo sus medidas corporales resultaron homogéneas. *H. laeophotis* mostró medidas alares mayores y un largo total menor que las restantes dos especies y se observó que *H. monanus* posee orejas menores que las otras dos especies (< 30 mm). Se identificaron caracteres acústicos para las cuatro especies, *M. atacamensis* presentó llamadas (FM) con frecuencia peak a $56,5 \pm 6,9$ kHz y duración promedio de $2,7 \pm 0,7$ ms, en cambio las especies del género *Histiotus* presentaron llamadas FM-QCF. *H. laeophotis* e *H. montanus* mostraron diferencias significativas, excepto para frecuencia final. Entre *H. laeophotis* e *H. macrotus* se observaron diferencias significativas únicamente en la duración de los pulsos, frecuencia inicial y frecuencia peak. *H. montanus* e *H. macrotus* presentaron diferencias significativas para todas las variables, salvo frecuencia inicial. Se caracterizó la morfología de los murciélagos de la RNPT y se presentó el primer análisis acústico de las vocalizaciones de *M. atacamensis* e *H. macrotus*. La existencia de diferencias significativas a nivel acústico entre especies del género *Histiotus*, indica que las metodologías bioacústicas son útiles tanto para identificar especies, como para estimar su actividad.

Introducción

Los quirópteros corresponden al grupo de mamíferos más diverso en el mundo, con más de 1200 especies distribuidas en los cinco continentes (Aguirre, 2007; Simmons 2005a; b). En Chile, la diversidad de murciélagos es baja en comparación con otros países de Latinoamérica (Díaz et al., 2011; Redford & Eisenberg, 1992), encontrándose únicamente 13 especies correspondientes a cuatro familias (Galaz et al. 2009; Diaz et al. 2011; Ossa et al. 2014), que corresponden al 10,9 % de los

mamíferos terrestres presentes en el país (Muñoz & Yáñez, 2009).

La región de Tarapacá posee características que la hacen importante desde el punto de vista de la biodiversidad, por su baja riqueza y alto grado de endemismo (Mella et al. 2002). Esto se debe a que el desierto de Atacama es un límite natural para un importante número de especies, fragmentando su distribución geográfica (CONAMA, 2009). En la Región de Tarapacá, se han descrito ocho

especies de murciélagos (Tabla 1), de estas, una corresponde a la familia *Furipteridae*, una a la familia *Phyllostomatidae*, dos a la familia *Molossidae* y cuatro a la familia *Vespertilionidae* (Iriarte, 2008; Mann, 1945, 1978; Muñoz & Yáñez 2009), siendo la de Tarapacá una de las regiones con mayor porcentaje de especies de murciélagos del país, con un 66,7 % de estas.

La Reserva Nacional Pampa del Tamarugal, que cuenta con un área de 100.650 ha de bosque de *Prosopis* regenerado, luego de su extracción durante el siglo pasado (Núñez et al., 2010), se presenta como una de las pocas áreas de la pampa en que remanentes de fauna han logrado un desarrollo importante gracias a los recursos disponibles (Chiappa et al., 1997).

El bajo conocimiento general, junto con la alta importancia ecológica que presenta este orden de mamíferos en el país (Canals & Cattán, 2008; Galaz & Yáñez, 2006; Mann, 1950), nos impulsa a realizar este estudio con el fin de corroborar la existencia de ciertas especies de quirópteros, así como estudiar su morfología y acústica en la RNPT.

Materiales y métodos

Se realizaron prospecciones durante las estaciones de invierno (29 de junio–02 de julio) y primavera (1-3 de octubre) de 2013 en el área de los viveros de la RNPT (20° 26' 2" S- 69° 41' 51" O; 1000 msnm), dado que en este sitio se concentra

una mayor cantidad de insectos, en donde los corredores de los viveros son utilizados por las diferentes especies de murciélagos para forrajear y las instalaciones de CONAF, como guarida por las diferentes especies.

Las capturas se realizaron utilizando cinco redes de neblina de 12 metros cada una (Ecotone monofilamento), completando un esfuerzo de muestreo de 60 metros lineales de red por noche. Las redes de neblina se dispusieron dentro del área de los viveros, de manera de poder intersectar aquellos individuos que forrajeen sobre los plantines de *Prosopis*. Las redes se mantuvieron abiertas durante tres horas en cada campaña, desde las 19:00 a las 22:00 horas en invierno y desde las 20:30 a las 23:30 horas en primavera. Los individuos capturados fueron dispuestos en bolsas de tela, pesados y medidos morfométricamente (Mitchell-Jones & McLeish, 2004) para dar cuenta de diferencias entre especies y entre sexo, y marcados con Larvispray® para conocer la tasa de recaptura durante cada campaña. Una vez liberados se registró las llamadas de ecolocación de cada individuo con la finalidad de generar una base acústica para los murciélagos de la RNPT.

Los registros acústicos se llevaron a cabo utilizando el equipo Pettersson D240X (Pettersson Elektronik AB, Suecia) en modo expansión de tiempo 10X conectado a una grabadora Zoom H2n (Zoom, Japón). Para lograr esto, los investigadores se disponían en un sitio alejado de

Tabla 1: Especies de murciélagos actualmente descritas en la Región de Tarapacá, y referencia bibliográfica de su primera observación.

Familia	Especie	Referencia
<i>Vespertilionidae</i>	<i>Myotis atacamensis</i>	(Osgood,1943)
	<i>Histiotus montanus</i>	(Ossa et al., 2014)
	<i>Histiotus macrotus</i>	(Mann 1950)
	<i>Histiotus laeophotis</i>	(Ossa et al., 2014)
<i>Molossidae</i>	<i>Tadarida brasiliensis</i>	(Mann, 1945)
	<i>Mormopterus kalinowskii</i>	(Mann, 1950)
<i>Furipteridae</i>	<i>Amorphochilus schnablii</i>	(Mann, 1950)
<i>Phyllostomidae</i>	<i>Desmodus rotundus</i>	(Osgood, 1943)

los viveros, para evitar el paso de otras especies de murciélagos y a una distancia de 10 metros entre ellos, uno de ellos liberaba el espécimen capturado mientras el otro procedía a registrarlo cuando tomaba cierta altura y comenzaba a ecolocar normalmente.

Los registros acústicos fueron analizados con una frecuencia de muestreo de 44.1 kHz, longitud de FFT de 256, Ventana tipo Hanning y una sobreposición de 75 %, utilizando el software Avisoft SAS-Lab Pro 5.2.07 (Avisoft Bioacoustics, Alemania). Para cada registro de ultrasonido se midió de manera manual la frecuencia de inicio, fin y de máxima energía (*peak*) de una serie de pulsos, además de su duración e intervalo entre pulsos, puesto que estos valores son aquellos que mejor explican las diferencias entre especies (Ossa, 2010; Rodríguez-San Pedro & Simonetti, 2013).

Con los datos acústicos obtenidos, se procedió a comparar estadísticamente las diferencias entre las cuatro especies mediante un análisis multivariado de la varianza (MANOVA) y luego se comparó cada variable por separado utilizando un test de F univariado. Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software R (R Development Core Team 2013).

Resultados

Se logró capturar ocho individuos durante la campaña de invierno, correspondientes a cuatro especies y dieciséis individuos durante la campaña de primavera correspondientes a tres especies (Figura 1). Durante la campaña de invierno no hubo recapturas, sin embargo en la de primavera, cuatro individuos fueron recapturados.

Las especies capturadas (Figura 1) fueron medidas morfológicamente (Tabla 2) observándose diferencias entre la especie *M. atacamensis* y el resto de las capturadas, al ser esta de un menor tamaño.

Las restantes tres especies capturadas pertenecientes al género *Histiotus*, son fácilmente diferenciables entre ellas por caracteres cualitativos, como son el color del pelaje y orejas. *Histiotus laephotis* posee pelaje y orejas completamente amarillas, en cambio *H.*

montanus presenta un pelaje grisáceo en el dorso y blanquecino en el vientre, y sus orejas son de color pálido. *Histiotus macrotus* por su parte posee orejas oscuras, de color negro y un pelaje más oscuro en el vientre, de color grisáceo. Los rasgos morfológicos medidos, son bastante homogéneos (Tabla 2), sin embargo es posible observar que la especie *H. laephotis* posee un antebrazo y un quinto dedo más largos que las otras dos, al mismo tiempo que su largo total (cabeza-cola) es menor. El largo de las orejas también es una medida que permite diferenciar entre estas tres especies, *H. macrotus* y *H. laephotis* poseen orejas de gran tamaño (> 30 mm) en cambio *H. montanus* posee orejas más pequeñas (< 30 mm).

A nivel intraespecífico (Tabla 2), se observaron diferencias entre sexo para las tres especies del género *Histiotus* capturadas. El largo total fue mayor para individuos macho de las tres especies: *H. laephotis* (96, 0 mm ♂ vs. 94,4 mm ♀), *H. montanus* (106,7 ± 2,6 mm ♂ vs. 101,0 ± 6,8 mm ♀), e *H. macrotus* (104,0 - 115,0 mm ♂ vs. 94,4 - 113,0 mm ♀). La medida del antebrazo, por su parte, fue similar en individuos de diferente sexo dentro de cada especie: *H. laephotis* (52,0 mm ♂ vs. 51,4 mm ♀), *H. montanus* (49,9 ± 0,6 mm ♂ vs. 49,7 ± 0,9 mm ♀), e *H. macrotus* (49,5 - 50,7mm ♂ vs. 48,7 - 51,6 mm ♀).

Acústicamente, se observaron diferencias significativas utilizando MANOVA para la totalidad de las especies capturadas (λ -Pillai= 1,19; $F = 34,45$; $p < 0,001$). Dado que esta diferencia se vio fuertemente influenciada por la especie *M. atacamensis* (Tabla 3), se comparó cada par de especies del género *Histiotus* separadamente, utilizando un test univariado de F. Se observó que *M. atacamensis* presentó llamadas con una estructura FM (Figura 2) con una frecuencia *peak* a 56,5 ± 6,9 kHz una duración promedio de 2,7 ± 0,7 ms. Las especies del género *Histiotus*, en cambio, presentaron llamadas con estructura FM-QCF (Figura 2), siendo los valores de duración de los pulsos y frecuencia *peak* aquellos que mejor explicaban las diferencias entre las tres especies (Tabla 4).

Tabla 2. Medidas morfométricas de los individuos capturados separados por especie y sexo. Se indica promedio \pm DS (rango) para las especies con más de dos individuos capturados; rango para las especies con dos individuos capturados y valor para las especies con un solo individuo capturado.

Especie	N	Sexo	Peso (g)	Ancho de la oreja (mm)	Largo de la oreja (mm)	Ancho del trago (mm)	Largo del trago (mm)	Antebrazo (mm)	Largo del pie derecho (mm)	Largo del 5º dedo (mm)	Largo total (mm)
<i>Histiottus laephotis</i>	1	M	11	NA	NA	NA	NA	52	NA	65.7	96
	1	H	11	17.1	30.8	4.2	13.9	51.4	7.6	62.6	94.4
<i>Histiottus montanus</i>	3	M	11.0 \pm 1.7 (10 - 13)	16.1 \pm 1.1 (15.4 - 17.4)	28.6 \pm 2.3 (27.1 - 31.3)	4.2 \pm 0.2 (4.0 - 4.3)	15.1 \pm 0.6 (14.4 - 15.5)	49.9 \pm 0.6 (49.5 - 50.6)	7.6 \pm 0.0 (7.6)	60.6 \pm 0.7 (60.0 - 61.4)	106.7 \pm 2.6 (104.0 - 109.1)
	7	H	9.8 \pm 1.1 (9 - 12)	17.6 \pm 1.0 (15.6 - 18.6)	30.2 \pm 1.7 (27.3 - 31.9)	4.4 \pm 0.3 (4.0 - 5.0)	12.9 \pm 0.7 (11.9 - 14.1)	49.7 \pm 0.9 (48.7 - 51.1)	NA	59.8 \pm 4.5 (50.1 - 63.3)	101.0 \pm 6.8 (91.4 - 110.1)
<i>Histiottus macrotus</i>	2	M	10.5 - 11	15.7 - 17.8	29.6 - 35.8	3.7 - 4.0	12.2 - 14.4	49.5 - 50.7	7.2 - 9.2	58.4 - 59.0	104.0 - 115.0
	8	H	10.2 \pm 1.1 (9 - 12.5)	18.9 \pm 0.8 (17.6 - 19.6)	31.0 \pm 1.7 (28.8 - 33.6)	4.1 \pm 0.3 (3.8 - 4.7)	13.7 \pm 1.8 (11.2 - 17.5)	49.8 \pm 1.0 (48.7 - 51.6)	8.2 \pm 0.0 (8.2)	60.5 \pm 1.3 (58.7 - 63.0)	103.4 \pm 6.5 (94.4 - 113.0)
<i>Myotis atacamensis</i>	2	M	4 - 4.8	5.2 - 5.9	9.9 - 11.7	1.6 - 1.7	5.3 - 5.4	32.8 - 33.0	5.6	39.9 - 43.5	69.4 - 69.9

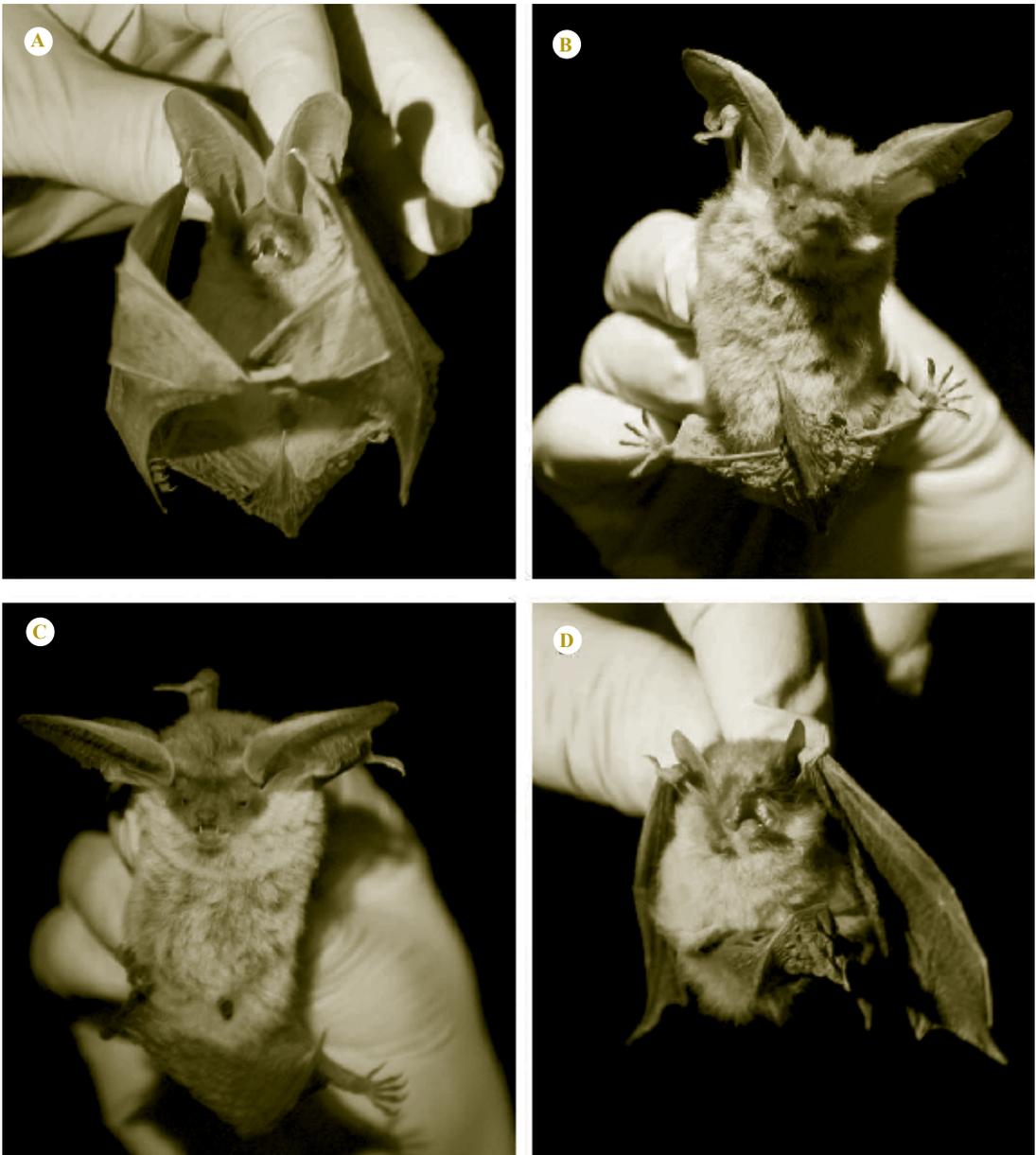


Figura 1. Especímenes capturados durante las campañas de primavera e invierno en la Reserva Nacional Pampa del Tamarugal: A) *Histiotus laephotis*, B) *Histiotus montanus*, C) *Histiotus macrotus* y D) *Myotis atacamensis*.

Al comparar por pares de especies, se observó que entre *H. laephotis* e *H. montanus* todos los parámetros medidos mostraban diferencias significativas, excepto la frecuencia final de los pulsos ($df = 106$; $F\text{-value} = 1,87$; $p\text{-value} = 0,174$). Entre las especies *H. laephotis* e *H. macrotus* se observaron diferencias significativas únicamente en la duración de los pulsos ($df = 121$; $F\text{-value} =$

$33,29$; $p\text{-value} < 0,001$), frecuencia inicial ($df = 121$; $F\text{-value} = 32,42$; $p\text{-value} < 0,001$) y frecuencia *peak* ($df = 121$; $F\text{-value} = 13,19$; $p\text{-value} < 0,001$). Finalmente, entre las especies *H. montanus* e *H. macrotus* se observaron diferencias significativas para todas las variables, salvo frecuencia inicial ($df = 203$; $F\text{-value} = 0,00$; $p\text{-value} = 0,997$).

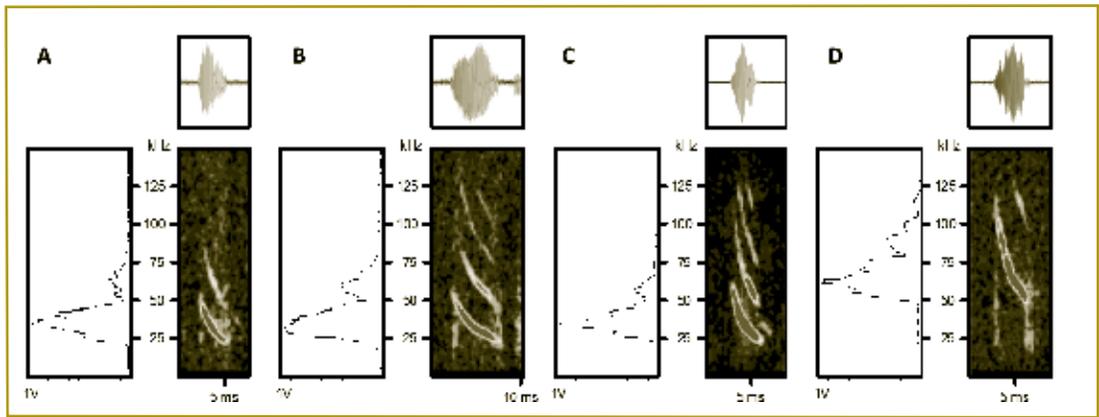


Figura 2. Espectrogramas (B/N) y Sonogramas (color) característicos de las diferentes especies capturadas en la RNPT: A) *Histiotes laephotis*; B) *Histiotes montanus*; C) *Histiotes macrotus* y D) *Myotis atacamensis*. Los espectrogramas muestran la distribución de la energía de cada pulso y los sonogramas muestran la forma de cada pulso. El eje X indica la el tiempo en milisegundos (ms) y el eje Y indica frecuencia en kHz.

Tabla 3. Parámetros de las llamadas de ecolocación de *Histiotes laephotis*, *H. montanus*, *H. macrotus* y *M. chilensis* capturados en la RNPT. Para cada especie se midió la frecuencia inicial, frecuencia final y frecuencia peak (kHz), la duración de cada pulso y el intervalo entre pulsos (ms). Los valores se entregan en media \pm DS.

Especie (N):	<i>H. laephotis</i> (13)	<i>H. montanus</i> (95)	<i>H. macrotus</i> (110)	<i>M. atacamensis</i> (47)
Duración (ms)	1,3 \pm 0.3	3.6 \pm 2.6	2.6 \pm 0.7	2.7 \pm 0.7
Intervalo (ms)	89.6 \pm 55.7	147.1 \pm 75.3	92.1 \pm 34.3	73.6 \pm 17.2
Frec. Inicial (kHz)	38.1 \pm 2.6	46.3 \pm 4.5	46.37 \pm 5.1	79.3 \pm 16.4
Frec. Final (kHz)	26.3 \pm 1.8	25.4 \pm 2.1	26.1 \pm 1.8	50.4 \pm 5.6
Frec. Peak (kHz)	30.3 \pm 3.6	32.0 \pm 2.1	33.1 \pm 2.4	56.5 \pm 6,9

Tabla 4. Resultados de los test univariado de F para buscar diferencias entre pares de especies del género *Histiotes*.

Especie:	<i>H. laephotis</i> - <i>H. montanus</i>			<i>H. laephotis</i> - <i>H. macrotus</i>			<i>H. montanus</i> - <i>H. macrotus</i>		
	df	F-value	p-value	df	F-value	p-value	df	F-value	p-value
Duración (ms)	106	9.80	0.002	121	33.29	<0.001	203	15.32	<0.001
Intervalo (ms)	106	7.01	0.009	121	0.05	0.816	203	47.18	<0.001
Frec. Inicial (kHz)	106	39.53	<0.001	121	32.42	<0.001	203	0.00	0.997
Frec. Final (kHz)	106	1.87	0.174	121	0.149	0.700	203	5.46	0.020
Frec. Peak (kHz)	106	5.71	0.018	121	13.19	<0.001	203	10.66	0.001

Discusión y conclusiones

El presente estudio logró caracterizar la morfología de las especies de murciélagos presentes en la RNPT, y presenta el primer análisis acústico de las vocalizaciones de las especies *M. atacamensis* e *H. macrotus* en el norte de Chile.

Las diferencias morfológicas entre las cuatro especies capturadas en la RNPT fueron dadas principalmente por *M. atacamensis*, la cual fue retirada del análisis estadístico para corroborar diferencias significativas entre las del género *Histiotus*. Las diferencias cualitativas entre estas tres especies, corresponden con aquellas descritas por la literatura (Bárquez, 1987; Díaz et al., 2011; Ossa et al., 2014), y se observaron diferencias cuantitativas en largo total y largo de las orejas, siendo *H. laephotis* una de menor tamaño que *H. montanus* pero con orejas mayores a 30 mm junto con *H. macrotus*. El resto de las medidas morfométricas resultaron ser bastante homogéneas entre especies, lo cual coincide con la bibliografía (Acosta & Venegas, 2006; Bárquez, 1987; Redford & Eisenberg, 1992; Wilson, 1997), siendo un género difícil de identificar.

El mayor largo total de los especímenes macho, observado en las tres especies del género *Histiotus*, no corresponde con estudios realizados en otros géneros de la familia *Vespertilionidae* (Williams & Findley, 1979), donde se encontró un mayor largo total para los especímenes hembra, aunque las diferencias son pequeñas, al igual que en el presente estudio. El largo del antebrazo resultó ser similar para ambos sexos, corroborando las escasas diferencias morfológicas.

En cuanto a las llamadas de ecolocación, *M. atacamensis* presentó llamadas similares a las descritas para su congénere *M. chiloensis* (Ossa et al., 2010), pero con una mayor frecuencia peak y frecuencia final, lo cual indica que *M. atacamensis* se puede alimentar de insectos de menor tamaño (Waters et al., 1995).

El análisis estadístico de los registros acústicos de las especies del género *Histiotus*, reveló diferencias significativas entre pares de especies, siendo la frecuencia peak y duración de los pulsos los parámetros que mejor diferenciaban entre

especies, lo cual coincide con estudios realizados en la zona central de Chile (Ossa, 2010; Rodríguez-San Pedro & Simonetti, 2013). La existencia de diferencias significativas a nivel acústico entre especies del género *Histiotus*, permite inferir que las metodologías bioacústicas para su estudio son de gran utilidad tanto para identificar especies como para estimar la actividad de estas.

Dos de las especies encontradas; *H. laephotis* y *M. atacamensis* se encuentran en categoría casi amenazada (NT) en la lista roja de la Unión Internacional por la Conservación de la Naturaleza (IUCN) (Barquez & Díaz, 2008a; b). Pese a ser especies que aun poseen una amplia distribución son muy dependientes de hábitats altamente específicos, los cuales se han visto severamente fragmentados por la transformación del paisaje y la alta densidad de población humana (Barquez & Díaz, 2008a; b). La RNPT es un área protegida que nace del esfuerzo para proteger el hábitat correspondiente a la provincia biogeográfica del desierto del Pacífico, siendo esta considerada una isla u oasis en medio del desierto para la fauna y flora de la zona norte de Chile (Webber, 1986). A la luz de esto, la RNPT representa un nicho importante en la conservación de estas especies.

Cabe destacar que no se capturaron otras especies, tales como *Mormopterus kalinowskii* y *Amorphochilus schnablii*, que potencialmente se encuentran en la RNPT. Esto pudo deberse al comportamiento de forrajeo de *M. kalinowskii*, que como otros molosidos vuela a gran altura (Vaughan & Martha, 1980) y en el caso de *A. schnablii*, el cual posee un sistema de ecolocación de alta frecuencia (130-190 kHz) y vuelo de gran maniobrabilidad (Ugarte-Núñez, 2014; Falcao et al., 2015). Ambas especies son capaces de evitar las redes de neblina y por tanto su estudio debe incluir métodos bioacústicos.

Por otro lado, se ha descrito que lepidópteros del género *Iridopsis* consumen las hojas de la especie *Prosopis tamarugo* (Vargas, 2007), por lo que la presencia de murciélagos en el PNPT funcionaría como un controlador de estos insectos, favoreciendo la regeneración de la vegetación de *Prosopis*.

La RNPT representa un área importante para las poblaciones de quirópteros en la región, debido a la presencia de refugios y alimento dentro de una matriz desértica. Se observó la presencia de cuatro especies de murciélagos utilizando redes de neblina, sin embargo no se descarta la presencia de otras especies de difícil captura. Un estudio en el que se utilicen metodologías bioacústicas sería un buen complemento al presente trabajo.

Como controladores de insectos, los murciélagos prestan un servicio de mantención de la vegetación en la RNPT, controlando especies que consumen la materia vegetal de *Prosopis* presentes. Un estudio para conocer la dieta de los quirópteros presentes en la RNPT permitiría cuantificar el rol benéfico que estos prestan a la reserva.

Finalmente, el presente trabajo entrega información valiosa sobre las llamadas de ecolocación de las diferentes especies capturadas, las cuales se encuentran posiblemente en toda la extensión de la Región de Tarapacá, siendo un material útil al momento de desarrollar estudios ecológicos y/o líneas de base para proyectos en la región

Agradecimientos

Este estudio fue financiado por el proyecto Estudio de micromamíferos, anfibios y reptiles de la Región de Tarapacá. Agradecemos por su apoyo a Vinko Malinarich (SAG Tarapacá), Jorge Valenzuela y Priscila Piña (CONAF Tarapacá), y a todos los guarda parques de la Reserva Natural Pampa del Tamarugal. Las capturas se realizaron de acuerdo a la Resolución Exenta N°1081 del Servicio Agrícola y Ganadero.

Literatura citada

ACOSTA L & C VENEGAS (2006) Algunas consideraciones taxonómicas de *Histiotus laephotis* e *H. macrotus*, en Bolivia. *Kempffiana* 2:109-115.

AGUIRRE LF (2007) Historia natural, distribución y conservación de los murciélagos de Bolivia. Centro de ecología y difusión Simón I. Patiño, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.

BÁRQUEZ RM (1987) Los murciélagos de Argentina. Universidad Nacional de Tucumán, Tucumán, Argentina.

BÁRQUEZ RM & MM DÍAZ (2008a) *Myotis atacamensis*. IUCN Red List of Threatened Species. URL <http://www.iucnredlist.org> (consultado el 3 de enero, 2015)

BÁRQUEZ RM & MM DÍAZ (2008b) *Histiotus laephotis*. IUCN Red List of Threatened Species. URL <http://www.iucnredlist.org> (consultado el 3 de enero, 2015)

CANALS M & P CATTAN (2008) Radiografía a los murciélagos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

CHIAPPA E, R VILLASEÑOR, H TORO & R COVARRUBIAS (1997) Táctica reproductiva de *Prosopis* (*Mimosaceae*) y asociaciones ecológicas de sus polinizadores, en el desierto del norte de Chile. *Multequina*: 9-20.

CONAMA (2009) Especies amenazadas de Chile. Protejámoslas y evitemos su extinción. Comisión Nacional de Medio Ambiente, Santiago, Chile.

DÍAZ MM, LF AGUIRRE & RM BÁRQUEZ (2011) Clave de identificación de los murciélagos del cono sur de Sudamérica. Centro de Estudios de Biología Teórica y Aplicada, Cochabamba, Bolivia.

FALCAO F, JA UGARTE-NÚÑEZ, D FARIA & CB CASELLI (2015) Unravelling the Calls of Discrete Hunters: Acoustic Structure of Echolocation Calls of Furipterid Bats (*Chiroptera*, Furipteridae). *Bioacoustics*. 24(2): 1-9.

GALAZ JL & J YÁÑEZ (2006) Los murciélagos de Chile: guía para su reconocimiento. Centro de Ecología Aplicada, Santiago, Chile.

GALAZ JL, J YÁÑEZ, A GANTZ & DR MARTÍNEZ (2009) Orden *Chiroptera*. En: (Muñoz-Pedreros A & J Yáñez (eds) Mamíferos de Chile: 67-89. CEA Ediciones, Valdivia, Chile.

IRIARTE A (2008) Los mamíferos de Chile. Lynx Ediciones, Barcelona, España.

- MANN G (1945) Mamíferos de Tarapacá. Observaciones realizadas durante una expedición al alto norte de Chile. *Biológica*. 2: 23-98.
- MANN G (1950) Nuevos mamíferos de Tarapacá. *Investigaciones Zoológicas Chilenas* 1: 2.
- MANN G (1978) Los pequeños mamíferos de Chile. *Gayana Concepción* 40:1–342.
- MELLA J, JA SIMONETTI, A SPOTORNO & LC CONTRERAS (2002) Mamíferos de Chile. En: Ceballos G & J Simonetti (eds.) *Diversidad y conservación de los mamíferos neotropicales*: 151–183. CONABIO-UNAM, Ciudad de México, México.
- MITCHELL-JONES AJ & AP MCLEISH (2004) *Bat Workers Manual*. Joint Nature Conservation Committee. Londres, Inglaterra.
- MUÑOZ A & J YÁÑEZ (2009) Mamíferos de Chile. CEA Ediciones, Valdivia, Chile.
- NÚÑEZ L, M GROSJEAN & I CARTAJENA (2010) Sequential Analysis of Human Occupation Patterns & Resource Use in the Atacama Desert. *Chungará, Revista de Antropología Chilena* 42:363–392.
- OSGOOD WH (1943) The Mammals of Chile. *Zoological series of Field Museum of Natural History* 30:268.
- OSSA G (2010) Métodos bioacústicos: una aproximación a la ecología de comunidades de murciélagos en las eco-regiones mediterránea y el bosque templado de Chile. Tesis de pregrado, Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile.
- OSSA G, C BONACIC & RM BÁRQUEZ (2014) First Record of *Histiotus laeophotis* (Thomas, 1916) from Chile & New Distributional Information for *Histiotus montanus* (Phillipi & Landbeck, 1861) (*Chiroptera*, *Vespertilionidae*). *Mammalia* DOI: 10.1515/mammalia-2014-0041.
- OSSA G, JT IBARRA, K BARBOZA-MÁRQUEZ, F HERNÁNDEZ, N GÁLVEZ, J LAKER & C BONACIC (2010) Analysis of the Echolocation Calls & Morphometry of a Population of *Myotis chiloensis* (Waterhouse, 1838) from the Southern Chilean Temperate Forest. *Ciencia e Investigación Agraria* 37:131–139.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2013). R: A Language & Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. URL: <http://www.r-project.org> (consultado el 2 de febrero, 2015)
- REDFORD KH & JF EISENBERG (1992) *Mammals of the Neotropics, The Southern Cone: Chile, Argentina, Uruguay*. University of Chicago Press, Chicago, USA.
- RODRÍGUEZ-SAN PEDRO A & JA SIMONETTI (2013) Acoustic Identification of Four Species of Bats (Order Chiroptera) in Central Chile. *Bioacoustics*: 22(2): 165-172.
- SIMMONS NB (2005a) Order Chiroptera. En: Wilson DE & DM Reeder (eds) *Mammal Species of the World*: 312–529. John Hopkins University Press, Baltimore, USA.
- SIMMONS NB (2005b) An Eocene Big Bang for Bats. *Science* 307:527-528.
- UGARTE-NÚÑEZ J (2014) Contribución al conocimiento de la biología y ecología de *Amorphochilus schnablii* en el sur del Perú. En *Primer Congreso Latinoamericano de murciélagos COLAM*. Quito, Ecuador.
- VARGAS H (2007) Dos nuevas especies de *Iridopsis* Warren (Lepidoptera, Geometridae) del norte de Chile. *Revista Brasileira de Entomología*: 138-141.
- VAUGHAN TA & MB MARTHA (1980) The Molossid Wing: Some Adaptations for Rapid Flight. 5th International Bat Research Conference Lubbock, Texas, USA.
- WATERS DA, J RYDELL & G JONES (1995) Echolocation Call Design & Limits on Prey Size a Case Study Using the Aerial-Hawking Bat *Nyctalus leisleri*. *Behavioral Ecology & Sociobiology* 37:321-328.
- WEBBER C (1986) Conservación y uso racional de la naturaleza en áreas protegidas. *Ambiente y Desarrollo* 2: 165-181.
- WILLIAMS DF & JS FINDLEY (1979) Sexual Size Dimorphism in Vespertilionid Bats. *American Midland Naturalist* 102:113-126.
- WILSON DE (1997) Genus *Myotis*. En: Gardner AL (ed.) *Mammals of South America - Marsupials, Xenarthrans, Shrews & Bats*: 468–480. The University of Chicago Press, Chicago, USA.

Éxito reproductivo de la tagua cornuda (*Fulica cornuta*) en el Parque Nacional Nevado de Tres Cruces, Región de Atacama.

César Pizarro-Gacitúa¹, Eric Díaz^{1*}, Vicente Pizarro¹, Ernesto Rodríguez¹, Mauricio Torres¹ e Ignacio Cerda¹.

¹ Guardaparques, Parque Nacional Nevado de Tres Cruces. CONAF, Región de Atacama.

*eric.diaz@conaf.cl

Resumen

Se describe el monitoreo del período reproductivo de la tagua cornuda 2014-2015 en el Parque Nacional Nevado de Tres Cruces, Región de Atacama, el cual entrega lineamientos metodológicos para la observación y caracterización de los eventos reproductivos de la especie. Se determinó el éxito reproductivo para la tagua cornuda en la laguna Santa Rosa y laguna del Negro Francisco, esta última, ubicada a 4110 metros de altitud, se destacó con 3,5 polluelos por nido con una abundancia de 1380 nuevos efectivos provenientes de una colonia de 396 nidos.

Introducción

El año 2008 fue creado el Plan Nacional de Conservación de la Tagua Cornuda, el cual marca un hito de relevancia al hablar de la tagua cornuda perteneciente a la familia *Rallidae*. En nuestro país los esfuerzos para conocer esta especie y su hábitat comienzan en 1995 a través de la ejecución de censos poblacionales, respondiendo preguntas sobre estimaciones de abundancia y cuáles eran sus principales sitios de reproducción.

A pesar de los veinte años que han transcurrido desde el inicio de censos programados para la especie, específicamente en la puna de la Región de Antofagasta, hoy en día conocemos muy poco sobre la ecología de esta especie, su tolerancia a variables dietarias y variables físico-químicas de las aguas donde se reproduce su principal recurso, la *Ruppia filifolia*, planta acuática descrita para la Región de Atacama (Goodall *et al.*, 1964) que es utilizada por la tagua cornuda para construir sus nidos y es base de su dieta.

En la Región de Atacama la especie muestra una mayor concentración de individuos en el Parque Nacional Nevado de Tres Cruces, específicamente en la laguna del Negro Francisco, última cuenca austral del altiplano chileno.

El objetivo de este trabajo fue determinar y comparar el éxito reproductivo de la tagua cornuda (*Fulica cornuta*) en dos lagunas del Parque Nacional Nevado de Tres Cruces.

Se cree que la laguna del Negro Francisco presenta una mayor estabilidad que la laguna Santa Rosa, lo cual generaría un mayor éxito reproductivo de la tagua cornuda en la primera.

Materiales y métodos

La metodología de trabajo implicó la identificación de las colonias (figura 1), los principales accesos para acercamiento vehicular y a pie –para no interferir con la actividad biológica del lugar–, buena visibilidad y horarios adecuados de observación, para evitar vientos de gran intensidad que provocan oleaje en el cuerpo de agua, obstaculizando una adecuada observación.

Las campañas de terreno se ejecutaron entre los meses de octubre 2014 y febrero 2015. Es relevante considerar que en éste trabajo no se pudo determinar la población total de ejemplares de la especie que llegó a las lagunas entre los meses de julio y septiembre en busca de pareja,

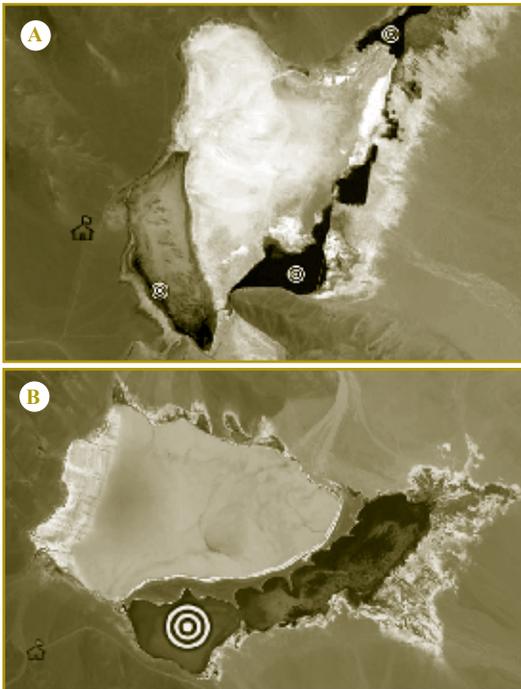


Figura 1. Sitios de nidificación de tagua cornuda en Laguna Santa Rosa (A) y Laguna Negro Francisco (B). Los círculos concéntricos amarillos indican los sitios de concentración de nidos de la especie.

debido a las condiciones atmosféricas que conllevan temperaturas máximas que no superan los $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$, lo que dificultó poder monitorear el proceso inicial.

El método de observación y caracterización de los grupos objetivos de estudio fue el método de nido activo, que implica contabilizar solo las parejas de taguas que están en proceso reproductivo, identificable a través del trabajo que ejecutan para la construcción de un nido estableciéndose diferentes etapas: construcción incipiente, construcción avanzada y construcción completa. Posterior a la construcción y hasta que los polluelos se independizan, la pareja realiza diariamente su mantención, conducta que consiste en desprender con el pico trozos de plantas acuáticas (macrófitas) las que son trasladadas hasta él y son depositadas en distintos lugares de este para darle forma de taza, lugar donde se resguardan de los fuertes vientos, bajas temperaturas y de los depredadores.

Una vez formado el nido los eventos reproductivos observables son la: incubación y

eclosión, momento en el cual pueden ser vistos los polluelos, que pueden llegar a seis por nido.

Una vez que los polluelos crecen, después de cuarenta días aproximadamente, en su calidad de juveniles se alejan del nido, siendo observables parejas sin polluelos en actividad diaria de mantención y alimentación.

El cálculo de individuos adultos totales se estima con el número total de nidos activos multiplicado por 2 ($N.A. \times 2$), no considerando nidos abandonados (A) y nidos utilizados por otras especies como la gaviota andina y el pato juarjual.

Los polluelos fueron contabilizados nido por nido, y para el caso de individuos juveniles en pequeñas bandadas de hasta sesenta ejemplares al momento de comenzar sus prácticas de territorialidad.

El cálculo del éxito reproductivo se realizó dividiendo el número total de polluelos por el número de nidos activos.

Resultados

Laguna Santa Rosa

Para la Laguna Santa Rosa (LSR) el mes de mayor aporte de polluelos fue octubre con 37 (figura 2), disminuyendo la sobrevivencia al pasar los meses de noviembre y diciembre, contabilizándose 25 polluelos finalizando el año 2014 con un éxito reproductivo de 0,5 polluelos por nido, de un total de 50 nidos activos en el mes de mayor cantidad de eclosiones, aportando un 25 % de nuevos integrantes a la población reproductiva inicial.

Laguna del Negro Francisco (LNF)

Se registró una abundancia total de 1380 polluelos de tagua cornuda, provenientes de 792 ejemplares adultos que formaron pareja construyendo una colonia total de 396 nidos (Tabla 1) obteniendo un éxito reproductivo de 3,5 pollos por nido donde la postura es de 4 a 6 huevos (CONAF 2008), aportando con un 174 % de nuevos efectivos a la población total de la especie en esta laguna.

El mes con mayor aporte de efectivos a la población de la LNF fue diciembre con 741 polluelos (figura 2), seguido del mes de enero con 665 nuevos integrantes a la población y comunidad faunística de la laguna conformada por 2254

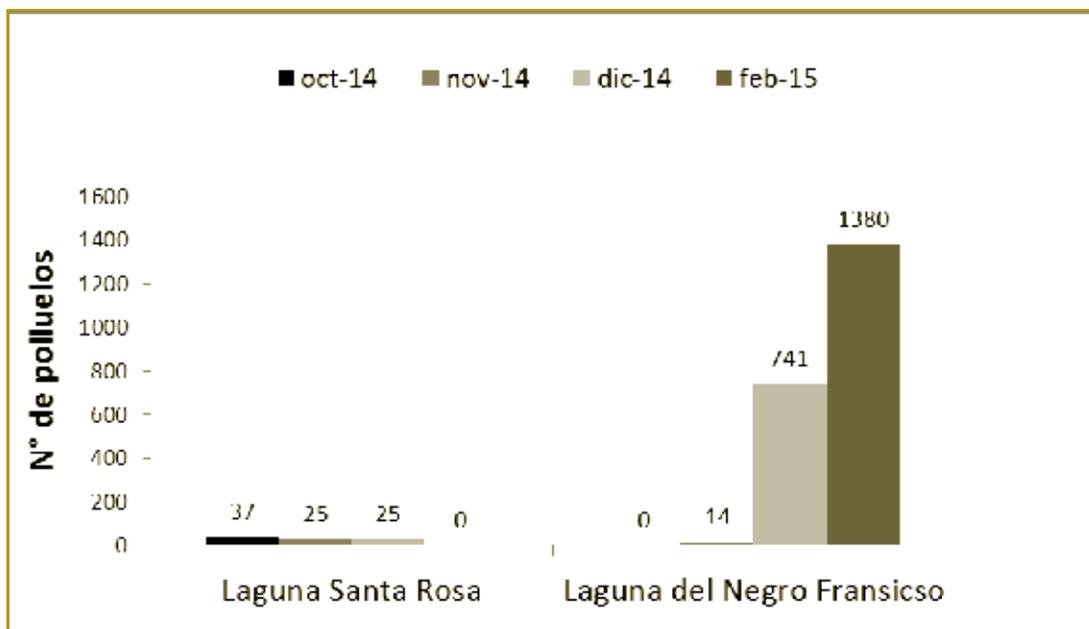


Figura 2. Fluctuación de la abundancia de polluelos de tagua cornuda en Laguna Santa Rosa y Laguna del Negro Francisco entre octubre de 2014 y febrero de 2015.

Tabla 1. Éxito reproductivo tagua cornuda Parque Nacional Nevado de Tres Cruces, período reproductivo 2014-2015.

Sitios	nidos activos	polluelos	éxito reproductivo	% aporte poblacional por laguna
Lag. Negro Francisco	396	1380	3.5	174
Lag .Santa Rosa	50	25	0.5	25

parinas chicas (*Phoenicoparrus jamesi*), 2998 parinas grandes (*Phoenicoparrus andinus*), 799 flamencos chilenos (*Phoenicopterus chilensis*), 492 piuquenes (*Chloephaga melanoptera*), aproximadamente 8.000 patos jurjuales (*Lophonetta specularioides*), aproximadamente 40.000 playeros de Baird (*Calidris bairdii*) y un centenar de blanquillos (*Podiceps occipitalis*), todas las especies con actividad reproductiva en la laguna, lo cual convierte a la LNF en un sitio de alta importancia para la reproducción de especies de aves altoandinas, a excepción del playero de Baird que requiere un trabajo específico para determinar si efectivamente se está reproduciendo en el lugar.

En el censo de aves realizado entre el 4 y 7 de febrero de 2015, que abarcó un total de once

humedales altoandinos, la LNF aporta con el 70 % de la diversidad biológica de aves acuáticas del territorio altoandino de la Región de Atacama (CONAF, 2015)

Discusión y conclusiones

Desde 1995 a la fecha se ha consagrado a las lagunas Miscanti y Miñiques en la Reserva Nacional Los Flamencos, Región de Antofagasta como los principales espejos de agua para la reproducción de la tagua cornuda, las que se encuentran a 4110 y 4100 metros de altitud cada una, prácticamente la misma del espejo de agua salobre de la Laguna del Negro Francisco en el Parque Nacional Nevado de Tres Cruces, Región de Atacama. Este factor altitudinal tiene importancia no directamente para la tagua

cornuda, sino para su principal recurso natural, la ruppia, planta macrófita que se desarrolla en aguas salobres de preferencia someras. Tanto en las lagunas mencionadas de la Región de Antofagasta como en la LNF, las eclosiones de los huevos de tagua cornuda se concentran en los meses de diciembre y en enero, no así en la Laguna Santa Rosa, donde las eclosiones ocurrieron dos meses antes. Esta laguna se encuentra a 3.800 metros de altitud.

Lo anteriormente expuesto sugiere que la altitud es un factor de relevancia a la hora de hablar del éxito reproductivo de la tagua cornuda, ya que el crecimiento de la ruppia va a depender de las variables físico-químicas del agua que se generan sobre 4000 metros de altitud.

Respecto a las amenazas para la reproducción de la tagua cornuda, estas están presentes de forma directa como indirectas. Las directas están asociadas principalmente al turismo no regulado, especialmente en lagunas pequeñas como Santa Rosa, donde las taguas obtienen sus recursos de zonas someras de orilla, por lo que la aproximación de vehículos y personas altera el normal comportamiento de las taguas, sus polluelos y sus principales predadores, la gaviota andina (*Chroicocephalus serranus*), que predan no solo los huevos sino a los polluelos (Rodríguez *et al.*, 1999). En cambio, para la LNF las amenazas directas son menos relevantes, ya que la superficie de la laguna presenta una batimetría homogénea de aguas someras donde las plantas acuáticas no necesariamente se desarrollan cerca de las orillas, sino están ubicadas principalmente en el centro de la laguna.

Las amenazas indirectas que pueden convertirse en cruciales para la sobrevivencia de la especie es el drenaje de los acuíferos que sostienen los cuerpos de agua de las lagunas lo cual conlleva la salinización y pérdida de hábitat para la *Ruppia filifolia*, perdiendo la tagua cornuda su principal fuente de refugio y alimento.

Si bien estas amenazas están presentes en larga data de tiempo en ambas lagunas, el presente estudio es concluyente en que las actuales condiciones de la LNF ha generado para la tagua cornuda un

éxito reproductivo de 3,5 pollos por nido y en la LSR de 0,5 pollos por nido. Por lo tanto, el aporte de nuevos individuos a la población de la especie en la LNF llega a un 174%.

Literatura citada

CONAF (2008). Plan Nacional de Conservación de la Tagua Cornuda, *Fulica cornuta* Bonaparte, 1853 en Chile. 51 pp.

CONAF (2015). Censo internacional de flamencos altoandinos, Región de Atacama. 11 pp.

Goodall JD, AW Johnson, RA Philippi, F Behn, GR Millie & L Peña (1964). Segundo suplemento de las aves de Chile. Platt Establecimientos Gráficos-Buenos Aires.

Rodríguez E, JP Contreras & N Amado (1999). Conservación de la tagua cornuda (*Fulica cornuta*, Bonaparte 1853) en Chile. CONAF Antofagasta, 27 ppúa

Registro de avistamientos y evaluación de malas prácticas asociadas a la observación de cetáceos en aguas adyacentes a la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt, sector isla Chañaral.

Gabriela López Acosta.

Profesional Departamento Áreas Silvestres Protegidas, Provincial Huasco. Atacama.

Resumen

La presencia de cetáceos ha sido registrada en aguas adyacentes a la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt, sector isla Chañaral, durante los últimos años, tanto por investigadores como por pescadores artesanales del sector, siendo hoy en día un gran atractivo turístico que ha incrementado el número de visitas a la reserva y ha impulsado la realización de actividades turísticas asociadas al avistamiento de cetáceos conocido como *whale watching*. Esta actividad es realizada por pescadores artesanales, los que hoy se han especializado en este tipo de actividades, constituyéndose como operadores turísticos que circunnavegan la isla Chañaral y van en busca de un posible avistamiento de ballenas y delfines.

La importancia de llevar un registro de los avistamientos de cetáceos presentes en aguas adyacentes a la reserva y generar un diagnóstico de la actividad turística, permitirá tener antecedentes anuales de la actividad y generar información para futuras investigaciones. Los resultados obtenidos entregan información del registro de ocho especies de cetáceos durante la temporada estival 2014, pertenecientes a tres familias: *Balaenopteridae*, *Delphinidae* y *Physeteridae*. Las especies registradas fueron las siguientes: ballena azul, ballena jorobada, ballena fin, ballena sei, delfín nariz de botella, delfín de Risso, delfín austral y cachalote. En relación con la frecuencia de los avistamientos, las especies con mayor número de registro fueron: ballena fin (42), ballena jorobada (30) y el delfín nariz de botella (16). El manual de buenas prácticas asociadas al *whale watching* fue generado a través de las observaciones realizadas durante los patrullajes por parte de los guardaparques de CONAF y por una encuesta de percepción del turista, aplicada durante una tesis de posgrado de Gestión y Planificación Ambiental.

Introducción

Actualmente existen 86 especies reconocidas de cetáceos (ballenas, delfines y marsopas) en el mundo (Prideaux, 2003). El primer listado de cetáceos de Chile, informaba de la existencia de solo 19 especies. En la actualidad, se reconoce para el país un total de 43 (Anexo, tabla 1.) (Cabrera & Galletie, 2006), que equivale al 50 por ciento del total de cetáceos del mundo. Las especies de Chile se reparten entre el suborden *Mysticeti* (cetáceos con barbas) al que pertenecen las familias *Balaenidae*, *Neobalaenidae* y *Balaenopteridae*; y el suborden *Odontoceti* (cetáceos con dientes) compuesto por las familias

Physeteridae, *Kogiidae*, *Ziphiidae*, *Delphinidae* y *Phocoenidae*.

Para los cetáceos es conocido el comportamiento de migración que se describe como desplazamientos periódicos, estacionales o permanentes de un hábitat a otro (Figura 1). Este proceso se da específicamente entre los misticetos o ballenas barbadas (ballena azul, ballena fin, ballena jorobada, ballena sei, ballena franca austral y ballena minke). Se trata de viajes de miles de kilómetros, en forma estacional, con orientación norte-sur y viceversa, entre las zonas tropicales y las polares. El motivo de estas migraciones es

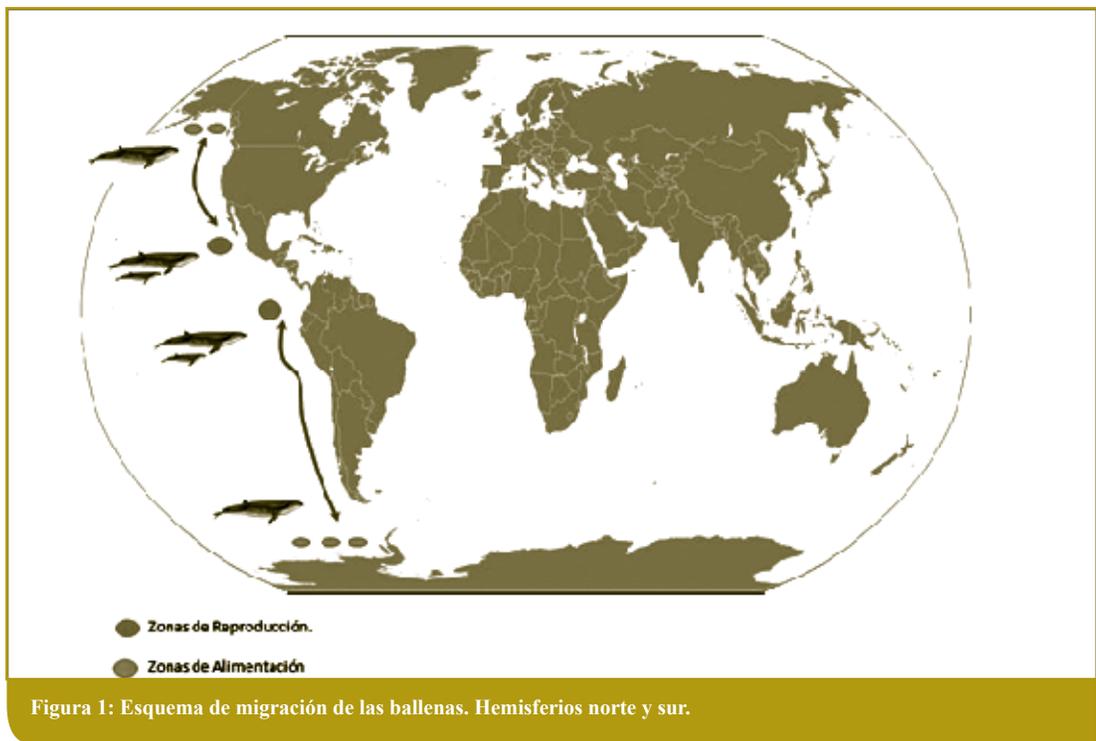


Figura 1: Esquema de migración de las ballenas. Hemisferios norte y sur.

encontrar territorios aptos para la reproducción, prefiriendo lugares con aguas menos frías, y territorios aptos para la alimentación, como son las zonas polares abundantes en alimento durante el verano (Capella *et al.*, 1999). Pero los cetáceos odontocetos también incluyen algunas especies migratorias como el delfín nariz de botella (*Tursiops truncatus*) y el delfín común, de acuerdo a la estación. Sin embargo, aparentemente no hay un patrón de migración comparable con el de las ballenas nombradas anteriormente, sugiriendo que sus patrones de migración están basados en la sucesión estacional y circuitos de migración de sus presas (Lockyer & Brown, 1981). En la literatura existen estudios que relacionan directamente las zonas de surgencia y la presencia de un importante número de especies pertenecientes al orden (Capella *et al.*, 1999). En relación con lo anterior, es importante considerar que en la zona costera limítrofe entre la región de Atacama y Coquimbo existe un foco de surgencia permanente a los 29° S frente a la isla Chañaral, este fenómeno consiste en el afloramiento de aguas submarinas que traen consigo un alto

contenido de oxígeno y nutrientes. Además de lo anterior, es importante considerar otro factor que también influye en la presencia de cetáceos: la corriente de Humboldt, una corriente de aguas frías subsuperficiales, de entre 7 °C a 8 °C más frías que las aguas oceánicas en sus mismas latitudes, que recorre las costas del centro-norte de Chile, desde la isla grande de Chiloé hasta Perú. Con relación a lo anterior, y considerando los factores mencionados, es esperable que exista una alta frecuencia en los avistamientos de cetáceos en aguas adyacentes a la isla Chañaral. El avistamiento de cetáceos es una industria que en el mundo mueve miles de dólares y atrae cerca de 10 millones de turistas al año. La actividad contribuye a economías locales, a través de viajes para observar animales, así como la infraestructura para sostener dicho flujo de turistas. Es por lo anterior y, para promover una regulación de protección a los cetáceos, que se han promulgado diversas leyes y normas de carácter nacional e internacional, por lo que hay que prestar un interés especial a todas las actividades humanas que puedan afectar a estos

mamíferos marinos. En Chile, la Subsecretaría de Pesca se encuentra desarrollando un reglamento para la observación de mamíferos, reptiles y aves hidrobiológicas y del registro de avistamiento de cetáceos que establece los procedimientos y requisitos de esta actividad, según lo dispuesto en el artículo 13 E de la Ley 18.892 General de Pesca y Acuicultura, incorporado por el artículo 6° n.º 1 de la Ley 20.293 que protege a los cetáceos e introduce modificaciones a la Ley 18.892, promulgada y publicada en 2008.

El protocolo que abarca el avistamiento de cetáceos con fines científicos comienza con el establecimiento de zonas y rutas mapeadas por las que se sabe que pasan estos mamíferos, sobre todo en períodos migratorios. Seguidamente, se nombran lugares concretos para proceder al avistamiento, enlazando la zona geográfica de la superficie del agua con la zona marina subacuática.

Para el caso de la observación de cetáceos y el ecoturismo son actividades que deben realizarse en condiciones adecuadas, promoviendo el respeto a los animales y el disfrute de los visitantes.

El objetivo del presente estudio es estimar la frecuencia de los avistamientos de cetáceos que se registraron durante la temporada estival del año 2014 en las cercanías de la isla Chañaral, Reserva Nacional Pingüino de Humboldt, generando información sistemática sobre la presencia de

cetáceos y la frecuencia de estos, basado en los registros obtenidos durante la temporada estival 2014, además de evacuar un instructivo de buenas prácticas para el avistamiento por parte de los operadores turísticos que circunnavegan la isla mencionada.

Materiales y métodos

Área de estudio

En el extremo sur de la Región de Atacama, se ubica la caleta de Chañaral de Aceituno y frente a esta se encuentra la isla Chañaral. Se encuentra a una distancia aproximada de nueve kilómetros mar adentro (Figura 2), posee una superficie de 516,74 ha, es la más grande del archipiélago que conforma la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt, y está constituida por los ambientes de mesetas, acantilados y playas de rocas.

Recolección de datos

Para la recolección de datos de avistamientos de cetáceos durante la temporada estival 2014 se registró la totalidad de las especies avistadas durante los *tours* realizados por los operadores turísticos desde la caleta Chañaral de Aceituno. Esto consistió en que luego de cada navegación se tomara registro en una planilla sobre los avistamientos y el lugar donde estos fueron realizados. Además, se incorporaron los datos

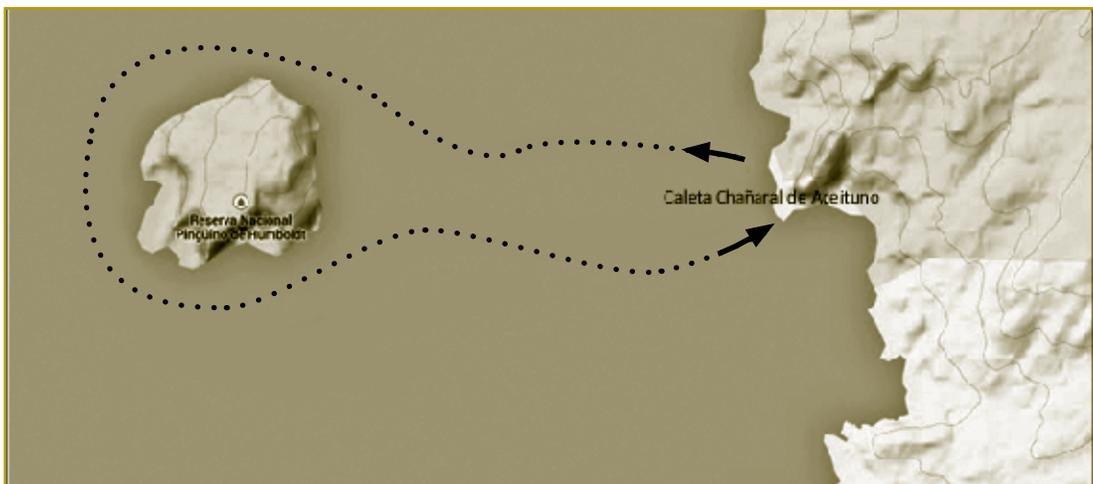


Figura 2: Reserva Nacional Pingüino de Humboldt, sector isla Chañaral. Ruta realizada por los operadores turísticos desde la caleta Chañaral de Aceituno.

obtenidos por los patrullajes realizados por los guardaparques a la isla Chañaral, ocasión en que se la circunnavega y, finalmente, a través de otras actividades con fines científicos realizados en la reserva, donde también se realizaban navegaciones.

Para la recolección de datos sobre la forma de cómo se realiza el avistamiento por parte de los operadores turísticos, se aplicó una encuesta a los turistas que realizaban la navegación, en el contexto de una tesis de posgrado de Gestión y Planificación Ambiental.

Resultados

Frecuencia de avistamientos de cetáceos

Las especies de cetáceos avistadas durante la temporada estival en la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt fueron: ballena fin (*Balaenoptera physalus*), ballena azul (*Balaenoptera musculus*), ballena jorobada (*Megaptera novaengliae*), ballena sei (*Balaenoptera borealis*), delfín nariz de botella (*Tursiops truncatus*), delfín austral (*Lagenorhynchus australis*), delfín de Risso (*Grampus griseus*) y cachalote (*Physeter macrocephalus*). El total de registros de avistamiento de cetáceos fue de 102 individuos (Tabla 1). Según la frecuencia de los registros, para los *Mysticetos*, la ballena con mayor número de avistamientos fue la ballena fin (42 avistamientos), luego la ballena Jorobada (30), ballena azul (8) y finalmente la ballena Sei con solo un registro. Para los odontocetos, la especie con mayor frecuencia fue el delfín nariz de botella (16), luego el delfín de Risso (3) y los menos frecuentes y con solo un avistamiento fueron el delfín austral y el cachalote.

Según los registros de los dos meses de la temporada estival, la mayor frecuencia de los avistamientos fueron realizados desde las embarcaciones turísticas. El avistamiento del cachalote (*Physeter macrocephalus*) y delfín austral (*Lagenorhynchus australis*) fue realizado durante uno de los patrullajes a la isla realizados por los guardaparques y el primer avistamiento de ballena azul (*Balaenoptera musculus*) fue durante una navegación mar adentro durante las

Tabla 1: Frecuencia de avistamiento de cetáceos para la temporada estival en la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt, 2014.

Especie	Enero	Febrero	Total
Ballena azul	0	8	8
Ballena fin	17	25	42
Ballena jorobada	14	16	30
Ballena sei	1	0	1
Delfín nariz de botella	7	9	16
Delfín de Risso	3	0	3
Cachalote	1	0	1
Delfín austral	1	0	1
Total	44	58	102

grabaciones de un documental del avistamiento de ballenas en la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt.

Malas prácticas y observaciones sobre el avistamiento de cetáceos por parte de las embarcaciones turísticas.

En general, la percepción del turista hacia la observación de cetáceos reflejó una satisfacción positiva. Según los resultados de la encuesta la percepción de la actividad se enmarca en “una experiencia maravillosa” siendo esta la más elegida por quienes realizaron el *tour* hacia la isla Chañaral. Dentro de esta misma encuesta se obtuvieron observaciones por parte de los turistas, quienes destacaban la disposición del operador y la forma de cómo se realizó el acercamiento, lo que ocurría generalmente los días de semana, donde la frecuencia y salida de las embarcaciones era considerablemente menor en relación al fin de semana, donde el número de embarcaciones aumentaba. Sin embargo, los fines de semana, la percepción era distinta, debido al aumento de los turistas y por esta razón, el número de embarcaciones por sobre el de los animales. Dentro del diagnóstico estival sobre el avistamiento de cetáceos, las mayores imprudencias por parte de los operadores turísticos fueron:

- *Acercamiento excesivo de las embarcaciones sobre el animal:* El operador turístico realiza un acercamiento excesivo hacia el animal avistado. En el caso de las ballenas, fue posible observar como embarcaciones se acercaban a tal punto de casi pasar sobre el animal.

- *Velocidad excesiva al acercarse al animal, motores ruidosos al realizar la maniobra:* Cuando se realiza el avistamiento, la embarcación debiera mantener una velocidad prudente y constante para realizar el avistamiento, sobre todo si no cuenta con un motor adecuado.

- *Número de embarcaciones realizando avistamientos:* Según la normativa, se propone un máximo de tres embarcaciones durante un tiempo máximo estimado de treinta minutos, sin embargo, fue posible ver hasta cinco embarcaciones realizan avistamientos en conjunto sobre hembras con crías, lo que no es recomendado, por la reacción que puedan tener las hembras al sentir acoso hacia su cría.

Instructivo de buenas prácticas para el avistamiento de cetáceos.

Los operadores de las embarcaciones turísticas y los guías que los acompañan durante el *tour*, son las personas responsables de la integridad de los visitantes, así como de un acercamiento responsable para realizar un buen avistamiento y cuidar el hábitat de estos cetáceos. En gran medida, depende de ellos la satisfacción del visitante. Dentro de las recomendaciones para realizar un turismo realmente sustentable, se deben considerar los siguientes puntos, basados en la normativa internacional sobre el avistamiento de cetáceos y observaciones en terreno:

- ✓ La embarcación debe estar lista en la posición que le corresponde en la caleta y esta deberá estar limpia, seca, con combustible y los equipos de seguridad, comunicación y primeros auxilios verificados y en buen funcionamiento para recibir a los visitantes e iniciar el recorrido de observación de ballenas.

- ✓ Los patrones y guías deberán estar debidamente capacitados para realizar la actividad y tener un conocimiento previo a los posibles avistamientos, permitiéndoles, resolver consultas de los turistas (características generales del sector, datos de los posibles avistamientos, comportamiento recomendado a la hora de realizar un avistamiento, etc.)
- ✓ Asegurarse de que cada uno de los turistas cuente y tenga bien puesto el chaleco salvavidas.
- ✓ Expresarle al turista el compromiso por realizar un avistamiento seguro para las ballenas, educativo y placentero para los visitantes.
- ✓ No perseguir invasivamente a los animales.
- ✓ Moverse a baja velocidad y constante y no realizar cambios bruscos de dirección, sobre todo al acercamiento y alejamiento de los animales.
- ✓ Acercarse a las ballenas lentamente desde un costado. No por detrás ni de frente. (Siempre aproximarse a la ballena en una posición que sea mayor a treinta grados de su trayectoria de navegación).
- ✓ Podrán permanecer observando a una misma ballena o grupo durante treinta minutos como máximo a una distancia mínima de treinta metros entre la ballena y la embarcación. Si hay más de una embarcación, respetar el tiempo y la posibilidad de que otras embarcaciones también tengan acceso.
- ✓ Si la ballena se acerca a la embarcación, reducir la velocidad o detenerse y mantener el motor en posición neutral. Girar la embarcación y dejar pasar el animal.
- ✓ Permitir siempre a los animales determinar por sí solos su trayectoria y comportamiento.
- ✓ No interponerse entre la pareja madre-cría
- ✓ Si la ballena presenta un comportamiento amistoso, la embarcación deberá permanecer sin acelerar, con el motor encendido en posición neutral, esperar la retirada de la ballena y partir a baja velocidad sin acelerar bruscamente.

- ✓ Cuando las ballenas presentan nado evasivo con cambios rápidos de dirección y velocidad o si realizan buceos cada vez más prolongados, interrupciones con sus actividades de alimentación, apareamiento y crianza, se recomienda que las embarcaciones se alejen a baja velocidad sin acelerar bruscamente.

Discusión y conclusiones

La presencia de cetáceos en aguas adyacentes a la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt ha sido registrada por investigadores que han publicado sus antecedentes en revistas científicas, pero escasamente se ha podido difundir a través de los actores locales, es por eso que la implementación de una herramienta que permita llevar un registro de la variación en la presencia de cetáceos, puede ser el inicio de futuras investigaciones que permitirán a la población hacerse partícipe y comprender la importancia de realizar un avistamiento responsable y en beneficio de una actividad regulada por ellos mismos como operadores turísticos.

El avistamiento de ballenas y delfines, es una actividad que se realiza en varios países, donde es posible avistar especies que principalmente están en conducta de reproducción con sus crías, a diferencia de lo que sucede en aguas adyacentes a la Isla Chañaral, donde es posible hacer avistamiento de tres tipos de ballenas principalmente, donde la conducta asociada a los avistamientos es de alimentación, debido a la disponibilidad de alimento en la zona de surgencia frente a la isla.

En relación a las actividades turísticas, es importante generar instancias participativas que les permita a los operadores turísticos y a los habitantes de la caleta Chañaral de Aceituno generar una valoración del atractivo turístico que poseen y de la importancia de proteger este valioso ecosistema, y su biodiversidad.

Finalmente, este trabajo propone una herramienta que da inicio al registro de cetáceos en la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt, específicamente frente a la isla Chañaral, con el propósito de contar

con un precedente para futuras investigaciones y actividades con fines sustentables en el tiempo.

Agradecimientos

Al cuerpo de guardaparques de la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt, Cristián Rivera y José Núñez, y a la estudiante en práctica, Carolina Valdés. Al equipo del Departamento de Áreas Silvestres Protegidas CONAF Atacama. Provincial Huasco; Carla Louit, Isla Troncoso y Pedro Salazar.

Literatura citada

CABRERA & GALLETIE (2006). Parámetros para determinar los efectos del turismo de avistamiento sobre cinco poblaciones de cetáceos en Chile. Memorias del Taller de Trabajo sobre el Impacto de las Actividades Antropogénicas en Mamíferos Marinos en el Pacífico Sudeste. pp 60-64.

CAPELLA J, J GIBBONS & Y. VILINA (1999). La orca, *Orcinus orca* (*Delphinidae*) en aguas chilenas entre Arica y el Cabo de Hornos. Anales del Instituto de la Patagonia 27:63-72.

CAPELLA J Y VILINA & J GIBBONS (1999). Observación de cetáceos en isla Chañaral y nuevos registros para el área de la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt, norte de Chile. Estudios Oceanológicos 18:57-64, 1999.

LOCKYER CH. & BOWN SG. (1981). The Migration of Whales.

PRIDEAUX, M. (2003). Conservación de cetáceos: la Convención de Especies Migratorias y sus Acuerdos Relevantes para la Conservación de Cetáceos, WDCS, Munich, Alemania. 24 pp.

Anexo Tabla 1: Especies de cetáceos registradas en aguas chilenas.

Sub Orden Mistyceti		
Familia	Especie	Nombre Común
Balaenopteridae	(1) <i>Balaenoptera musculus</i> *•	Ballena azul o alfaguara
	(2) <i>Balaenoptera borealis</i> *•	Ballena sei
	(3) <i>Balaenoptera edeni</i> *•	Ballena de Bryde
	(4) <i>Balaenoptera acutorostrata</i> *•	Ballena minke enana
	(5) <i>Balaenoptera bonaerenses</i> *•	Ballena minke antártica
	(6) <i>Megaptera novaeangliae</i> *•	Ballena jorobada
	(7) <i>Balaenoptera physalus</i> *•	Ballena fin
Balaenidae	(8) <i>Eubalena australis</i> *•	Ballena franca austral
Neobalaenidae	(9) <i>Caperea marginata</i> *•	Ballena franca pigmea
Sub Orden Odontoceti		
Physeteridae	(10) <i>Physeter macrocephalus</i> *•	Cachalote
Kogidae	(11) <i>Kogia breviceps</i> *•	Cachalote pigmeo
	(12) <i>Kogia simus</i> *•	Cachalote enano
Delphinidae	(13) <i>Cephalorhynchus commersonii</i> •	Delfín de Commerson
	(14) <i>Cephalorhynchus eutropia</i> •	Delfín chileno
	(15) <i>Delphinus delphis</i> •	Delfín cComún
	(16) <i>Delphinus capensis</i> •	Delfín común de rostro largo
	(17) <i>Feresa attenuata</i> •	Orca pigmea
	(18) <i>Globicephala macrorhynchus</i> *•	Calderón de aleta corta
	(19) <i>Globicephala melas</i> •	Calderón de aleta larga
	(20) <i>Grampus griseus</i> •	Calderón gris
	(21) <i>Lagenorhynchus australis</i> •	Delfín austral
	(22) <i>Lagenorhynchus cruciger</i> •	Delfín cruzado
	(23) <i>Lagenorhynchus obscurus</i> •	Delfín oscuro
	(24) <i>Lissodelphis peronii</i> •	Delfín liso
	(25) <i>Orcinus orca</i> *•	Orca
	(26) <i>Pseudorca crassidens</i> •	Falsa orca
	(27) <i>Stenella attenuata</i> •	Delfín manchado
	(28) <i>Stenella caeruleoalba</i> •	Delfín listado
	(29) <i>Stenella longirostris</i> •	Delfín rotador
	(30) <i>Steno bredanensis</i> •	Delfín de dientes ásperos
	(31) <i>Tursiops truncatus</i> •	Delfín nariz de botella
	(32) <i>Phocoena spinipinnis</i> •	Marsopa espinosa
	(33) <i>Australophocaena dioptrica</i> *•	Marsopa de anteojo
	(34) <i>Berardius arnuxi</i> *•	Berardio de Arnoux
	(35) <i>Hyperoodon planifrons</i> *•	Ballena nariz de botella del sur
(36) <i>Ziphius cavirostris</i> *•	Zifio común o de Cuvier	
(37) <i>Tasmacetus sheperdi</i> *•	Zifio de Sheperd	
(38) <i>Mesoplodon layardii</i> *•	Zifio de Layardi	
(39) <i>Mesoplodon grayi</i> *•	Zifio de Gray	
(40) <i>Mesoplodon hectori</i> *•	Zifio de Hector	
(41) <i>Mesoplodon densirostris</i> *•	Zifio de Bainville	
(42) <i>Mesoplodon traversii</i> *•	Mesoplodón de Bahamonde	
(43) <i>Mesoplodon peruvianus</i> *•	Mesoplodón peruano	

*Especies incluidas en el protocolo de la Comisión Ballenera Internacional.

Especies protegidas hasta el 2015 por el decreto exento 135 del Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción.

Caracterización y estimación del tamaño poblacional de la rana africana (*Xenopus laevis*) en el Santuario de la Naturaleza Laguna El Peral, Región de Valparaíso

Constanza Ross¹, Cyntia E. Mizobe^{2*}, Javiera Meza² & Manuel Contreras-López³

¹Facultad de Medicina Veterinaria, Universidad de Viña del Mar

²CONAF, Región de Valparaíso

³Centro de Estudios Avanzados y Facultad de Ingeniería, Universidad de Playa Ancha

*cyntia.mizobe@conaf.cl

Resumen

La rana africana (*Xenopus laevis*) es una especie exótica invasora que se encuentra en la laguna El Peral probablemente desde el año 2006. En este trabajo se reportan las medidas biométricas de 271 ejemplares capturados durante julio de 2014 en esta área protegida, utilizando trampas embudos dispuestas durante siete días en el cuerpo de agua. El 72 % de las capturas correspondió a hembras, con peso promedio y la longitud hocico-cloaca inferiores a 40 g y 7 cm, respectivamente. Con los datos de captura y, asumiendo una distribución uniforme, se pudo estimar que la población es inferior a 21.400 individuos. Sin embargo, se discute la posibilidad que la población no se encuentre distribuida de manera uniforme, sino concentrada en el entorno de la ribera de laguna. En este caso la población se reduce a unos 11.000 individuos. La distribución en que fueron capturados los ejemplares de *X. laevis*, sugiere que se encuentra la mayor densidad poblacional en el sector más contaminado por un evento ocurrido el año 2011. Se desconoce la base alimentaria que sustenta a la población existente de *X. laevis*.

Introducción

Una especie invasora es aquella especie introducida o exótica que puede reproducirse constantemente y en grandes cantidades, manteniendo poblaciones estables sin la asistencia humana y con el potencial de propagarse en un área considerable, ocupando hábitats naturales y constituyendo una amenaza para la biodiversidad (Fuentes *et al.*, 2014). La rana africana o de garras (*Xenopus laevis*) es una especie exótica invasora en Chile establecida hace más de 40 años y que actualmente está distribuida entre las Regiones de Coquimbo y O'Higgins (Lobos *et al.*, 2014). *X. laevis* es una especie acuática en todos sus estadios de vida, de actividad predominantemente nocturna, carroñera y depredadora activa, cuya dieta consiste de insectos, moluscos, crustáceos

(Lobos *et al.*, 1999) y puede ser caníbal. Habita en aguas estancadas y turbias (Solís, 2004), tanto naturales como artificiales (Measey, 2004).

Parece ser que *X. laevis* llegó a la laguna El Peral (33° 30' 3" S; 71° 36' 15" W) el año 2006 (Miranda *com. pers*) y esta población alcanzó notoriedad debido a masivas migraciones asociadas a su comportamiento reproductivo en épocas lluviosas, ocurridas en mayo de 2013, julio y septiembre de 2014, momento en que pudieron ser avistados cientos de individuos cruzando la carretera vecina al santuario, lo que fue difundido por diferentes medios de comunicación.

Este trabajo corresponde a parte de los resultados de la tesis de grado del primer autor (Ross, 2014) y su objetivo es estimar el tamaño poblacional de

Xenopus laevis existente actualmente en laguna El Peral. Dato fundamental para diseñar medidas de control o erradicación dado, además, la actual condición de eutroficación de la laguna El Peral, debido a una posible contaminación con aguas servidas en el año 2011.

Materiales y métodos

Durante siete días consecutivos a fines de julio de 2014, se instalaron diecinueve estaciones de muestreo que corresponden a trampas de embudo simple rotuladas de 20 l de capacidad dispuestas cada 60 m sobre el perímetro de un círculo imaginario inscrito entre 10 a 15 m al interior del cuerpo de agua (Figura 1). Cada trampa contenía un cebo atado a una piedra como sistema de

anclaje. La entrada a cada trampa era cubierta por 30 cm de agua aproximadamente. La recolección de ejemplares capturados y el recambio del cebo se realizó a alrededor de las 10:00 hrs. Cada individuo capturado fue almacenado en una bolsa hermética individual y rotulado adecuadamente. Debido a recomendaciones existentes (Close *et al.*, 1996), el procedimiento de eutanasia fue efectuado con tricáina metanosulfato (MS-222). La dosis utilizada fue de 5 g/l durante una hora. Posteriormente, los ejemplares fueron pesados, sexados y se tomaron las medidas morfométricas: longitudes hocico-cloaca (LHC), de la cabeza, de la tibia y del radio (Figura 2). Una vez finalizado el estudio, la totalidad del material biológico fue eliminado, siguiendo los protocolos de la Red



Figura 1. Localización geográfica de la laguna El Peral y la carretera G-98F al oriente. Se muestra la distribución de las estaciones de muestreo de *X. laevis*, rotuladas en negro y el número total de ejemplares capturados en cada estación en color blanco.

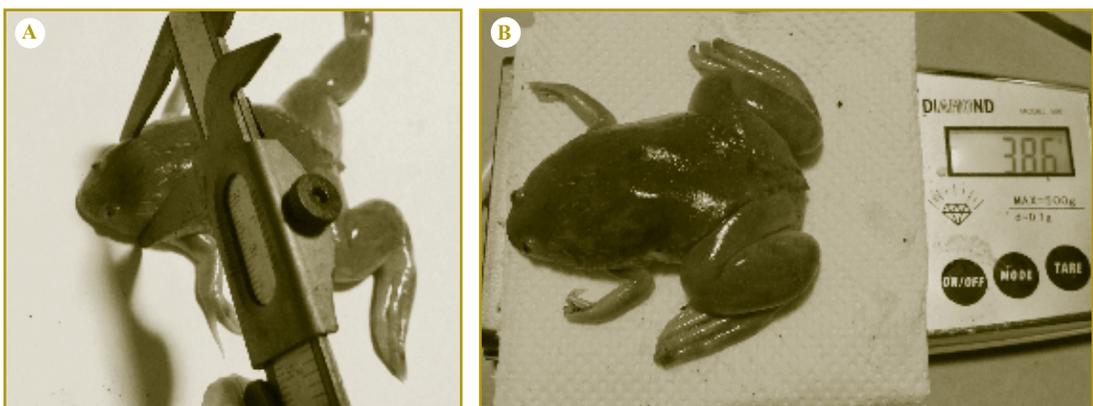


Figura 2. Medidas biométricas realizadas a individuos de *X. laevis*: A) longitud ancho de la cabeza en [cm] y B) peso (biomasa) medido en [g].

Chilena de Herpetología (Lobos *et al.*, 2011).

De acuerdo a la metodología de captura empleada, se estimó la abundancia poblacional, asumiendo que *X. laevis* se distribuye uniformemente en la laguna y se usó el promedio de captura y la desviación estándar para inferir la población media existente en un radio de influencia junto a una estimación del error. Se asume, además, que *X. laevis* fue atraída desde un radio conservador de 5 m a las estaciones dispuestas. De acuerdo a la información proporcionada por CONAF, en ese momento el cuerpo de agua tenía una extensión de 12 ha.

Resultados

Se logró capturar un total de 271 ejemplares repartidos en 133 oportunidades de captura (19 trampas revisadas diariamente por siete días), de los cuales un 72 % (195 ejemplares) fueron hembras y un 28 % machos.

En la Tabla 1 se resumen las medidas morfométricas de la población capturada. La cantidad de individuos capturados por día fue variable. En 73 oportunidades, de las 133, las trampas no presentaron ejemplares, de las cuales, 13 se presentaron sin cebo y sin ejemplares. En la Figura 1 se muestra, junto a la distribución de las estaciones, la cantidad total de individuos capturados en cada una de ellas.

En promedio en cada estación se encontraron 14 ranas con una desviación estándar de 13 individuos. Lo que significa que en el área de influencia de cada estación se puede estimar una densidad poblacional de 0,18 ind/m² con un máximo probable (95 % de confianza) de 0,51 ind/m². Por lo tanto se estima una población de 21.400 individuos de *X. laevis* distribuidos uniformemente en toda la laguna (12 ha superficie).

Discusión y conclusiones

El alto porcentaje de hembras puede sugerir que el método de trapeo utilizado podría estar sesgado en favor de ellas, lo que se explica por el mayor tamaño de las hembras, posiblemente asociado a un apetito más voraz. En el lado sureste de la laguna las estaciones presentaron un mayor número de capturas, lo que podría relacionarse con el evento de contaminación del año 2011, pues este lugar sería el más contaminado.

Las trampas embudo con cebo de hígado de vacuno son efectivas para capturar *X. laevis*. Durante siete días se pudieron capturar 271 individuos de los cuales el 72 % corresponden a hembras, con un peso promedio inferior a 40 g y una LHC promedio menor de 7 cm. El individuo más grande capturado correspondió a una hembra cuyo peso fue 91,2 g y LHC 9,5 cm. Y el macho más grande capturado pesó 50,1 g y LHC 6,7 cm. Al considerar que la población se distribuye uniformemente, se puede estimar una población de 21.400 individuos presentes actualmente en la laguna El Peral, sin embargo el mayor número de capturas en el sector sureste de la laguna, sugiere que *X. Laevis* en realidad no se encuentra distribuida uniformemente. Si se asume que su presencia se encuentra concentrada en una franja de 50 m de ancho más próximos al borde de la laguna, totalizando una superficie superior a 5 ha donde se encontraban dispuestas las trampas, la estimación de la población se puede reducir a unos 11.000 individuos presentes. Las trece oportunidades en que se encontraron trampas completamente vacías (sin cebos ni ejemplares), sugieren la habilidad de *X. laevis* para escaparse de estas trampas después de consumir completamente el cebo.

Al estimar la biomasa de *X. laevis* en la laguna El Peral multiplicando el peso promedio de los individuos capturados por el tamaño extrapolado

Tabla 1. Estadígrafos medidas biométricas de ejemplares capturados. ♀= Hembra ♂=Macho.

N = 195 ♀	Peso [g]		LHC [cm]		Long. cabeza [cm]		Long. radio [cm]		Long. tibia [cm]	
	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂
Promedio	39,1	32,7	6,8	6,3	2,1	2	1,5	1,5	2,7	2,6
Máximo	91,2	50,1	9,5	7,3	3,1	2,6	2,8	3,0	3,5	3,0
Mínimo	20,4	20,4	2,0	5,1	1,6	1,7	1,1	1,1	1,5	2,2

de la población, distribuida uniformemente, se encuentra el elevado valor de 800 kg que para sustentarse debe consumir presas equivalentes en peso a una fracción que se desconoce, pero puede ser importante con respecto a la biomasa estimada. Otro aspecto que es interesante mencionar es que la dieta de esta especie es amplia, sin embargo la laguna El Peral parece haber reducido su biodiversidad tanto en riqueza como en abundancia por lo que surge la pregunta de cuál es la base alimentaria que sustenta a la gran población de *X. laevis*.

La similitud ambiental del lugar de origen de *X. laevis* en África, con el clima mediterráneo de Chile central, ha permitido el establecimiento, adaptación y ampliación de la distribución geográfica de *Xenopus laevis* en forma exitosa en nuestro país (Lobos & Solís, 2004). Los niveles de eutrofización de la laguna El Peral han permitido el desarrollo de una población densa de *Xenopus laevis*, ya que los hábitats turbios y con altos contenidos de nutrientes favorecen su establecimiento (Lobos, 2004). Es probable que el actual estado de eutrofización sea incrementado por su comportamiento de remoción del fondo y por la carga de nutrientes (fecas) que aportan diariamente a la laguna.

Xenopus laevis es un depredador exitoso en medios degradados como se encuentra laguna El Peral y probablemente puede competir, desplazar e incluso depredar la ictiofauna y batracofauna nativa. De acuerdo a la información proporcionada por los guardaparques, los anfibios endémicos y nativos que habitaban este cuerpo de agua, como el sapito de cuatro ojos (*Pleurodema thaul*) y la rana grande chilena (*Calyptocephalella gayi*), de los cuales no se tiene registro en la actualidad y se puede pensar que *Xenopus* los desplazó en las tramas tróficas del lugar.

Agradecimientos

Se agradece a los guardaparques Sr. Ignacio Miranda y Sra. Rosa Albornoz del Santuario de la Naturaleza Laguna El Peral, quienes brindaron asistencia al desarrollo de este trabajo.

Literatura Citada

- CLOSE B, K BANISTER, V BAUMANS, EM BERNOTH, N BROMAGE, J BUNYAN, W ERHARDT, P FLECKNELL, N GREGORY, H HACKBARTH, D MORTON & C WARWICK (1996) Recomendaciones para la eutanasia de los animales de experimentación: parte 2 [en línea]. 33pp. Disponible en: <<http://sea.umh.es/files/2011/07/eutanasia2.pdf>> [Marzo de 2015]
- FUENTES N, P SÁNCHEZ, A PAUCHARD, J URRUTIA, L CAVIERES & A MARTICORENA (2014) Plantas invasoras del Centro-Sur de Chile: una guía de campo. Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB), Concepción, Chile.
- LOBOS G, P CATTAN & M LÓPEZ (1999) Antecedentes de la ecología trófica del sapo africano *Xenopus laevis* en la zona central de Chile. *Boletín del museo de Historia Natural, Chile* 48: 7-18.
- LOBOS G & R SOLÍS (2004) Perspectivas de la presencia de *Xenopus laevis* en Chile. En: SOLIS R, G LOBOS & A IRIARTE (eds) Antecedentes sobre la biología de *Xenopus laevis* y su introducción en Chile: 85-87. Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- LOBOS G (2004) Historia natural del sapo africano *Xenopus laevis* en Chile. En: SOLIS R, G LOBOS & A IRIARTE (eds) Antecedentes sobre la biología de *Xenopus laevis* y su introducción en Chile: 49-62. Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- LOBOS GA, P COTTON & FM JAKSIC (2014) Invasión de la rana africana (*Xenopus laevis*) en Chile central. En Jaksic FM & SA Castro (eds) Invasiones biológicas en Chile: causas globales e impactos locales: 267-282. Ediciones Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile.
- LOBOS G, M VIDAL, MA LABRA, C CORREA, F RABANAL, H DIAZ-PAEZ, A ALZAMORA & SOTO (2011) Protocolo para el control de enfermedades infecciosas en anfibios durante estudios de campo [en línea]. 8pp. Red Chilena de Herpetología. Disponible en: <http://media.wix.com/ugd/a92899_c4bf8034a3ec9e8f73b3af30b015995d.pdf> [Marzo 2015].
- MEASEY G (2004) *Xenopus laevis*: una perspectiva sobre invasiones globales. En: SOLIS R, G LOBOS & A IRIARTE (eds) Antecedentes sobre la biología de *Xenopus laevis* y su introducción en Chile: 3-8. Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- ROSS C (2014) *Xenopus laevis* (rana africana) en el Santuario de la Naturaleza Laguna El Peral, Región Valparaíso: estimación poblacional y propuesta de estrategia de control. Memoria Para optar al título de Médico Veterinario, Universidad de Viña del Mar, Viña del Mar, Chile.
- SOLIS R (2004) Antecedentes de la biología de *Xenopus laevis*. En: SOLIS R, G LOBOS & A IRIARTE (eds) Antecedentes sobre la biología de *Xenopus laevis* y su introducción en Chile: 21-36. Universidad de Chile, Santiago, Chile.
-

Mesomamíferos en la Reserva Nacional Nonguén: antecedentes de una reserva reciente y cercana a una gran ciudad, Concepción, Chile.

Francisco Sepúlveda-Sánchez^{1*} & Oscar Skewes¹

¹Laboratorio de Ecología y Vida Silvestre, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Concepción.

*fco.sepulvedas@gmail.com

Resumen

La Reserva Nacional Nonguén (RNN) es un área silvestre protegida, incorporada al SNASPE el año 2010, y que limita en parte con la ciudad de Concepción, Región del Biobío. Evaluamos la presencia de mesomamíferos mediante estaciones olfativas y trapeo fotográfico, estimamos la abundancia relativa de las especies detectadas y estudiamos la diversidad del ensamble por medio del índice de diversidad de Simpson. En orden decreciente de abundancia en el sitio de muestreo sumados ambos métodos las especies son: zorro culpeo (*Lycalopex culpaeus*), perro doméstico, pudú (*Pudu pudu*) y güiña (*Leopardus guigna*). El índice estimado revela una baja diversidad del ensamble de mesomamíferos en la RNN. Se discuten posibles efectos de la cercanía a ciudades y de la presencia de perros domésticos sobre la diversidad del ensamble de mesomamíferos.

Introducción

La Reserva Nacional Nonguén (RNN) es un área protegida de 3000 hectáreas recientemente incorporada al Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado (SNASPE) en el año 2010. Se encuentra en la Región del Biobío, zona que posee gran biodiversidad y endemismo de flora y fauna (Vergara *et al.*, 2006) debido al carácter transicional de su vegetación entre la flora esclerófila y el bosque lluvioso valdiviano. La RNN contiene el bosque caducifolio de Concepción, formación vegetacional única en el SNASPE, que alberga 99 especies de coleópteros equivalente al 15 % de las 664 especies existentes en toda la región (Vergara *et al.*, 2006). En el estero Nonguén, que nace en la RNN, existen nueve especies de peces nativos de agua dulce, que representan el 22,5 % del total nacional (Habit *et al.*, 2003). Sin embargo, no existen publicaciones respecto de los mamíferos habitantes de la RNN, en particular de aquellos entre 1 y 15 kilogramos de peso, en adelante mesomamíferos, excepto menciones en estudios

de líneas base (EULA, 2002; Ortiz, 2009). En este artículo estudiamos la riqueza, la abundancia y la diversidad de mesomamíferos en la RNN, y discutimos posibles efectos de la cercanía a la ciudad de Concepción sobre estos índices.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio fue realizado en la Reserva Nacional Nonguén, cuya vegetación corresponde a un bosque de roble caracterizado por la presencia en grado variable de especies arbóreas más características del bosque esclerófilo y del bosque laurifolio en 70 % de su superficie; 15,5 % corresponden a matorral y 5,2 % a áreas con plantación de eucalipto y pino (EULA, 2002), el terreno presenta altitudes entre los 85 y 150 msnm. El trabajo se concentró en tres senderos de la RNN, cada uno con cerca de cinco km de longitud y de acceso restringido al público.

Metodología.

Para detectar la presencia de mesomamíferos empleamos estaciones de atracción olfativa (Linhart & Knowlton, 1975) y trampeo fotográfico. Instalamos 28 estaciones olfativas (EO) en total, distribuidas en los tres senderos utilizados, las estaciones fueron instaladas con una separación regular de 300 m. Como atractor olfativo utilizamos cinco gotas orina de lince (Bob Cat Urine Cronk's, Outdoor Supplies, Wiscasset, Maine, USA) fijadas en tabletas de yeso de 40 mm de diámetro por 5 mm de espesor, ubicadas al centro de la EO. Las huellas obtenidas se identificaron según Skewes (2009). El trampeo fotográfico (Ctr) se realizó en 19 sitios dispuestos en lugares seleccionados arbitrariamente buscando maximizar las probabilidades de detección de mesomamíferos. Se consideraron como registros independientes de una especie en un mismo sitio de fototrampeo las fotografías capturadas con al menos 30 minutos de separación (O'Brien *et al.*, 2003), dado que las cámaras no fueron dispuestas separadas a una distancia regular, no se consideraron como detecciones independientes las fotografías capturadas en un lapso de 30 minutos en cámaras que estuviesen a menos de 300 m de distancia entre sí.

Entre noviembre de 2012 y febrero de 2013 cada estación olfativa fue activada en siete ocasiones, durante dos días en cada oportunidad, y en cada sitio de fototrampeo permaneció una cámara trampa activa en promedio por 14 días.

Análisis estadístico.

Estimamos índices de abundancia relativa para los datos de estaciones olfativas y trampeo fotográfico. Para estaciones olfativas se calculó para cada especie como el total de visitas multiplicado por mil, dividido por el total de estaciones operativas (Linhart & Knowlton, 1975), y para los datos de trampeo fotográfico se calculó para cada especie como la sumatoria de las detecciones en todas las cámaras trampa a través de todos los días de actividad, multiplicado por 100 y dividido por el total de noches estación (Jenks *et al.*, 2011). Los intervalos de confianza de 95 % para los índices

de abundancia relativa calculados se construyeron realizando 1000 ciclos de *bootstrap*, siendo los valores 25 y 975 los límites inferior y superior del intervalo de confianza (Thompson *et al.*, 1998). El procedimiento se realizó en el software "R".

Para evaluar la diversidad del ensamble de mesomamíferos calculamos el índice de diversidad de Simpson (DeJong, 1975), sólo para datos de trampeo fotográfico, como $1 - D$ (fórmula 1), donde "n" es el número de individuos de una especie, y "N" el número total de individuos en la muestra, donde el índice asume valores entre 0 y 1, siendo cero la mínima diversidad y uno la máxima, asumimos cada registro independiente como un individuo, conociendo las consecuencias asociadas a este abordaje.

$$\text{Fórmula 1. } D = \frac{\sum n(n-1)}{N(N-1)}$$

Resultados

Con un esfuerzo de muestreo de 294 noches EO y 318 días-cámara, detectamos tres especies de mamíferos silvestres: *Lycalopex culpaeus*, *Pudu pudu*, y *Leopardus guigna*. La especie silvestre más abundante fue *L. culpaeus*, detectado por ambos métodos; seguido por *P. pudu* y *L. guigna*, ambas especies solo detectadas por trampeo fotográfico; la segunda especie más abundante fue el perro doméstico, detectado por ambos métodos (Tabla 1; Figura 1).

Tabla 1. Índice de abundancia relativa de mesomamíferos detectados en estaciones de atracción olfativa (EO.) y trampeo fotográfico (Ctr.) en la Reserva Nacional Nonguén, Biobío, Chile.

Especie	Índice de Abundancia Relativa (Intervalo de Confianza 95%)	
	EO	Ctr
<i>Lycalopex culpaeus</i>	287,7 (217,4 - 369,4)	14,2 (9,8-17,5)
<i>Pudu pudu</i>	-	0,6 (0,1 - 2,5)
<i>Leopardus guigna</i>	-	0,6 (0,1 - 2,5)
<i>Canis lupus familiaris</i>	123,2 (76,7 - 190,4)	2,201 (0,9 - 4,6)

El índice de diversidad de Simpson fue de 0,17, lo que refleja baja diversidad en el ensamble de mesomamíferos detectados. En tanto que, 93,1% de los registros de trampeo fotográfico correspondieron a *L. culpaeus*.

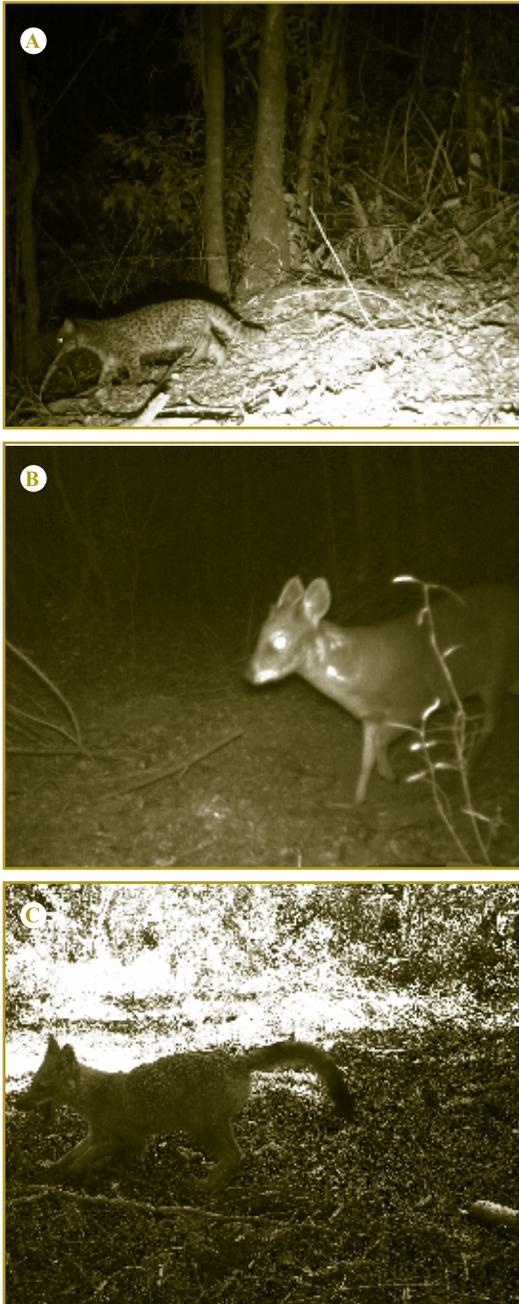


Figura 1 Registros de A) *Leopardus guigna*, B) *Pudu pudu*, y C) *Lycalopex culpaeus* mediante cámaras trampa en la Reserva Nacional Nonguén.

Discusión y conclusiones

L. culpaeus fue la especie con mayor abundancia relativa en RNN, probablemente debido a su carácter generalista de hábitat (Acosta-Jamett & Simonetti, 2004), más acorde con el estado de conservación “bueno a regular” que presenta la vegetación del sitio de estudio (EULA, 2002). Por el contrario, *L. guigna* y *P. pudu* fueron detectados en solo dos ocasiones, con las abundancias relativas más bajas. En el caso de *L. guigna* esta observación coincide con el bajo número de individuos estimado para Chile Central, debido a la reducción y fragmentación de su hábitat (Nowel & Jackson, 1996). A lo anterior, se suma que el tipo de vegetación de RNN no se ajusta con aquel de mayor preferencia de esta especie (Nowel & Jackson, 1996). La baja abundancia de *P. pudu* puede tener relación con la abundante presencia de perros en la reserva. En efecto, Silva-Rodríguez & Sieving (2012) indican que la presencia de perros afecta significativamente el uso del espacio por parte de los pudúes y secundariamente que el 50 % de los ataques de perros a pudúes son letales. Así mismo las heridas por mordida de perro han sido señaladas como la principal causa de ingreso de pudúes a centros de rehabilitación de fauna en Chile (Silva-Rodríguez *et al.*, 2010).

En la RNN por medio de estaciones de atracción olfativa solo pudimos detectar zorro culpeo, mientras que por trampeo fotográfico el 91,3 % de los registros corresponde a *L. culpaeus*, 4,3 % a *L. guigna* y 4,3 % a *P. pudu*. No obstante, las abundancias observadas en RNN no concuerdan con las de Acosta-Jamett & Simonetti (2004) en plantaciones forestales, fragmentos de bosque y bosque nativo continuo en la Región del Maule, donde *L. culpaeus* y *L. guigna* representaron 90,2 % de los registros en estaciones olfativas con 41,4 % y 44,8 %, ni se reportan detecciones de perros domésticos.

Por lo tanto, creemos que hay dos grandes factores que explican la relativa baja diversidad observada en el ensamble de mesomamíferos de la RNN. Por un lado, la gran cantidad de perros presentes en el sitio, pues los perros domésticos interactúan

negativamente con especies silvestres, ya sea por medio de depredación, generando cambios conductuales costosos energéticamente, e incluso descensos en tasas reproductivas en especies presa (Young *et al.*, 2011; Silva-Rodríguez & Sieving, 2012), por interferencia (Silva-Rodríguez *et al.*, 2010) y transmisión de enfermedades, entre otros tipos de interacciones (Young *et al.*, 2011; Hughes & Macdonald, 2012). Por otra parte, el segundo factor que estimamos podría explicar esta relativa baja riqueza, es la cercanía de la RNN a la ciudad de Concepción. La RNN se encuentra a 12 kilómetros de la plaza o centro cívico de Concepción y colinda con las comunas de Concepción (pobl.: 216.061), Chiguayante (pobl.: 56.371) y Hualqui (pobl.:20.660) (INE, 2002). De manera general, la expansión de las ciudades promueve el establecimiento de especies exóticas por medio del aumento de importaciones de individuos no nativos, y de la creación de hábitats favorables para el establecimiento de éstas (McKinney, 2006), y a su vez, desfavorece a las especies nativas (Figura 2), degradando y fragmentando su hábitat, provocando así extinciones locales y la pérdida de diversidad de especies (McKinney, 2002). Desde su fundación en el año 1550, la ciudad de Concepción exhibe cambios en el uso de suelo de los ambientes naturales vecinos, al igual que una expansión urbana importante que se ha visto reflejada en cambios en la composición de la flora y avifauna a través del gradiente urbano-rural (Pauchard *et al.*, 2006). A su vez, la cercanía a Concepción puede explicar la presencia de perros en gran número que registramos en RNN, puesto que la población urbana de perros de la ciudad podría estar constituyendo una fuente de individuos para la población presente en el ambiente rural en el que se encuentra la RNN, asemejándose a la dinámica metapoblacional presentada en Acosta-Jamett *et al.* (2011).

Sin embargo, no descartamos que la baja riqueza aparente observada en la RNN, pueda estar en parte relacionada con las metodologías empleadas. Inicialmente esperábamos encontrar, además de las especies detectadas, chingue (*Conepatus*



Figura 2. *Leopardus guigna* fotografiado en gallinero, Valle Nonguén, Concepción, Chile (Por Sandra Martínez Suazo, Centro Cultural “Escuela Küme Mongen”).

chinga), quique (*Galictis cuja*), liebre europea (*Lepus europaeus*), especies de pequeño tamaño corporal, y de ámbito de hogar reducido (Muñoz-Pedrerros & Yáñez, 2010). Por un lado, su tamaño corporal reducido ya constituiría un desafío para su detección por medio de cámaras trampa, puesto a que existe cierta relación entre el tamaño corporal y la probabilidad de activar el sensor de la cámara (Tobler *et al.*, 2008). Por otra parte, al tener pequeños ámbitos de hogar, es posible que nuestro diseño de transectas no haya contenido en ellas al menos el ámbito de hogar de un individuo de las especies no detectadas, por lo que habría sido necesario cubrir una mayor proporción de la superficie de la RNN para detectarlos con éxito, según lo recomendado por Iriarte & Jaksic (2012). También, el hecho de utilizar senderos puede haber generado un sesgo a favor de *L. culpaeus*, resultando en una aparente mayor representación de esta especie en el ensamble estudiado. Tal como comentan Harmsen *et al.* 2010, aun especies emparentadas, y simpátricas, tienen diferentes probabilidades de detección según el tipo de hábitat donde se pesquisen, produciendo situaciones como las observadas por Di Bitetti *et al.* (2014), quienes registraron ensambles estadísticamente distintos al fototrampear dentro de senderos y fuera de ellos. Así, Gálvez *et al.* (2013), describen que en áreas con cobertura menor al 50 % la probabilidad de detección de

L. guigna es menor a 0,2, y en Argentina, Meier y Merino (2007), observaron que la presencia de *P. pudu* está asociada significativamente con bosques monotípicos de *Nothofagus dombeyi* con un sotobosque denso de *Chusquea coleu*, y baja ocurrencia en asentamientos humanos, características que raramente se encuentran en senderos.

Finalmente, este estudio constituye un primer acercamiento al conocimiento de los mesomamíferos en la RNN y entrega nuevos antecedentes sobre la composición de este ensamble, aunque estudios posteriores serán necesarios para confirmar los posibles efectos de la cercanía a la ciudad de Concepción y de la abundante presencia de perros, sobre la diversidad de mamíferos en la RNN.

Agradecimientos

A Edison Maldonado y al equipo de guardaparques de la Reserva Nacional Nonguén, por su apoyo logístico y en terreno. Al Centro Cultural Escuela Kúme Mongen por facilitar registro de *L. guigna* en Valle Nonguén.

Literatura citada

- ACOSTA-JAMETT G & J SIMONETTI (2004) Habitat use by *Oncifelis guigna* and *Pseudalopex culpaeus* in a fragmented forest landscape in central Chile. *Biological Conservation* 13: 1135–1151.
- DEJONG TM (1975) A Comparison of Three Diversity Indices Based on Their Components of Richness and Evenness. *Oikos* 26(2): 222-227.
- DI BITETTI M, PAVIOLO A & DE ANGELO C (2014) Camera trap photographic rates on roads vs. off roads: location does matter. *Mastozoología Neotropical* 21(1):37-46.
- EULA (2002). Estudio básico de zonificación Fundo Nonguén, resumen ejecutivo, Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción, Concepción, Chile.
- GÁLVEZ N, F HERNÁNDEZ, J LAKER, H GILBERT, R PETITPAS, C BONACIC A GIMONA, A HESTER & D MACDONALD (2013) Forest cover outside protected areas plays an important role in the conservation of the Vulnerable guiña *Leopardus guigna*. *Oryx* 47(2): 251-258.
- HABIT E, P VICTORIANO & A RODRÍGUEZ-RUIZ (2003) Variaciones espacio-temporales del ensamble de peces de un sistema fluvial de bajo orden del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 3-14.
- HARMSSEN B, R FOSTER, S SILVER, L OSTRO & C DONCASTER (2010) Differential Use of Trails by Forest Mammals and the Implications for Camera-Trap Studies: A Case Study from Belize. *Biotropica* 42(1): 126-133.
- HUGHES J & DW MACDONALD (2013) A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. *Biological Conservation*. 157: 341-351.
- IRIARTE A, F JAKSIC (2012) Los carnívoros de Chile. Ediciones Flora & Fauna Chile y CASEB, P.U. Católica de Chile.
- JENKS KE, P CHANTEAP, K DAMRONGCHAINARONG, P CUTTER, P CUTTER, T REDFORD, A LYNAM, J HOWARD & P LEIMGRUBER (2011) Using relative abundance indices from camera-trapping to test wildlife conservation hypotheses—an example from Khao Yai National Park, Thailand. *Tropical Conservation Science*. 4(2): 113-131.
- LINHART S & F KNOWLTON (1975) Determining the relative abundance of coyotes by scent station lines. *Wildlife Society Bulletin*. 3(3): 119-124.
- MEIER D, M MERINO (2007) Distribution and habitat features of southern pudu (*Pudu puda* Molina, 1782) in Argentina. *Mammalian Biology* 72(4): 204-212.

- MCKINNEY M (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*. 27:247-260.
- MUÑOZ-PEDREROS A & J YÁÑEZ (2009) Mamíferos de Chile. (2da. ed.). Cea Ediciones. Valdivia, Chile.
- NOWELL K & P JACKSON (1996) Wild cats: status survey and conservation action plan. World Conservation Union.
- O'BRIEN TG, MF KINNAIRD & HT WIBISONO (2003) Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation* 6(2): 131-139.
- ORTIZ S (2009) Anexo C: Informe de la fauna existente en el área del proyecto "Parque científico y tecnológico Bio Bio". [En Línea]. <https://www.e-seia.cl/archivos/ANEXO_C_INFORME_FAUNA.doc>. [Consulta: 09 julio 2013].
- PAUCHARD A, M AGUAYO, E PEÑA, R URRUTIA (2006) Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: The case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biological Conservation* 27:272-281.
- SEPÚLVEDA M, R SINGER, E SILVA-RODRÍGUEZ, P STOWHAS & K PELICAN (2014) Domestic Dogs in Rural Communities around Protected Areas: Conservation Problem or Conflict Solution?. *PlosOne* 9(1) e86152. doi: 10.1371/journal.pone.0086152.
- SILVA-RODRÍGUEZ EA, C VERDUGO, OA ALEUY, JG SANDERSON, GR ORTEGA-SOLÍS, F OSORIO-ZÚÑIGA & D. GONZÁLEZ-ACUÑA (2010) Evaluating mortality sources for the Vulnerable pudu *Pudu puda* in Chile: implications for the conservation of a threatened deer. *Oryx* 44(1): 97-103.
- SILVA-RODRÍGUEZ EA & KE SIEVING (2012) Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. *Biological Conservation* 150(1): 103-110.
- SKEWES O (2009) Manual de huellas de mamíferos de Chile. Impr. La Discusión, Chillán, Chile.
- THOMPSON W, G WHITE & C GOWAN (1998) Monitoring Vertebrate Populations. Academic Press, San Diego, USA.
- TOBLER MW, SE CARRILLO-PERCASTEGUI, R LEITE PITMAN, R MARES & G POWELL (2008) An evaluation of camera traps for inventorying large-and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11(3): 169-178.
- VERGARA O, V JEREZ & L PARRA (2006) Diversidad y patrones de distribución de coleópteros en la Región del Biobío, Chile: una aproximación preliminar para la conservación de la diversidad. *Revista Chilena de Historia Natural* 79: 369-388.
- YOUNG J, K OLSON, R READING, S AMGALANBAATAR & J BERGER (2011) Is Wildlife Going to the Dogs? Impacts of Feral and Free-roaming on Wildlife Populations. *BioScience* 61(2):125-132.
-

Una aproximación al impacto sobre la fauna que puede tener el tránsito vehicular en caminos públicos ubicados en áreas silvestres protegidas

Juan Nitor, Apóstol Tenorio, Ángel Miranda, José Barría y Fernando Mansilla
Guardaparques de la Reserva Nacional Río Simpson, CONAF, Región de Aysén

Resumen

El impacto de los caminos sobre los ecosistemas, y sobre la fauna en particular, es un tema ampliamente estudiado en otros países. En Chile, tienen especial importancia los caminos que atraviesan áreas silvestres protegidas. La Reserva Nacional Río Simpson, ubicada en la Región de Aysén, con una superficie de 41.620 ha, se ubica en torno a un segmento (aproximadamente 12 km) del camino público de mayor circulación en la Región de Aysén (Ruta 240), por lo que en 2009 surgió la inquietud de monitorear el fenómeno de atropellos a la fauna silvestre de la unidad. Paralelamente se incluyó el registro de la fauna viva observada en los sectores estudiados, con el fin de evaluar la vulnerabilidad de las diferentes especies a ser atropelladas. Se identificó al picaflor como la especie más vulnerable de ser atropellada entre aquellas que conforman el ensamble de especies asociadas a bordes de caminos de la unidad, seguida por micromamíferos tales como roedores.

Introducción

El impacto de los caminos sobre los ecosistemas, y sobre la fauna en particular, es un tema ampliamente estudiado en otros países. Tanto es así, que una ciencia, la Ecología de Caminos, derivada de la biología de la conservación, fue acuñada a fines de los 90 como una reacción a los alcances que posee la infraestructura vial (Forman y Alexander, 1998; D'Amico, 2015). Son diversos los impactos que se le atribuyen a los caminos (Trombulak y Frissell, 2000), pero uno de los más documentados corresponde a los atropellos de fauna.

En Chile, los estudios al respecto no parecen existir, pero ello no significa que se trate de un impacto ausente. En particular, tienen especial importancia los caminos que atraviesan áreas silvestres protegidas al contraponerse el efecto de los caminos y el tráfico vehicular, con el propósito de tales territorios.

La Reserva Nacional Río Simpson, ubicada en la Región de Aysén, con una superficie de 41.620 ha, se ubica en torno a un segmento (aproximadamente 12 km) del camino público de mayor circulación en la Región de Aysén (Ruta

240), camino pavimentado que une las ciudades de Puerto Aysén y Coyhaique.

A raíz de las observaciones realizadas por los guardaparques en sus patrullajes habituales y que tenían que ver con ejemplares de fauna (principalmente aves) atropellados al costado del camino, surgió la inquietud de monitorear tal fenómeno, lo cual se implementa a partir del año 2009. Paralelamente y en forma complementaria a la observación de ejemplares atropellados, se incluyó el registro de la fauna viva observada en los mismos recorridos.

Materiales y métodos

La metodología utilizada para el monitoreo de especímenes atropellados en la Ruta 240 dentro de la Reserva Nacional Río Simpson, así como también para el registro de fauna viva observada, es mediante el establecimiento de dos transectos a lo largo de las bermas y que son recorridos por dos guardaparques, uno a cada lado del camino en forma paralela.

El transecto Pudú, ubicado en el kilómetro 35 de

la Ruta 240, que comienza en el puente Hostería y finaliza en el puente Las Pizarras. El recorrido es en dirección este-oeste y tiene una longitud de 3268 m.

El transecto Lechuza, ubicado en el kilómetro 42 de la Ruta 240, que comienza en el cerco del límite con predio de Juan Carrasco y finaliza en la tranquera del sector denominado Casa de Piedra. El recorrido es oeste-este con una longitud de 2864 m.

Las características vegetacionales asociadas a los transectos, corresponden, principalmente, a un bosque siempreverde secundario, con dominio de coigüe común (*Nothofagus dombeyi*). Aledaño a la berma del camino el estrato dominante es un matorral de chilco (*Fuchsia magellanica*), parrilla (*Ribes magellanicum*), nalca (*Gunnera tinctoria*) y helechos (*Blechnum sp.*), entre otras.

El registro de mortalidad se realiza a partir de los especímenes encontrados y se registra la especie solo cuando existe certeza de ella. En los casos en que los restos no permiten una identificación segura, se registra como no identificado, lo cual es de rara ocurrencia.

El registro de fauna viva se realiza por observación e identificación directa o por identificación de cantos en el caso de aves y anfibios, o fecas

en caso de mamíferos. En la observación de ejemplares vivos o muertos, se registró el número total observado en caso de encontrar más de uno. Para el recorrido el personal utiliza chalecos reflectantes y al momento del paso de vehículos, especialmente los mayores, se detiene el registro y se presta mayor atención a su paso. Los datos son registrados en libretas de terreno.

El registro de datos se inició en abril de 2009 y se realizaron en forma mensual hasta el año 2011. A partir del año 2012 el monitoreo se implementó con frecuencia bimensual. El horario para los recorridos es a partir de las 9 de la mañana y su duración es de aproximadamente 2 horas por transecto.

Resultados

En primer lugar se entregan los resultados referidos al avistamiento de fauna viva a lo largo de los transectos, de modo de ilustrar en forma general, la abundancia de determinadas especies y cotejar ese resultado con las especies más frecuentemente atropelladas. En la Tabla n.º 1, se entregan los resultados de tales avistamientos que corresponden a la suma de los 12 meses del año (en el caso de los años 2009 al 2011) o de 6 meses (para los años 2012 al 2014).

Tabla 1 : Número total de avistamientos por año

	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	2009	2010	2011	2012	2013	2014	N.º Total	%
1	Aguilucho cola rojiza	<i>Buteo ventralis</i>			5				5	-
2	Bandurria	<i>Theristicus melanopis</i>	11	10	22	20	14	10	87	2
3	Cachaña	<i>Enicognathus ferrugineus</i>		2		9	21	1	33	1
4	Cachudito	<i>Anarites parulus</i>	5		12	3	15	4	39	1
5	Caiquén	<i>Choephaga picta</i>		1					1	-
6	Carancho	<i>Caracara plancus</i>			1		1		2	-
7	Carpinterito	<i>Picoides lignarius</i>	2		1				3	-
8	Carpintero	<i>Campephilus magellanicus</i>	2	3	1		1		7	-
9	Coipo	<i>Myocastor coipus</i>		2					2	-
10	Colilarga	<i>Sylviothorhynchus desmursii</i>					1		1	-
11	Comesebo	<i>Pygarrhichas albobularis</i>		20	4	2	2	2	30	1
12	Cometocino	<i>Phrygilus patagonicus</i>	36	52	131	55	42	59	375	7
13	Cóndor	<i>Vultur gryphus</i>	1		1	1		1	4	-
14	Yeco	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>		13	5	9			27	-
15	Chercán	<i>Troglodytes aedon</i>	15	17	17	7	11	7	74	2
16	Chincol	<i>Zonotrichia capensis</i>	2	1	1		1	3	8	-
17	Chucao	<i>Scerlochilus rubecula</i>	59	152	115	87	117	97	627	12

	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	2009	2010	2011	2012	2013	2014	N.º Total	%
18	Chuncho	<i>Glauclidium nanum</i>					1		1	-
19	Churrete común	<i>Cinclodes patagonicus</i>	70	51	44	44	33	33	275	5
20	Churrín del sur	<i>Scytalopus magellanicus</i>	14	13	20	29	12	17	105	2
21	Diucón	<i>Xolmis pyrope</i>	19	24	14	13	6	6	82	2
22	Dormilona tontita	<i>Muscisaxicola macloviana</i>	2						2	-
23	Fiofio	<i>Elaenia albiceps</i>	41	41	94	31	48	40	295	6
24	Gaviota dominicana	<i>Larus dominicanus</i>			11				11	-
25	Golondrina	<i>Tachycineta meyeni</i>	17	2	6	4	11	3	43	1
26	Hued hued	<i>Pteroptochos tarnii</i>	4	13	13	11	11	7	59	1
27	Jergón chico	<i>Anas flavirostris</i>	3						3	-
28	Jilguero	<i>Carduelis barbata</i>			14	4	3		21	-
29	Jote cabeza negra	<i>Coragyps atratus</i>	4						4	-
30	Liebre	<i>Lepus europaeus</i>	1						1	-
31	Martín pescador	<i>Ceryle torquata</i>	2	5	2	1	1		11	-
32	Murciélago sp.	¿?		1					1	-
33	Perro	<i>Canis familiaris</i>		1					1	-
34	Picaflor	<i>Sephanoides sephanoides</i>	44	90	47	15	66	91	353	7
35	Pitío	<i>Colaptes pitius</i>	1		1		1	1	4	-
36	Queltehue	<i>Vanellus chilensis</i>	1		4	4		22	31	1
37	Roedor sp.	¿?	6						6	-
38	Ratón colilarga	<i>Oligoryzomys longicaudatus</i>	1						1	-
39	Ratón oliváceo	<i>Abrothrix olivaceus</i>								-
40	Rayadito	<i>Aphrastura spinicauda</i>	285	341	237	213	255	238	1569	31
41	Anfibio	¿?		4			11		15	-
42	Tiuque	<i>Milvago chimango</i>	1	4	11		2	8	26	1
43	Torcaza	<i>Columba araucana</i>			3		1	1	5	-
44	Tordo	<i>Curaeus curaeus</i>	54	74	50	44	23	28	273	5
45	Tórtola	<i>Zenaida auriculata</i>	8	2		1			11	-
46	Traro	<i>Caracara plancus</i>		3	22	1	1		27	1
47	Visón	<i>Neovison vison</i>	1						1	-
48	Zorro	<i>Lycalopex culpaeus</i>	17	4	2		2		25	-
49	Zorzal	<i>Turdus falcklandii</i>	90	111	81	74	49	67	472	9
TOTAL									5059	100

Sobre la base de lo indicado en la Tabla n.º 1 se puede observar que las especies de mayor frecuencia de observación a lo largo de la carretera son evidentemente las aves, ya que solo el 1 % de las observaciones correspondió a mamíferos y anfibios. Ello se explica por el hecho que las aves son de mayor abundancia, mayor facilidad de observación directa y mayor posibilidad de registro indirecto (cantos) que los mamíferos u otra clase. Entre ellas, la especie más frecuentemente observada fue el rayadito, con 31 % de las observaciones, seguido del

chucaco (12 %), zorzal (9 %), cometocino y picaflor (7 % cada uno), fiofio y churrete (6 % y 5 %, respectivamente) y tordo (5 %). Las restantes especies representan porcentajes menores.

Para el caso de los ejemplares encontrados muertos, en los seis años de monitoreo se identificó un total de 156 pertenecientes a 20 especies (al menos, debido a falta de identificación) y cuyo detalle por año se entrega en la Tabla n.º 2

Tabla n.º 2: Número de ejemplares muertos por atropello

	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	2009	2010	2011	2012	2013	2014	Nº Total	%
1	Cachudito	<i>Anarites parulus</i>					1		1	<1
2	Chercán	<i>Troglodytes aedon</i>		2					2	1
3	Chuncho	<i>Glaucidium nanum</i>		1			1		2	1
4	Churrete	<i>Cinclodes patagonicus</i>	1						1	<1
5	Churrín	<i>Scytalopus magellanicus</i>		1	2				3	2
6	Colilarga	<i>Sylviorthorhynchus desmursii</i>			1				1	<1
7	Cometocino	<i>Phrygilus patagonicus</i>	2	1	1			1	5	3
8	Fiofio	<i>Elaenia albiceps</i>	4	2	3			4	13	8
9	Jilguero	<i>Carduelis barbatus</i>						2	2	1
10	Hued hued	<i>Pterotochos tarnii</i>	3	3			1		7	5
11	Murciélago	¿?		1					1	<1
12	Picaflor	<i>Sephanoides sephanoides</i>	20	8	16	3	1	5	53	34
13	Roedores no identificados		8	2	5				15	10
14	Ratón oliváceo	<i>Abrothrix olivaceus</i>	1						1	<1
15	Ratón colilarga	<i>Oligoryzomys longicaudatus</i>			3				3	2
16	Rayadito	<i>Aphrastura spinicauda</i>	5	7	7	2	7	3	31	20
17	Perro	<i>Canis familiaris</i>				1		1	2	1
18	Visón	<i>Neovison vison</i>			1		1	1	3	2
19	Zorzal	<i>Turdus falcklandii</i>	2	4	1	1		1	9	6
20	Zorro	<i>Pseudalopex culpaeus</i>						1	1	<1
TOTAL			46	32	40	7	12	19	156	

Se desprende de la Tabla n.º 2 que las especies más frecuentemente atropelladas corresponden a picaflor y rayadito, que en conjunto suman 54 % de los atropellos, seguido por roedores (diversos), fiofio y zorzal. Las restantes especies son de ocurrencia menor.

Cabe señalar que se han excluido de este cuadro los datos de mortalidad de roedores para el año 2011, debido al fenómeno que se vivió en parte de la región con el florecimiento y semillación del coligüe (*Chusquea coleu*), lo cual se tradujo en una gran irrupción poblacional de roedores. Durante el invierno de ese año, se registraron cerca de 7000 ejemplares de roedores muertos en los transectos, pero es claro que se trató de un fenómeno de rara ocurrencia cuya inclusión en este análisis sesgaría la situación habitual o común.

Al realizar una comparación de los totales de avistamientos y muertos, expresados como porcentajes del total, no se observa una clara correlación entre ambos, aun cuando para el

caso de las aves, las especies más vulnerables a los atropellos se encuentran dentro de las más abundantes. Sin embargo, existe el caso de una especie (chucao) que fue la segunda más frecuentemente observada, pero que no se registró atropellada. El tordo presentó igual situación, aun cuando es menos abundante. Claramente, el picaflor es la especie más vulnerable a los atropellos ya que sin ser la más abundante, representa casi un tercio del total atropellado. En la Figura 1 se presenta un resumen comparativo entre especies observadas y muertas.

En la Tabla n.º 3 se presenta un índice de vulnerabilidad al atropello que resulta de la comparación entre la abundancia relativa y el porcentaje de atropello para cada especie. Se desprende de ella más claramente, que el picaflor es la especie más susceptible de ser atropellada entre aquellas que conforman el ensamble de especies asociadas a bordes de caminos con el tipo de vegetación presente.

No obstante este análisis, el propósito de ello solo es ilustrar de algún modo la vulnerabilidad de las especies que se encuentran en estos ambientes ecotonales que imponen los caminos sobre la base de la abundancia que se ha obtenido a partir de los transectos recorridos. Claramente, existe un sesgo hacia aquellas especies que, por sus hábitos, son más conspicuas (aves diurnas asociadas a matorrales), en comparación con otras especies que son más elusivas (mamíferos, por ejemplo).

Discusión y conclusiones

Los resultados obtenidos representan un registro objetivo, si bien parcial, de atropellos de fauna en caminos públicos que contribuye a conocer un tema que, hasta donde sabemos, ha sido escasamente estudiado en Chile.

No obstante, es un antecedente que insinúa que los caminos públicos que atraviesan áreas silvestres protegidas (aspecto que nos interesa por nuestra función institucional) constituye una causa de

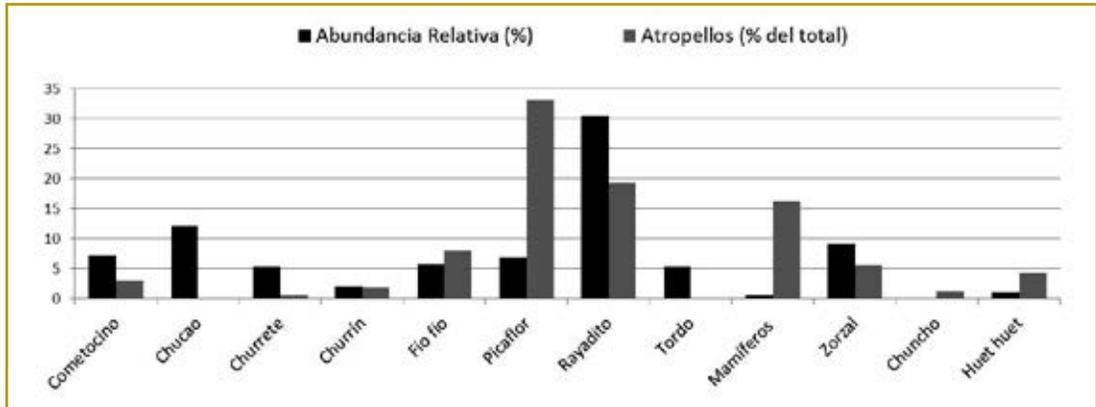


Figura 1. Comparación entre abundancia relativa y atropellos, expresados como porcentajes de cada total.

Tabla 3: Especies de mayor vulnerabilidad al atropello

Nombre Común	Ejemplares observadas % del total	Ejemplares atropellados % del total	Índice de vulnerabilidad al atropellamiento de cada especie o grupo (**)
Cometocino	7	3	-4
Chucao	12	0	-12
Churrete	5	1	-5
Churrín	2	2	0
Fio fio	6	8	2
Picaflor	7	33	26
Rayadito	31	19	-11
Tordo	5	0	-5
Mamíferos	1	16	15
Zorzal	9	6	-4
Chunchu	0	1	1
Huet huet	1	4	3

(**) El índice hace referencia a la vulnerabilidad de la especie frente a los atropellos, basado en el porcentaje de registros de especímenes vivos de la especie menos el porcentaje de registros de especímenes atropellados de la misma especie. Así, un valor 0 es una igualdad entre observados y atropellados, un valor negativo es una menor vulnerabilidad (menor tanto menor sea el valor) y un valor positivo es una vulnerabilidad mayor (mayor tanto mayor sea el valor).

mortalidad relevante, especialmente para aves. Si bien se podría concluir que 156 ejemplares atropellados para los 6 años de monitoreo, no es una cifra significativa, lo es en tanto se considere que estos resultados corresponden solo a 54 días de monitoreo o, aproximadamente, 120 horas, dentro del periodo de 6 años, y sobre una longitud de 6 km, aproximadamente. Por otro lado, una proporción desconocida de ejemplares atropellados es retirada por animales carroñeros factor que influye en los resultados. Teniendo en cuenta lo señalado y sobre la base de un ejercicio simple que surge del promedio de 2,9 animales atropellados por día, resultante de los 156 ejemplares muertos registrados en los 54 días de muestreo, se puede extrapolar tal situación teniendo en cuenta los 365 días por año y el doble de la longitud del camino (12 km.), que es el total que atraviesa la reserva. Así, la cantidad de animales (principalmente aves) que resultarían atropelladas en este tramo de camino que atraviesa la reserva, supera los 2000 ejemplares al año, de los cuales aproximadamente 700 corresponderían a picaflores. Tal hipotético escenario no deja de ser preocupante toda vez que es un cálculo conservador.

En cuanto a la inconsistencia entre la abundancia y la mortalidad de especies, ello probablemente se deba a que son los hábitos de las especies más que su número el que resulta en un factor más crítico. La mayor mortalidad de picaflores parece estar relacionada con la presencia de abundantes flores de especies arbustivas (chilco, principalmente) a ambos lados del camino, lo que se traduce en cruces frecuentes, junto con su vuelo a baja altura y no muy rápido en línea recta. Por otro lado, el chucao, la segunda especie más abundante, no registra atropellos. Esto se explicaría por sus hábitos de especie del suelo, con sotobosque denso y con escasa habilidad para el vuelo, por lo que desplazarse por áreas descubiertas como los caminos no representaría una conducta habitual. En cuanto al rayadito, la especie de ave más abundante, con casi un tercio del total observado, su hábitat no está asociado al suelo sino a troncos y ramas de arbustos y árboles, ocupando un estrato más alto que el de los picaflores. Ello podría explicar un cruce de la carretera, probablemente, a una altura mayor que la crítica como para ser impactados por un vehículo en parte importante de los cruces.

En cuanto a una extensión de los resultados obtenidos en este monitoreo, a otras situaciones viales o a la misma Ruta 240 en su totalidad, con

el propósito de estimar una magnitud del impacto en un ámbito mayor, tal ejercicio no es posible por cuanto las características vegetacionales y topográficas vecinas al camino a lo largo de su recorrido varían significativamente, situación que igualmente describe la literatura en otros países (Trombulak y Frissell, 2000; D'Amico, 2015). Así, en el tramo al interior de la reserva, la vegetación corresponde a un bosque secundario en crecimiento, con algunos árboles antiguos, y sus respectivos estratos arbustivo y herbáceo. En cambio, en sectores que corresponden a predios ganaderos, la vegetación, en buena medida, corresponde a praderas donde la diversidad y abundancia de fauna es menor. También encontramos situaciones intermedias que tendrán a su vez, probablemente, resultados intermedios. Muchas interrogantes e hipótesis pueden surgir y plantearse a partir de los resultados obtenidos, y este trabajo representa un punto de partida para despejarlas o confirmarlas. Los factores que pueden estar facilitando los atropellos o disminuyendo el riesgo de ellos, y cómo manejarlos para minimizar la mortalidad, son aspectos que resulta de interés conocer. Por otro lado, surge la duda con respecto a las comunidades faunísticas que se forman en el ecotono vial. Es posible que sus características y posible mayor disponibilidad de alimento (flores, semillas, insectos) se traduzcan en una abundancia mayor a la que existiría como consecuencia de un ecosistema más homogéneo. Al respecto, la literatura es coincidente al señalar que diversos diseños y características de caminos resultan en impactos diversos y, por lo tanto, no resulta fácil manejar la situación para minimizarlos.

Por de pronto, este monitoreo en la Reserva Nacional Río Simpson continuará realizándose de modo de enriquecer el registro y comenzar análisis más específicos que ayuden a despejar dudas y, de ser posible, reducir los atropellos.

Literatura citada

D'AMICO, M. (2015). On the road: los distintos impactos del tráfico motorizado sobre poblaciones animales. Tesis Doctoral. Universidad Pablo de Olavide. Sevilla, España.

FORMAN, R.T.T. & L.E. ALEXANDER (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29:207-231.

TROMBULAK, S.C. & C.A. FRISSELL (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14(1):18-30.

Estimación de la intensidad de uso de senderos y caminos del Parque Nacional Torres del Paine, mediante el uso de contador automático de flujo.

Michael Arcos^{1*} y Walter Inaipil²

¹Guardaparque jefe técnico del Parque Nacional Torres del Paine

²Guardaparque del Parque Nacional Torres del Paine

*michael.arcos@conaf.cl

Resumen

Se informa sobre el uso de un contador automatizado para cuantificar el uso en el sendero Las Carretas y el camino público de acceso en la portería Serrano, ambos en el Parque Nacional Torres del Paine (PNTP). El objetivo fue conocer el flujo de visitantes en dos puntos de interés en el PNTP en un periodo de tiempo determinado. El conteo se realizó por medio de un contador electrónico con sensor térmico. La ubicación del equipo se hizo con el fin de contar, en el primer caso, peatones y en el segundo, vehículos. Como resultado pudo conocer con precisión el flujo según horario del día, lo que permitió reorientar los esfuerzos de control de los guardaparques. En general, no se observaron mayores diferencias del flujo de visitantes en ambos casos para cada día de la semana. La utilización del contador de flujo, al entregar valores precisos, permite objetivizar la interpretación sobre flujo de visitantes e intensidad de uso público lo que permitirá la toma de decisiones de manejo más efectivas. Adicionalmente se hicieron pruebas para evaluar la precisión del equipo sobre vehículos, observándose un comportamiento confiable en el conteo.

Introducción

El Parque Nacional Torres del Paine (PNTP) es una unidad emblemática del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE), debido a su prestigio internacional ganado en gran parte por su interesante red de senderos de montaña. Esta se compone de veinte secciones con distintas características de dificultad, intensidad de uso, recursos biofísicos, entre otras. Algunas de estas secciones conforman el circuito Macizo Paine Grande y el sendero W, ambos internacionalmente reconocidos por su belleza y desafío que representan para los visitantes, las que son recorridas total o parcialmente por el 29 % del total de visitantes (197.509 en 2014). Por otro lado, la mayoría de los visitantes (71 %) declara en su ingreso una visita solo por el

día, lo que implica que se mantienen en la red de caminos públicos interiores del parque, por lo que también es necesario conocer antecedentes sobre las características de este tipo de visitación. Conocer los horarios de llegada o circulación permite manejar mejor situaciones que podrían afectar la experiencia del visitante, como por ejemplo esperas en porterías, multitudes en sectores de mayor atracción visual o afectación a la fauna silvestre (atropellos).

A pesar de contar con estadísticas que dan cuenta de los totales generales según el tipo de visita, no se cuenta con cifras específicas que permitan caracterizar en detalle el uso de cada sección de senderos o caminos. Está ampliamente descrita la necesidad de datos duros que permitan tomar decisiones de manejo (Broo & Hall, ; Watson *et*

al., 2000) como el manejo de visitantes, vehículos y protección de los recursos ambientales de los senderos y caminos públicos. En este sentido, se reconoce la necesidad de mejorar el sistema de registro del uso público para el PNTP. Un sistema de conteo permitiría reorientar y focalizar los esfuerzos de control y patrullajes en cada área. Además, los datos de intensidad de uso de senderos pueden ser un indicador de necesidades de mantención del sendero o de la satisfacción del visitante (relacionado al número de encuentros).

Materiales y métodos

En el marco del convenio de hermanamiento entre el PNTP y el Parque Nacional Yosemite (Estados Unidos), se recibió en préstamo una unidad contadora de flujos en base a tecnología compuesta por un microsensar térmico infrarrojo con módulo para almacenamiento de datos, modelo TRAFx Infrared Trail Counter, utilizado en Yosemite para el conteo de peatones.

El uso de este tipo de aparatos automáticos es descrito con una mejor relación costo-eficiencia en relación a observaciones directas (Watson *et al.*, 2000). Además el equipo es ligero, razonablemente fácil de ocultar (para prevenir su robo o que sea objeto de vandalismo) y probó funcionar bajo las condiciones climáticas características de la Patagonia chilena. El equipo no distingue dirección del flujo, por lo que si se quiere evaluar este factor se debe definir adecuadamente su instalación.

El sistema fue probado entre junio y octubre de 2014 en el sendero denominado Las Carretas para el conteo del total de visitantes que caminaron por este sector (Figuras 1 y 2). Además fue instalado durante febrero-marzo de 2015 en el camino de acceso al PNTP en la portería Serrano, orientado para conocer el flujo hacia el interior del parque (Figuras 3 y 4). Debido a que el sensor fue diseñado específicamente para el conteo de personas, se estudió también el nivel de error al



Figuras 1 y 2. Instalación de contador en sendero Las Carretas



Figuras 3 y 4. Instalación de contador en portería Serrano

usarlo para el conteo de vehículos, a través de la observación directa del contador, utilizando un computador portátil y el aparato en modo de prueba, registrándose lo observado directamente versus el conteo del sensor

Resultados

Sendero Las Carretas.

El contador de flujo se instaló en el sendero Las Carretas y se mantuvo entre 10 de junio y el 30 de octubre de 2014. Se usó una caja estanco fija a un poste con un cable de acero. El área corresponde a una estepa abierta sin presencia importante de árboles, por lo que no fue posible ocultarlo en un tronco. De todas formas, se buscó ubicarlo en un área difícil para el senderista, de manera que la probabilidad que este mantuviera su atención sobre el piso del sendero fuera mayor.

Los datos colectados por el contador de flujos y considerados relevantes son los que se presentan en las Figuras 5 a la 8. De la observación diaria, llamó particularmente la atención el día 26 de septiembre, donde se observó una cantidad de peatones muy distinta al patrón del resto de los días evaluados (Figura 8). Esta observación, conjugada con el patrón de horarios, permitió detectar que los resultados estaban influenciados por el desarrollo de la carrera Ultra Trail Running, que se llevó a cabo en esa fecha y en el sendero analizado, donde participaron ochenta y un corredores. Por este motivo, algunos de los gráficos se presentan con una corrección debido a este evento.

En general, no se observan diferencias importantes en el uso del sendero según los días de la semana. Para este caso se presenta el gráfico en dos versiones, que incluye una corrección descontando el número total de participantes de la competencia mencionada. (Figuras 5 y 5.1).

En el análisis del uso del sendero según mes, se observa una diferencia importante en septiembre, que representa el 45 % del total de registros, que puede explicarse por la mayor afluencia debido a las vacaciones por Fiestas Patrias (Figura 6). Hecha la corrección por la carrera, la diferencia se mantiene (43%)

Con relación a los horarios de tránsito de peatones, estos mantienen una tendencia hacia la curva normal, con mínimo uso en períodos sin luz de día. Este dato es importante, ya que se observa que, a pesar de haberse implementado un sistema de horarios de cierre del sendero, aún existe un bajo porcentaje de personas que no respetan esta norma (Figura 7). En general este tipo de información permitirá orientar los esfuerzos de patrullaje en el sendero, de acuerdo a la demanda que presenta. En este caso no se realizó el ajuste por la carrera, ya que no se tiene certeza de la hora en que pasaron los corredores, aunque se

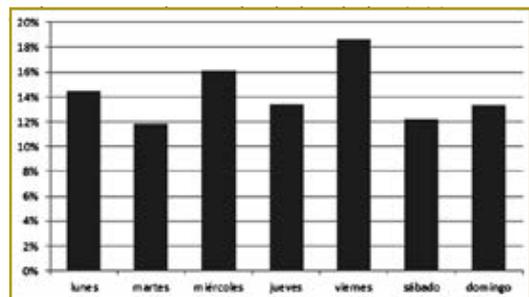


Figura 5. Frecuencia de uso diario del sendero Las Carretas.

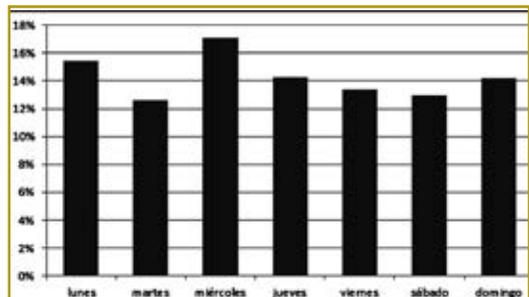


Figura 5.1. Frecuencia de uso diario del sendero Las Carretas, con corrección (descontados corredores de la carrera Ultra Trail).

Camino de acceso portería Serrano

El aparato utilizado fue diseñado para conteo de personas. Con fines experimentales, se probó para conteo de vehículos motorizados en la portería Serrano, que da acceso por el sur al PNTP. Este camino de acceso es importante debido a que por ahí ingresa alrededor del 25 % del total de visitantes, la mayoría de ellos para realizar una estadía solo por el día.

El contador de flujo se instaló utilizando una

barrera canalizadora de tránsito, ubicada en medio del camino, de forma de orientar el contador solo hacia los vehículos que ingresan. Se tuvo especial cuidado para orientarlo hacia un área donde no había circulación de personas, se instaló en una caja estanco y se mimetizó con la barrera. Se mantuvo casi un mes, entre el 9 de febrero y el 7 de marzo.

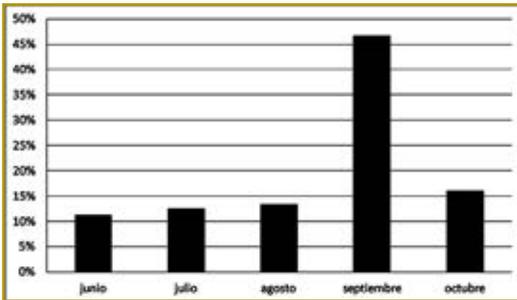


Figura 6. Frecuencia de uso del sendero Las Carretas, según mes.

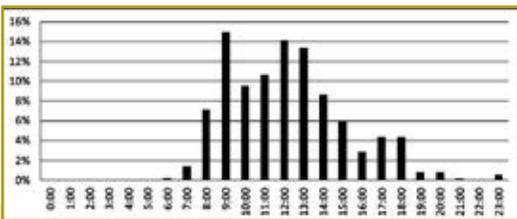


Figura 7. Frecuencia de uso del sendero Las Carretas, según hora (con corrección).

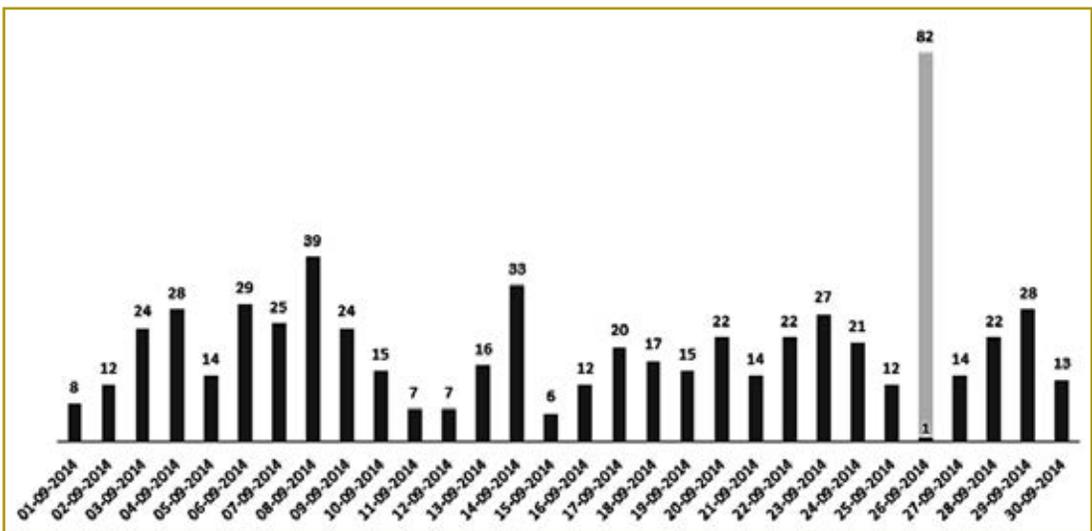


Figura 8. Frecuencia de uso del sendero Las Carretas, según día del mes (septiembre).

En la prueba de eficacia del instrumento en el camino público, se observó una confianza similar al conteo de personas, sin diferencias según el tipo de vehículo (camionetas, autos, furgones, bicicletas y cuatrimotos). En los rangos observados, la velocidad tampoco fue un factor de error. En todas las pruebas realizadas no existieron errores de conteo, lo que permitió confiar en los resultados observados. Queda pendiente mejorar la prueba aplicada a buses de mayor envergadura, ya que según su velocidad y configuración del equipo, podría existir bajo ciertas condiciones un conteo doble. También podría ser necesario aplicar la prueba en época invernal, ya que el sensor es del tipo térmico.

En general no se observan diferencias importantes en cuanto a flujo según día de la semana (Figura 9), lo que es coherente con las estadísticas de ingreso generales del parque.

El resultado más relevante y útil para este caso, tiene relación con los horarios de acceso al parque. Se pudo observar que alrededor del 94 % de los vehículos ingresan entre las 8 y 21 horas (Figura 10). En dicho horario existe control y presencia de guardaparques en la portería.

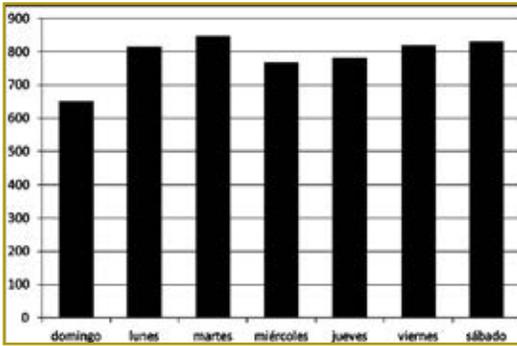


Figura 9. Acceso de vehículos a portería Serrano, según día de la semana.

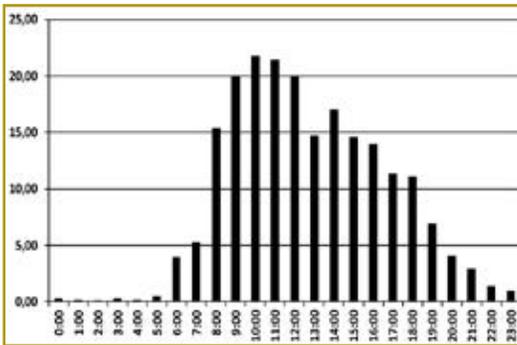


Figura 10. Acceso de vehículos a portería Serrano, según hora.

Discusión y conclusiones

Los resultados de este trabajo permiten caracterizar mejor el uso público en cada sector, contándose ahora con datos concretos como por ejemplo, la distribución diaria y horaria del tránsito de peatones y vehículos. Estos datos permiten reorientar y focalizar los esfuerzos de control y patrullajes en cada área. Además, los datos de intensidad de uso de senderos pueden ser un indicador de necesidades de mantención de este o de la satisfacción del visitante (relacionado al número de encuentros).

Los resultados son promisorios y permiten proyectar la implementación de un sistema integral de monitoreo de intensidad de uso para todo el parque. En tal sentido, se ha considerado el uso de esta tecnología y el mismo modelo de contadores de flujo para la implementación de un sistema integral de conteo de flujo en el PNTP, en el marco del proyecto CORFO Bienes Públicos Sistema de Manejo Turístico en Áreas Protegidas

de Chile, caso piloto Parque Nacional Torres del Paine, código 14BPC4-28654.

En el caso de lo observado en la portería Serrano, los resultados permiten tener una cierta noción de la eventual evasión de pago de la entrada, por parte de visitantes que circulan en horarios sin control en la portería (6 %). Se debe mencionar que estos resultados son coherentes con observaciones directas hechas por los guardaparques, en turnos especiales montados para evaluar este mismo factor, con la salvedad que en la evaluación directa existió la ventaja de saber quiénes contaban con *voucher* prepagado.

Es importante el hallazgo que en sendero Las Carretas se observe el tránsito de personas en horario sin luz (después de las 21.00 horas), a pesar de que existan restricciones para recorrerlo de noche. Afortunadamente, el porcentaje es menor al 1 %, lo que da cuenta de que en general la norma se cumple, al menos en la época evaluada. El uso del aparato para el conteo de vehículos mostró ser eficaz, lo que le da versatilidad en su uso. De todas formas, sí existen en el mercado sistemas diseñados especialmente para conteo vehicular.

Literatura citada

BROOM, T. J. & HALL, T. E. A guide to monitoring encounters in wilderness. Prepared for the US Forest Service. University of Idaho, College of Natural Resources, Department of Conservation Social Sciences. 72 p. (En línea)

URL:http://www.wilderness.net/toolboxes/documents/vum/A_Guide_to_Monitoring_Encounters_in_Wilderness.pdf.

WATSON, ALAN E.; COLE, DAVID N.; TURNER, DAVID L.; REYNOLDS, PENNY S. (2000). Wilderness recreation use estimation: a handbook of methods and systems. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-56. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 198 p.

El volcán Llullaillaco y su entorno: un ícono representativo de la cosmovisión de la cultura incaica y andina.

Juan P. Contreras*

CONAF, Región de Antofagasta

*juan.contreras@conaf.cl

Resumen

El Camino del Inca en el sector denominado el despoblado de Atacama, constituyó una vía de acceso para santuarios de altura propios de la cultura incaica. Se vincula a ramales ubicados siempre hacia el este y que se dirigen a explotaciones mineras o santuarios de altura, como el volcán Llullaillaco, ubicado dentro del parque nacional homónimo, en la cordillera de los Andes de la Región de Antofagasta. Con el objeto de poner en valor la connotación histórico-cultural específica del santuario de altura del volcán Llullaillaco, se realizó una revisión de artículos disponibles, destacando los resultados de las investigaciones arqueológicas ejecutadas a la fecha, e hipótesis implícitas establecidas respecto de su importancia en la cosmovisión durante el periodo de dominación incaica de este territorio. Se concluye que de todos los santuarios de altura incaico descubiertos en una red de volcanes que se suceden en casi 400 km de longitud, quedaron incluidos en el entramado de la circulación andina por el despoblado de Atacama, motivada seguramente por el tráfico de caravanas dentro de la explotación minera. De todos los picos de la región, incluyendo el norte de Chile, sur de Bolivia y noroeste de Argentina, el volcán Llullaillaco es el más alto y aparentemente el más importante, a juzgar por la energía invertida en la construcción de numerosas construcciones que van desde la base a la cima, el camino y también las características de las ofrendas allí depositadas hace cinco siglos.

Introducción

Durante el siglo xv el Imperio inca logró extender sus dominios sobre gran parte de los Andes y consolidar en América el *Tawantinsuyu*, un estado preuropeo de notables características. Su extensión longitudinal de más de 5000 km desde Colombia a Chile Central, constituyó un reto a la organización y mantención de este. Una de las columnas vertebrales en el éxito de la administración de este vasto estado fueron las comunicaciones en las que el *Qhapaq Ñan* o “camino principal” jugó un papel fundamental, al posibilitar el traslado de fuerzas militares, las comunicaciones, los transportes y el comercio en sus vastos territorios, conectando áreas diferentes y muy alejadas como áreas de precordillera y puna propiamente tal, contribuyendo así a darle

unidad al imperio (Niemeyer & Rivera, 1983).

En su desarrollo meridional, el camino conecta la región del Cusco con la rica zona de Chile central, para lo cual hay que cruzar el llamado despoblado de Atacama, zona de extrema aridez comprendida entre el río Loa y el límite austral de la región de Antofagasta, que recuerda la difícil travesía que hizo el descubridor Diego de Almagro por esas resacas tierras en el siglo xvi; y que desde el punto de vista de la delimitación espacial del Imperio incaico poseía connotaciones muy particulares (Sanhueza, 2005).

El camino en el sector señalado constituye una vía de acceso para santuarios de altura propios de la cultura incaica. Se vincula a ramales ubicados siempre hacia el este y que se dirigen

a explotaciones mineras o santuarios de altura, como el Llullaillaco (24° 43' 11,51" S; 68° 32' 12,67" W), Salín (24° 19' 40,5" S; 68° 04' 04,2" W) y Socompa (24° 23' 45,3" S; 68° 14' 45,7" W). No constituye, pues, una ruta de conquista incaica como tal, puesto que es de una utilización más tardía aunque dentro del dominio incaico, con múltiples finalidades, y que incluso cumplió funciones posteriores durante la conquista (Diego de Almagro utilizó esta misma ruta a su regreso a Perú), y la época colonial como ruta de correos (Niemeyer & Rivera, 1983).

Niemeyer y Rivera (1983), identifican un ramal de huella limpia o despejada de piedras a partir del Camino del Inca, que se dirigía al Llullaillaco por la quebrada Zorritas, ubicada dentro de los límites del Parque Nacional Llullaillaco, en cuya cumbre se emplaza un reconocido santuario inca de altura.

Materiales y métodos

Se realizó una exhaustiva revisión de artículos publicados respecto de la investigación arqueológica, tanto del sitio arqueológico del santuario de altura, como del entorno del volcán; considerando las áreas de acceso o peregrinación, y de aquellas en donde las estructuras arqueológicas descubiertas, permiten definir las como de apoyo logístico para las comitivas durante los períodos ceremoniales. Gran parte de estas áreas se encuentran dentro de los límites del Parque Nacional Llullaillaco y en el faldeo oriental del mismo volcán en el lado argentino.

Resultados

El volcán Llullaillaco (Figura 1A) constituye el principal componente modelador del paisaje natural. Corresponde a un estratovolcán representativo de la cordillera de la Puna de los Andes Centrales, de edad cenozoica con evidencias de actividad histórica, cuyos productos son de composición predominantemente dacítica. Una de las principales características de este centro eruptivo es su aparato volcánico construido mediante el apilamiento de los materiales

que fueron eyectados. Parte de su estructura suroriental sufrió sucesivos colapsos durante el Pleistoceno superior, que originaron grandes avalanchas de detritos volcánicos y grandes depósitos emplazados hacia el este del volcán. Su última actividad se remonta a mediados del siglo XIX, en los años 1854, 1868 y 1877 (Reinhard & Ceruti, 2000). Es el tercer volcán activo más alto del mundo.

Los estudios del santuario de altura del Llullaillaco (Figura 1B,C), se inician a partir del descubrimiento de estructuras arqueológicas en su cumbre en el año 1952, gracias a una expedición deportiva del Club Andino de Chile. Posteriormente se realizaron varias ascensiones a la cima del volcán con fines de investigación, siendo la más importante las dirigidas en 1999 por el antropólogo norteamericano Johan Reinhard y la arqueóloga argentina Constanza Ceruti, junto a un equipo de montañistas y arqueólogos argentinos y peruanos, en el marco de la investigación arqueológica relativa a prácticas culturales de los pueblos de montaña. Estos descubrieron en la cima secundaria del volcán, a 6730 msnm, tres cuerpos de niños momificados naturalmente por congelamiento en excelentes estado de conservación, con un hermoso y rico ajuar funerario que no había sido profanado, y dispuestos en tumbas cavadas en la roca madre a una profundidad de entre 1,5 y 2 metros (Figura 1D). Las tumbas se encontraron asociadas a un conjunto arquitectónico conformado por dos recintos conocidos como “chozas dobles”, una estructura semicircular abierta o “paraviento”, y un tramo de camino que conduce a una estructura rectangular o plataforma ceremonial (Ceruti, 2003).

Se trata no solo de un santuario de altura incaico, sino de un complejo arqueológico conformado por numerosos edificios y estructuras ubicadas a diferentes alturas del volcán, algunas de las cuales involucraron un alto grado de inversión energética en su construcción (muros dobles rellenos, rocas seleccionadas y parcialmente canteadas, entre otros de clara filiación inca) (Vitry, 1999). Se

considera a estas ruinas o santuario ceremonial de altura, el sitio arqueológico localizado a mayor altura en el mundo, y los cuerpos encontrados, las momias mejor preservadas disponibles a la fecha para fines de investigación¹.

¹Los estudios de sitios arqueológicos de montaña, señalan a la fecha catorce montañas de la cordillera de los Andes, en donde se han descubierto sitios ceremoniales de altura, seis en Argentina, dos en el lado chileno y seis montañas peruanas, de las que se extrajeron un total de veinticinco cuerpos congelados. De los catorce hallazgos, solo seis fueron excavaciones dirigidas por profesionales. De los veinticinco cuerpos, quince se extrajeron en los últimos cinco años (Vitry, C. 1999).

La ruta arqueológica de ascenso al volcán Llullaillaco, desde la base de la cima, se encuentra en la falda oriental en el lado argentino, aunque el camino de acceso al territorio del entorno del volcán proviene del norte y oeste desde el lado chileno. Estos caminos del norte y oeste se unen en un tambo (a 5200 msnm) ubicado casi sobre el límite internacional Argentina-Chile, al noreste del volcán, sobre territorio argentino, a partir del cual se accede al santuario de altura (Vitri, 1999). Las exploraciones regionales no han relevado la presencia de algún poblado prehispánico de filiación inca en el actual territorio argentino, encontrándose una secuencia completa de sitios y caminos en el actual territorio chileno, cobrando especial importancia la localidad arqueológica de Catarpe como centro administrativo, y una serie de pequeños sitios asociados en dirección al Llullaillaco (Vitri, 1999).

Existe consenso respecto de que el Camino del Inca uniría la ciudad de Cusco seguido por más de 1500 kilómetros por el camino más directo en dirección sur, que pasaba por Arequipa (Perú), e ingresaba al actual territorio chileno atravesando las localidades de Pica, Catarpe, San Pedro de Atacama, Peine y el salar de Punta Negra; y luego hasta el tambo ubicado en la base del volcán a 5.200 m en el volcán Llullaillaco, ya en territorio Argentino (Vitri, 1999). Lynch (1996) describe con detalle el camino arqueológico incaico comprendido entre Catarpe y salar de Punta

Negra, este último ubicado en el nivel de base de la cuenca hidrológica del Llullaillaco.

En Chile, existe evidencia arqueológica concentrada en las quebradas que descienden desde el faldeo poniente del volcán Llullaillaco hacia el salar de Punta Negra. La quebrada de Zorras de Guanaqueros y la aguada de Barrancas Blancas presentan distintas evidencias de presencia incaica. Desde esta última localidad se encuentra identificado un tramo de camino despejado que se dirige al Llullaillaco (además del identificado en la quebrada Zorritas), así como numerosos tramos de camino incaico que descienden de las laderas para aprovechar el recurso agua y pasturas de vegas, en las quebradas Zorritas y Llullaillaco (Mignone, 2013).

Se relevan más de cuarenta y cinco estructuras, desde rectangulares simples y compuestas, caminos, apachetas, hitos, parapetos, loira y apilamiento de piedras para propósitos rituales. Estas no se distribuyen en el paisaje de forma azarosa, sino que lo hacen en relación a distintas variables ambientales, principalmente cercanía a los ríos o recursos hídricos, la fisiografía con menos influencia del viento, búsqueda de mayor insolación, sectores de menos pendientes, entre otros (Mignone, 2013).

Por otra parte, en la vertiente occidental del volcán Llullaillaco y zonas aledañas de salar de Punta Negra y salar de Aguas Calientes IV, se reconocen sesentaiocho sitios arqueológicos, distribuidos en cuatro zonas principales: 1) quebradas vinculadas con el volcán Llullaillaco (treinta y cinco sitios); 2) el morro de Punta Negra (diecisiete sitios), 3) el sector de río Frío (diez sitios) y 4) el sector NO del salar de Aguas Calientes (seis sitios). Se trata de resultados iniciales que dan cuenta de la enorme riqueza patrimonial del área. Destacan la presencia de vestigios de poblaciones antiguas de cazadores recolectores, distribuidas principalmente en el morro de Punta Negra, así como una interesante presencia de sitios arqueológicos propios del Período Tardío inca, expresados en sitios habitacionales vinculados a la red vial incaica (tambos) y tramos del Camino



Figura 1. Vista panorámica del volcán Lulluillaco (A), vista general del santuario de altura (B), chozas dobles y paraviento en la cima secundaria (C) y el investigador Johan Reinhard durante el descubrimiento de las momias niño del Lulluillaco (D).

del Inca. De gran interés resultan también, los sitios históricos identificados, que dan cuenta de los esfuerzos desplegados en épocas menos remotas por habitar este territorio (González & Tamblay, 2013).

El concepto de “centro de peregrinación” puede ser aplicable al paisaje general de la zona del Lulluillaco, centrándose no solo en la cima o en el ambiente construido, sino también en el marco regional, y áreas territoriales con recursos naturales necesarios para el desarrollo humano, tales como agua, forraje para el ganado, suelos aptos para el desarrollo agrícola, yacimientos minerales, entre otros.

En este sentido, desde el punto de vista

geopolítico, existe amplio consenso respecto de que las ceremonias públicas de la religión estatal como el ritual “capacocha”, proporcionaban el escenario en el cual se negociaron las relaciones políticas entre el soberano y sus súbditos, entre Estado y pueblos conquistados por los incas e incorporados en su imperio. Los rituales políticos contribuyeron a la consolidación del dominio de los incas sobre los pueblos andinos, otorgando especial atención al establecimiento de relaciones con las élites regionales, es decir con los curacas de los pueblos recientemente sojuzgados, y a la reafirmación de lazos que unían los pueblos andinos con Cusco, la capital incaica (Schroedl, 2008).

Es evidente que desde la antigüedad hasta el presente, las momias andinas han jugado un activo papel en los procesos de construcción de las identidades regionales. El rol social asignado a las momias de los emperadores incas, se refleja en que estas, una vez embalsamadas, continuaban residiendo en sus palacios, recibiendo atenciones de sus sirvientes y participando de la vida social y política del Tawantinsuyu (Schroedl, 2008). En los últimos años, las momias del volcán Llullaillaco han cumplido un papel fundamental en el reconocimiento y fortalecimiento de la identidad indígena. Desde su descubrimiento, el legado de la civilización inca ha comenzado a ser estudiado en mayor profundidad en las escuelas locales, ha crecido el número de jóvenes interesados en estudiar antropología o carreras afines, contribuyendo activamente a la concientización de la opinión pública acerca de la importancia de la preservación del patrimonio arqueológico, a la vez que han surgido y se han intensificado numerosos movimientos de reivindicación étnica. Excepcionalmente, los niños del Llullaillaco se han convertido en objeto de devoción popular, llegando a ser vinculadas con episodios de curaciones milagrosas (Ceruti, 2013).

Discusión y conclusiones

Se ha podido comprobar que, a diferencia de lo que muchas veces se sostiene para el caso del Llullaillaco, la red de circulación que lo conectaba con el cosmos de santuarios de altura incaicos no provenían del oriente (de la puna seca argentina) sino que formaba parte del eje norte-sur que conectaba los oasis fértiles de San Pedro de Atacama con Copiapó. La red de volcanes que se suceden en casi 400 km a lo largo de esta línea quedaron incluidos en el entramado de la circulación andina por el despoblado de Atacama, motivada seguramente por el tráfico de caravanas dentro de la explotación minera (Mignone, 2013). De todos los picos de la región, incluyendo el norte de Chile, sur de Bolivia y noroeste de Argentina, el volcán Llullaillaco es el más alto y aparentemente el más importante, a juzgar por

la energía invertida en la construcción de los numerosos edificios que van desde la base a la cima, el camino y también las características de las ofrendas allí depositadas hace cinco siglos (Reinhard & Ceruti, 2000; Ceruti 2003).

Los estudios arqueológicos demuestran además, que el despoblado de Atacama territorio aparentemente “vacío”, pudo tener significaciones especiales en las categorías y formas de organización espacial aplicadas por los incas. Sanhueza (2005), en este sentido y, basada en relaciones dialógicas entre la materialidad arqueológica y la documental histórica (es decir, en la reinterpretación de antiguas crónicas, su relación con antecedentes arqueológicos disponibles, las tradiciones orales y discurso cosmológico cusqueño) propone para el despoblado –y específicamente para la zona del Llullaillaco–, como un área percibida y “ordenada” simbólicamente, a partir de las categorías o principios que organizan las estructuras del pensamiento mítico y ceremonial andino, como un área de demarcación y delimitación espacial asociado al camino estatal.

Es posible interpretar las significaciones otorgadas por las culturas andinas y específicamente por el estado incaico a esta región del despoblado de Atacama: los relatos míticos, los santuarios de las altas cumbres sacralizadas (especialmente el Llullaillaco), la toponimia, el portezuelo de Vaquillas y las columnas o *tapus* que lo señalan a unos cuatro kilómetros de él y al suroeste del volcán Llullaillaco, parecen estar dando cuenta de los límites de un espacio (de extrema aridez) o de los inicios de un territorio de transición que no solo involucraba un cambio hacia diferentes condiciones ecológicas, sino, ante todo, una inversión del tiempo calendario, de sus rituales asociados, del discurso cosmológico e ideológico del estado incaico. En este sentido, la localidad de Vaquillas, parece haber sido conceptualizada simbólicamente como el punto límite de un espacio en el que los meses de marzo y abril y el equinoccio correspondiente (tan relevantes en la organización del tiempo productivo y ritual en los Andes) representaban el término

de un ciclo y el inicio de otro (temporada de lluvias-temporada seca). Luego de Vaquillas, el ecosistema de chaco, pudo simbolizar el espacio a partir del cual el orden del mundo andino se invertía, inaugurando ahora un ciclo productivo y ritual distinto, opuesto, propio del invierno extratropical (Sanhueza, 2005).

Este gran valor histórico cultural del territorio, le otorga al Parque Nacional Llullaillaco importantes desafíos de gestión para la protección efectiva del recurso arqueológico, pero por sobre todo, establece una condición especial altamente positiva para la acción de conservación y desarrollo del parque nacional.

Literatura citada

CERUTI, M. 2003. Llullaillaco. Sacrificios y ofrendas en un santuario inca de alta montaña. Tesis de Doctorado. Universidad Católica de Salta, Argentina.

CERUTI, M. 2013. Los niños del Llullaillaco y otras momias andinas: salud, folclore, identidad, Scripta Ethnologica. 34: 89-104.

LYNCH, T. 1986. Un reconocimiento arqueológico en el salar de Punta Negra, Segunda Región. Revista Chungará N°16-17, Universidad de Tarapacá, 75-88, Chile.

LYNCH, T. Y L. NUÑEZ. (1994). Nuevas evidencias incas entre Collahuasi y río Frío (I y II Regiones del norte de Chile). Estudios Atacameños N° 11, Chile.

MIGNONE, P. (2010). Ritualidad estatal, Capacocha y actores sociales locales. El cementerio del volcán Llullaillaco, Revista Estudios Atacameños Arqueología y Antropología Surandinas. 40:43-62.

MIGNONE, P. (2013), El camino hacia el santuario Incaico del Llullaillaco, el complejo arqueológico más alto del mundo analizado a través de un SIG,

NIEMEYER, H. Y M. RIVERA. (1983). El Camino del Inca en el des poblado de Atacama. Boletín n.º9 de Prehistoria de Chile. Departamento de Ciencias Sociológicas y Antropológicas, Universidad de Chile, 91-190, Santiago de Chile.

REINHARD, J. (1993). "Llullaillaco: An Investigation of the World's Highest Archaeological Site". Latin American Indian Literatures Journal, 9(1): 31-54.

REINHARD, J. Y CERUTI, M. (2000). Investigaciones arqueológicas en el volcán Llullaillaco. Complejo ceremonial incaico de alta montaña. Universidad Católica de Salta, Argentina.

SANHUEZA, C. (2005). Espacio y tiempo en los límites del mundo, los incas en el des poblado de Atacama. Boletín del Museo de Arte Precolombino. Vol. 10, n.º 2, pp 51-77, Santiago de Chile.

SCHROEDL, A. (2008): La capacocha como ritual político. Negociaciones en torno al poder entre Cusco y los curacas. Bulletin de l'Institut Français d'Études Andines. 37 (1): 19-27.

VITRI, C. (1999) Contribución al estudio de caminos de sitios arqueológicos de altura, volcán Llullaillaco (6739 m). Salta, Argentina.

La educación ambiental: una herramienta clave para la generación de cambios

Fernando Campos Soto

Administrador Reserva Nacional Federico Albert, CONAF, Región del Maule

Resumen

La educación ambiental desarrollada a través de diversas vías y por múltiples actores se ha transformado en un pilar fundamental para la generación de un comportamiento proambiental en niños y jóvenes. En el presente trabajo comunicamos una experiencia desarrollada por años con una escuela aledaña a la Reserva Nacional Los Queules más que como un ejemplo a seguir, un trabajo interesante de conocer.

Introducción

La valorización y la conciencia social sobre la diversidad biológica es considerada clave para el éxito en la gestión de nuestro patrimonio natural y especialmente en el ámbito de la conservación biológica (Bogner, 1998; Klockner & Blobaum 2010) esto, además, es uno de los compromisos y desafíos asumidos por nuestro país, que se ve graficado en que la educación ambiental aparece en diferentes planes políticos y políticas de gestión del Ministerio del Medio Ambiente así como en el Plan Estratégico de la Convención sobre Diversidad Biológica (CDB 2010). No obstante, la educación ambiental ha sido abordada de forma parcial principalmente enfocada a campañas de reciclaje y limpieza pública de microbasurales, esto sin duda es parte importante del cuidado de nuestro entorno, pero esta situación varía enormemente según la realidad local de las comunidades en el país, por esta razón estas campañas deben ser consideradas como una parte importante de la educación ambiental, pero esta debe ser desarrollada con una mirada amplia y no mostrar sesgos de un tema en particular.

Las razones descritas anteriormente hacen vital que la educación ambiental dirigida a niños y jóvenes esté enfocada en el conocimiento y protección de los valores bioculturales, además de la resolución de problemáticas ambientales para promover un comportamiento proambiental acorde con las necesidades evidenciadas para la

sociedad actual, de esta forma se crearán polos de conservación que generen intercambios de experiencias y propicien la realización de estas iniciativas en otras localidades.

Una educación ambiental más dinámica

Una valiosa experiencia en este sentido es la que se desarrolla con la escuela San Alfonso de Canelillo, ubicada en la comuna de Pelluhue, Región del Maule, institución que por años ha contado con la asesoría técnica de CONAF para la ejecución de un programa de educación ambiental. “Los talleres de jornada escolar completa (JEP) incorporan las charlas y talleres de educación ambiental durante el año 2006, esto ha permitido que los alumnos y alumnas aprendan haciendo, han valorado más la flora y la fauna de su localidad. Al mismo tiempo este programa les ha permitido desarrollar más su autoestima y confianza a través de la realización de ferias científicas, talleres, encuentros de brigadas ecológicas, etc. En lo profesional, para mí ha significado una evolución permanente acerca de la importancia que tiene la conservación ambiental gracias al trabajo con distintos actores y en lo personal ha sido motivo de gran orgullo ver cómo mis alumnos se han destacado en variadas actividades ambientales”. Esta es la forma en que Ana María Cifuentes, directora de la escuela San Alfonso de Canelillo, define la importancia que

alcanzado este programa de educación ambiental. La educación ambiental se venía abordando con fuerza, pero pronto surgió la inquietud del financiamiento y durante el año 2005 la junta de vecinos de Canelillo se adjudicó un proyecto del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), denominado Canelillo Protege su Biodiversidad. La obtención de este fondo permitió contar con un eje central en torno al cual se comenzaron a desarrollar nuevas y múltiples actividades que incluían la construcción de infraestructura, como un CEA (centro de educación ambiental) donde alumnos y profesora participan de talleres ambientales, mientras que en el vivero demostrativo propagan especies con problemas de conservación como el queule, pitao y michay rojo entre otras (Figura 1).

Este proyecto PNUD tuvo una duración de dos años, periodo de tiempo que sin duda no es suficiente para lograr cambios significativos entre la relación comunidad y su entorno. Esta situación por sí sola planteaba una pregunta interesante ¿Cómo continuar el trabajo sin perder lo avanzado e ir hacia adelante? Las charlas de educación ambiental no daban respuesta a esta interrogante, era necesario ser más proactivos, se comenzaron a desarrollar los talleres en terreno donde se trataban temas como protección de cuencas, erosión, efecto borde, fragmentación del bosque, restablecimiento de especies e incendios forestales. Particularmente en este último tema durante la primavera del 2013 los alumnos de la escuela San Alfonso se desplazaron hasta la brigada de incendios Maqui 8, ciudad de Cauquenes, para participar del taller ambiental llamado Jugando a ser brigadistas (Figura 2) durante esta jornada los niños conocieron las instalaciones, equipos de uso contra incendios, participaron de una charla sobre este tema, y al final de la jornada formaron una brigada y tuvieron que liquidar un minincendio.

En otra ocasión este grupo de alumnos viajó a terrenos aledaños a la RN Los Queules para desarrollar el taller Protección de cuencas. Esta vez los niños aportaron con plantas como queule y pitao, provenientes del vivero que poseen en su colegio, ocasión en que aprendieron sobre el rol que juega la vegetación en la protección de los recursos agua y suelo, como también de funciones ambientales del bosque. Al mismo

tiempo, se comenzaron a realizar visitas a otras reservas nacionales presentes en la Región del Maule con el propósito que alumnos y alumnas conocieran otros valores bioculturales, como por ejemplo ecosistemas cordilleranos, museos o el último ramal ferroviario (que conecta Talca con Constitución) que funciona en nuestro país. La entrega de conocimientos por diferentes vías y actores ha hecho que la protección de especies de flora y fauna que se encuentran en peligro de extinción alcance mayor importancia en la comunidad.

La ejecución de un programa de educación ambiental con actividades como las descritas anteriormente implicó la coordinación entre diferentes instituciones, inicialmente este programa fue ejecutado solo entre la Escuela San Alfonso y la RN Los Queules, más tarde bajo el alero del Consejo Consultivo para las Reservas Nacionales Federico Albert, Los Ruiles y Los Queules, entidad sin fines de lucro que tiene como objetivo generar la participación ciudadana en la gestión de las áreas silvestres protegidas de forma



Figura 1. Alumnas y alumnos trabajando en su vivero, repicando plantas de pitao.

organizada y responsable, se incorporaron actores claves del territorio y sin duda esto ha tenido directa implicancia en el éxito de la educación ambiental, en este sentido dos aliados destacados han sido la Universidad de Chile, a través de su laboratorio de Ciencias Ecológicas, y Forestal Masisa SA. En el primer caso los científicos que se encuentran desarrollando trabajos de investigación en la reserva Los Queules aportan con charlas y talleres ambientales. Durante el 2007 los alumnos de Canelillo pudieron viajar a conocer la Facultad de Medicina de esta universidad invitados por la doctora Mariana Rojas para participar en un protocolo de clonación, esta ha sido una forma de acercar la ciencia a la comunidad escolar y adulta que habita en sectores aledaños a la reserva. Por su parte, Forestal Masisa SA ha contribuido con talleres ambientales y logística necesaria para ejecutar actividades en terreno y durante el año pasado aportó con una franja de terreno aledaño a la reserva para crear una zona de amortiguación entre la futura plantación y el bosque nativo, lugar donde se realizó el taller de protección de cuencas.

Compartiendo experiencias en conservación

Durante 2014, dentro del plan de trabajo del programa de educación ambiental se desarrolló un encuentro de brigadas ecológicas con colegios pertenecientes a las comunas de Chanco y Pelluhue. Esta actividad se ejecutó en la escuela San Alfonso de Canelillo y se inició en mayo del 2014, durante la primera reunión del Consejo Consultivo para las Reservas Nacionales Federico Albert, Los Ruiles y Los Queules. En esa ocasión Nicole Flores, alumna que cursa quinto año, asistió para realizar una presentación acerca del trabajo en educación ambiental que se realiza en su colegio, además ella junto a su profesora invitaron al resto de los consejeros y brigadas ecológicas a conocer su experiencia en conservación.

El objetivo principal de esta actividad fue generar una instancia de intercambio donde los alumnos y profesores de las brigadas visitantes pudieran aprender de la experiencia de los alumnos de Canelillo (Figura 3) y posteriormente fueran capaces de replicar parte de este trabajo en sus respectivos colegios, para lograr este objetivo los alumnos anfitriones se distribuyeron en distintas



Figura 2. Alumnos participan del taller ambiental “Jugando a ser brigadistas”, durante el año 2013, en la brigada Maqui 8, ciudad de Cauquenes.

estaciones donde explicaban temas como erosión, recolección de semillas. En el vivero que poseen en el colegio enseñaron técnicas de propagación y multiplicación de plantas, en el centro de educación ambiental montaron una muestra fotográfica acerca de las distintas actividades ejecutadas durante los años de desarrollo del programa, también enseñaron sobre el establecimiento de plantas. Cada estación era atendida por una pareja de alumnos o individualmente.

Este encuentro de brigadas se diseñó de la forma descrita anteriormente para que los alumnos de la escuela San Alfonso de Canelillo asumieran el rol de educadores ambientales, transmitiendo el conocimiento adquirido gracias a los talleres de educación ambiental realizados por CONAF. Meses después de realizado este encuentro de brigadas, Nicole fue invitada por forestal Masisa SA para exponer en un seminario de educación ambiental que esta empresa realizó en la Región del Biobío, donde participaron profesores de colegios de esa región, personal del área

industrial de esta empresa, algunos profesores y funcionarios de CONAF de la Región del Maule. Algunas de las lecciones aprendidas durante este encuentro de brigadas fueron las siguientes: los alumnos que participan regularmente de talleres de conservación ambiental han adquirido suficiente capacidad y conocimiento sobre protección del medio para transmitirlo a otras personas, en algunas localidades es necesario brindar mayor asistencia técnica para diversificar los temas tratados en educación ambiental, estos encuentros se transforman en un nexo no solo hacia la comunidad escolar, ya que alumnos y alumnas transmiten lo aprendido en sus hogares, y sin duda alguna permiten el desarrollo de aspectos como la autoconfianza y sentido de pertinencia en los participantes.

Finalmente, podemos concluir que la educación ambiental es un proceso permanente y transversal que requiere la interacción entre múltiples actores locales y externos para generar cambios significativos que permitan que la comunidad en general comprenda la importancia de proteger y conservar la biodiversidad.



Figura 3. Alumnos de la Escuela San Alfonso explican temas como recolección de semillas y erosión a participantes de encuentro de brigadas ecológicas 2014.

Literatura citada

BOGNER F. X. (1998). The influence of short-term outdoor ecology education on long-term variables of environmental perspective. *Journal of Environmental Education*, 29(4), 17-29.

KLOCKNER, C. A., & BLOBAUM, A. (2010). A comprehensive action determination model Toward a broader understanding of ecological behaviour using the example of travel mode choice. *Journal of Environmental Psychology*, 30(4), 574-586.

MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE (2014). Quinto Informe Nacional de Biodiversidad de Chile ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD). Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile, 140 pp.

CDB (2010). Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020 and the Aichi Targets “Living in Harmony with Nature”. Convention on Biological Diversity.

Restauración ecológica en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE): un camino recorrido y desafíos para contribuir a la conservación de la diversidad biológica del país.

Víctor Lagos¹, Enrique Tucki², Michael Arcos³, Paula Martínez⁴, Ricardo Quilaqueo⁵, Javiera Meza⁵ y Carlos Nassar⁶

¹Gerencia de Áreas Silvestres Protegidas, CONAF.

²Departamento de Áreas Silvestres Protegidas, CONAF, Of. Provincial de Isla de Pascua.

³Guardaparque PN Torres del Paine, CONAF, Región de Magallanes

⁴Departamento de Áreas Silvestres Protegidas, CONAF, Región de Coquimbo.

⁵Departamento de Áreas Silvestres Protegidas, CONAF, Región de Valparaíso.

⁶Departamento de Áreas Silvestres Protegidas, CONAF, Región de Arica y Parinacota.

Resumen

Se presenta una revisión de proyectos y trabajos de restauración ecológica en áreas protegidas del Estado de Chile. Con ellos se intenta ilustrar y poner en valor la notable experiencia del camino recorrido por CONAF en este ámbito, poniendo en evidencia los principales logros y desafíos que implica cada uno de estos esfuerzos, en particular, como para el estructuramiento de un programa nacional. Se expone una síntesis de los trabajos realizados en el Parque Nacional Lauca, Reserva Nacional Pingüino de Humboldt, Parque Nacional Rapa Nui, Parque Nacional Archipiélago Juan Fernández, Reserva Nacional Malleco y Parque Nacional Torres del Paine. Estos trabajos dan cuenta de este camino recorrido y permiten establecer bases conceptuales y metodológicas para orientar trabajos similares en otras áreas silvestres protegidas. Además, permiten orientar un trabajo más sistemático y de más largo plazo para la implementación de la política nacional de restauración ecológica del SNASPE.

Introducción

La restauración ecológica se ha definido como el proceso de asistir a la recuperación de ecosistemas que han sido degradados, dañados o destruidos (SER, 2004). Se trata, por tanto, de un proceso deliberado y que se basa en la capacidad de respuesta de los ecosistemas para restituir sus funciones y procesos básicos (Keenleyside *et al.*, 2012).

En consecuencia, es un proceso que no solo intenta devolver los ecosistemas a su condición original, sino también una perspectiva de futuro y basada en la dinámica de cambio de la diversidad

biológica. Todo ello, considerando además otras dimensiones aparte de la ecológica, tales como la dimensión social, política, económica y ética (Van Andel y Aronson, 2012; Keenleyside *et al.*, 2012).

Es así como en nuestra legislación (Ley 19.300) se ha definido restauración como: “*La acción de reponer los sistemas ambientales o uno o más de sus componentes a una calidad similar a la que tenían con anterioridad a su deterioro, o en caso de no ser ello posible, restablecer sus propiedades básicas*”.

SNASPE y restauración ecológica

Una parte importante del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) constituye, hoy por hoy, la experiencia de mayor escala espacio/temporal de restauración ecológica asistida de nuestro país. Este sistema, en la actualidad, abarca prácticamente el 20 % de la superficie del país, con más de 100 años en la historia de la conservación.

Una gran parte de los parques nacionales, monumentos naturales y reservas nacionales que conforman el SNASPE, correspondieron a territorios explotados en forma intensiva en el pasado (e.g. ganadería, explotación forestal, agricultura, etc.) (Benoit, 1996; Lagos *et al.*, 2001), los que una vez establecidos formalmente como Área Silvestre Protegida (ASP), han constituido verdaderos experimentos de largo plazo para la expresión de la resiliencia de sus ecosistemas (su recuperación natural y asistida). La planificación territorial, regulaciones del uso público, planes de conservación de especies, controles de amenazas y proyectos de restauración específicos que CONAF realiza en estas áreas son herramientas que en su integralidad han permitido ir avanzando en la recuperación de muchos de estos ecosistemas degradados.

No obstante, no todos los ecosistemas tienen la misma capacidad de respuesta a las perturbaciones históricas y a veces, la magnitud de estas, exige acciones y esfuerzos focalizados y más activos.

Por otra parte, los efectos de las presiones antrópicas y de fenómenos macroecológicos son cada vez más evidentes en las ASP (MMA, 2014). La demanda por visitación a estas áreas ha crecido a tasas de dos dígitos en la última década, aumentando la incidencia de impactos directos que constituyen graves amenazas sobre estos sistemas. Los incendios forestales, las especies invasoras, la transmisión de enfermedades a la flora y fauna nativa y la demanda turística, constituyen causas emergentes que pueden afectar y degradar la diversidad biológica (Díaz, 2011). A todo esto, hay que sumar la incidencia de fenómenos como el cambio climático global, desertificación y erosión que están teniendo

impactos cada vez más evidentes, especialmente en la zona mediterránea del país (MMA, 2014). Es precisamente en esta zona, además, donde el SNASPE tiene una menor representatividad, haciendo aún más críticos los efectos de todas estas amenazas potenciales.

Contexto legal y estratégico

Existen convenciones internacionales, suscritas por nuestro país, como la de Cambio Climático Global, Desertificación y de Diversidad Biológica, que convergen en la relevancia de la restauración ecológica, como eje estratégico. En consecuencia, tanto la Estrategia Nacional de Conservación de la Diversidad Biológica, como la Política Nacional para la Conservación de la Biodiversidad (en preparación), proponen asimismo a la restauración ecológica como un ámbito relevante.

En CONAF también se está instalando la restauración ecológica en el marco de un programa y ámbito de trabajo estratégico y formal. A partir del año 2012 se establece una Política Nacional para la Restauración Ecológica en el SNASPE (CONAF, 2012) y en la actualidad se está desarrollando un programa de corto plazo para implementarla (CONAF, 2014).

Con la presente revisión se pretende poner evidencia diferentes experiencias de caso en la restauración ecológica de unidades del SNASPE, con el propósito de registrar y documentar este tipo de esfuerzos, además de consolidar aproximaciones metodológicas y conceptuales que permitan orientar este tipo de esfuerzos en otras unidades que lo requieran.

Materiales y métodos

Para esta revisión se hizo un levantamiento de antecedentes e información general de trabajos y proyectos tendientes a la restauración ecológica del SNASPE. Consultadas las contrapartes regionales, se estandarizó una breve síntesis que diera cuenta de cada uno de estos esfuerzos. En ellos se recoge parte la historia, compromisos (costos y beneficios), enfoques metodológicos,

logros, desaciertos y conclusiones de cada experiencia.

Las seis unidades del SNASPE incluidas en esta revisión, corresponden a proyectos emblemáticos, pero no necesariamente representativos o exclusivos, respecto de la importante historia de esfuerzos realizados hasta ahora en el ámbito de la restauración ecológica. No obstante, esta revisión también se realizó intentando recoger o sintetizar experiencia que ilustre el importante camino recorrido por CONAF en unidades del SNASPE.

La información y antecedentes recopilados se intentaron estandarizar y fueron consolidados en la síntesis que se presenta a continuación.

Resultados

En el SNASPE se han desarrollado diferentes proyectos que han permitido ganar experiencia teórica y práctica en la restauración ecológica de ecosistemas perturbados (fundamentalmente por acciones antrópicas). A continuación se refieren e ilustran algunos de los énfasis y compromisos de esfuerzos realizados en algunos de los parques y reservas nacionales.

Revegetación con queñoa (*Polylepis rugulosa* Bitter) en el Parque Nacional Lauca

Debido a los serios problemas de conservación que tiene la queñoa (*Polylepis rugulosa*, Bitter), actualmente clasificada como especie en peligro en el Registro de Clasificación de Especies del MMA, CONAF ha estado realizando trabajos de enriquecimiento ecológico en un bosque que fue afectado por la acción antrópica histórica (quema y tala) al interior el Parque Nacional Lauca.

La queñoa ha sido utilizada históricamente por las comunidades locales como leña, material para construcción y uso medicinal. Se estima que el efecto del cambio climático global y la presión antrópica de la que ha sido objeto, han llevado a que esta especie se encuentre amenazada.

Los trabajos de revegetación con esta especie han requerido diversos estudios y el perfeccionamiento de las técnicas de producción y plantación

(Figura 1). En estos esfuerzos se ha contado con la participación activa de la comunidad local, generándose un aprendizaje recíproco para el cuidado y disposición de las plantas. En los trabajos realizados hasta ahora se ha priorizado la rehabilitación de sectores degradados, pero que constituyen algunos parches de bosque que aún existen en este parque nacional. En estos lugares se intenta potenciar la restauración a través de plantaciones que aceleren el restablecimiento y respuesta natural de este tipo de ecosistemas.



Figura 1: Producción y plantación de queñoa en el PN Lauca.

Erradicación del conejo (*Oryctolagus cuniculus*) para la restauración ecológica de la isla Choros, Reserva Nacional Pingüino de Humboldt

La Reserva Nacional Pingüino de Humboldt sustenta el 80 % de la población mundial, en fase reproductiva, del pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*) (Simeone *et al.*, 2003); además en la isla Choros nidifica la población más importante en Chile del petrel yunco (*Pelecanoides garnotti*), equivalente a más del 10 % de la población mundial (Simeone *et al.*, 2003). Por otra parte, el nivel de endemismo de la

flora se acerca al 60 % (Arancio y Jara, 2007) y el de invertebrados, con especies que son únicas de las islas y dos en categoría de conservación, se estima del orden del 90 % para la zona norte de Chile (Pizarro-Araya *et al.*, 2012).

El principal factor de amenaza para la sustentabilidad de este ecosistema, es la dominancia de especies exóticas invasoras, siendo el principal problema la existencia de plantas del género *Mesembryanthemum* y el conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*) (CONAF, 2008).

A partir del año 2008, CONAF emprende intentos para conseguir la erradicación herbívora del conejo, esperando que de esta forma se logre incidir indirectamente sobre la recuperación de especies de plantas propias de ese ecosistema. Durante el 2013 se logra, con el apoyo de la ONG Island Conservation, erradicar la totalidad de la población de conejos en la isla Choros, con una respuesta positiva inmediata de la flora nativa (Figura 2), y disminuyendo (respuesta negativa) la cobertura de exóticas. Actualmente, se está estructurando un programa de monitoreo a largo plazo, para evaluar y dimensionar estas respuestas y sus efectos en el ecosistema, así como se está trabajando en mejorar la estrategia de control de especies exóticas invasoras en esta unidad del SNASPE.

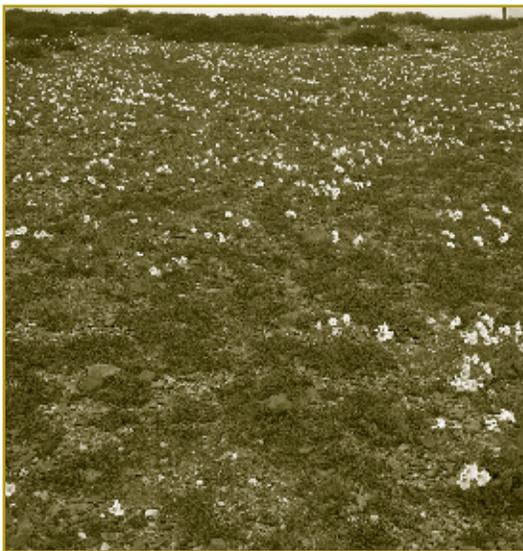


Figura 2: Recuperación de la flora nativa en la RN Pingüino de Humboldt.

Restauración en el sector Poike del Parque Nacional Rapa Nui

Más del 70 % de la superficie de Isla de Pascua presenta problemas de erosión y alrededor del 30 % tiene el carácter de grave (CIREN, 2013). Por ello, desde hace diez años, CONAF viene desarrollando un proyecto para mitigar los efectos de esta condición.

El proyecto original incluía la canalización de flujos turísticos, el manejo sustentable de la ganadería y el incremento de la cobertura vegetal. Pero ha sido este último el que ha tenido lejos el mayor impacto en el control de erosión y sobre todo en la sociedad, en el sentido de motivar voluntades entre las personas para apoyar las tareas de plantación.

Las especies usadas son: aito (*Casuarina equisetifolia*), muy apta para suelos degradados y el interés de la comunidad local por su uso potencial en la artesanía y la construcción; albizia (*Albizia lebbek*); purao, (*Hibiscus tiliaceus*); dodonea (*Dodonaea viscosa*); mako'i (*Thespesia populnea*). Esta última es la única especie nativa que soporta las condiciones extremas de las áreas afectadas. Todas ellas tienen interés cultural, productivo y paisajístico para la comunidad.

Las primeras plantaciones se hicieron el año 2006 en el sector Poike, profundamente erosionado, un suelo desnudo, con áreas donde ni siquiera crece alguna hierba. Las plantaciones comenzaron con cuadrillas formales de la institución y contratistas. Se ejecutaron también obras de conservación de suelos. Hoy, CONAF sigue plantando en forma masiva, pero mayormente con el soporte de mano de obra voluntaria local y de turistas nacionales y extranjeros (Figura 3).



Figura 3: Involucramiento de la comunidad local en el control de erosión del PN Rapa Nui

Acciones de restauración en el Parque Nacional Archipiélago de Juan Fernández.

Desde fines 1977, CONAF se encuentra realizando acciones para la eliminación de la fauna y flora exótica dañina en este parque nacional. También, se ha reforestado con flora nativa en laderas, bosques degradados y en áreas erosionadas, con diversos resultados.

Entre los años 1999 y 2003 se realizaron trabajos para erradicar la retamilla (*Teline monspessulana*), especie incipiente en el borde del área urbana. Además, se han establecido barreras de bioseguridad interislas (con participación de la comunidad local) y la exclusión de ganado mayor de sectores de bosque nativo y plantaciones.

En el año 2000 se inició un plan de control de especies invasoras en áreas prioritarias y críticas. Se ha estado erradicando especies como maqui (*Aristotelia chilensis*) y zarzamora (*Rubus ulmifolius*), recuperando claros de bosque nativo y evitando su fragmentación, a través de la revegetación con especies nativas. Esto también ha sido beneficioso para la recuperación de especies de fauna nativa, como el picaflor de Juan Fernández (*Sephanoides fernandensi*).

Posteriormente, entre los años 2002 y 2004, se logró erradicar el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) en la isla Santa Clara, de 221 ha, lo que ha conllevado al restablecimiento de sitios de nidificación de la fardela blanca, (*Puffinus creatopus*), especie de ave endémica de Chile. Además, se ha disminuido la erosión y facilitado

la recuperación natural de la vegetación (Figura 4) Actualmente, continúan los esfuerzos por erradicar otras especies exóticas invasoras. Este es un tema prioritario y urgente, junto con la reforestación y el control de la erosión, para recobrar los procesos y funciones de los ecosistemas.

Restauración en la Reserva Nacional Malleco.

Durante la temporada estival 2002, se registró un incendio forestal que afectó al Complejo Reserva Nacional Malleco-Parque Nacional Tolhuaca (14.536 ha). En el caso de la Reserva Nacional Malleco, el incendio afectó el 54,6 % de su superficie (9.060 ha).

Durante los siguientes ocho años después del incendio, se definieron las áreas y concretaron acciones de restauración en el corto, mediano y largo plazo (Figura 5). Por ejemplo, la delimitación de áreas de exclusión a través de la construcción de 42 km de cerco perimetral; enriquecimiento con especies nativas en una superficie de 390 ha (400 plantas por ha de roble(*Nothofagus obliqua*) - raulí (*Nothofagus alpina*)- coigüe(*Nothofagus dombeyi*) ; 270 ha de siembra directa de araucarias (densidad de 625 puntos de siembra por ha, 5 piñones por punto de siembra); 225 ha de siembra de pastos rústicos, 5.410 metros lineales de empalizadas, 103 m3 de gaviones; 80 ha de plantación de araucarias (*Araucaria Araucana*), 120 ha de plantación de bosques mixtos de altura (araucaria - lenga (*Nothofagus pumilio*) - ñirre (*Nothofagus*



Figura 4: Fragilidad y amenazas de los endemismos del PN Archipiélago Juan Fernández



Figura 5: Restauración posincendio de la RN Malleco

antártica) y 116.6 ha de roble - rauli y coigüe de media ladera.

En el caso de las siembras de araucarias, se han registrado prendimientos entre el 30 % y 40 %, y en las plantaciones de bosque nativo este varía entre un 20 % y un 60 %. En el caso de las obras mecánicas de recuperación de suelo, las estructuras cumplieron sus objetivos, fijando suelo del orden de las 10 toneladas/ha/año.

El crecimiento de araucarias en las partes altas de la reserva es la mejor prueba que los esfuerzos desarrollados son un aporte real a la restauración de los espacios naturales dañados, motivando la continuidad de esfuerzos científicos, técnicos y económicos.

Restauración ecológica post incendios en el Parque Nacional Torres del Paine.

El Parque Nacional Torres del Paine ha sido afectado en los últimos treinta años por tres grandes incendios, e incendios más pequeños, siendo el promedio anual de aproximadamente dos por año, todos ellos de origen antrópico. Los de mayor escala ocurrieron en 1985, 2005 y 2011 y afectaron aproximadamente 13.000, 15.000 y 17.000 ha del parque, respectivamente. En este escenario, desde hace una década, CONAF ha llevado a cabo acciones de reforestación, en áreas incendiadas de bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*) y ñirre (*Nothofagus antarctica*). En estos trabajos se han utilizado diferentes técnicas de producción y plantación, con técnicas de protección contra la herbivoría y focalizando esfuerzos en aquellas áreas donde la respuesta natural se estimó insuficiente. En general, la estrategia para abordar la restauración ecológica posincendio en este parque nacional ha considerado la resiliencia o capacidad de regeneración natural de sus ecosistemas.

Solo durante la última década se ha reforestado una superficie cercana a las 200 ha, con una cantidad aproximada de 500.000 plantas de lenga (Salinas *et al.*, 2014) (Figura 6). Los esfuerzos han constituido una oportunidad de aprendizaje respecto de la eficacia y eficiencia de las técnicas empleadas, permitiendo proyectar las

intervenciones hacia la restauración ecológica de los ecosistemas degradados por incendios en este parque nacional y otras unidades del SNASPE.

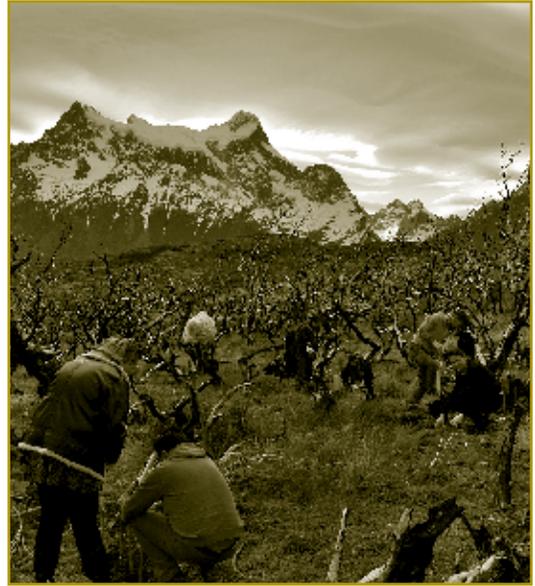


Figura 6: Reforestación posincendio del PN Torres del Paine.

Discusión y conclusiones

Los trabajos dan cuenta de una importante y rica experiencia en la restauración ecológica de ecosistemas degradados del SNASPE. Estos constituyen una valiosa contribución, tanto para orientar los próximos pasos de cada uno de estos esfuerzos, como para aplicarla en otras situaciones y requerimientos de otras áreas protegidas.

Por otra parte, el contexto o justificación de cada uno de estos trabajos, también da cuenta de perturbaciones heterogéneas en su escala espacial y temporal. Desde la necesidad de responder a restaurar ecosistemas degradados por incendios recientes (Parque Nacional Torres del Paine y Reserva Nacional Malleco), hasta perturbaciones históricas e influidas por la intervención humana y fenómenos macroecológicos (parques nacionales Lauca y Rapa Nui). En todos ellos debe prevalecer la orientación a restablecer procesos y funciones, aunque en algunos la mirada a ecosistemas de referencia es fundamental (Reserva Nacional

Pingüino de Humboldt y Parque Nacional Archipiélago Juan Fernández), por el valor de sus endemismos y la fragilidad y exposición a amenazas de los mismos.

Estas experiencias ponen en evidencia la necesidad de continuar esfuerzos particulares y a escala nacional (en otras unidades del SNASPE), justificando la instalación de un programa específico que oriente, dimensione y estandarice criterios y metodología de intervención, en consecuencia con la Política de Restauración Ecológica del SNASPE.

En el marco de un programa para implementar esta política, se han definido las siguientes líneas de acción para establecer tareas y actividades específicas para su puesta en práctica:

- relevar y dimensionar acciones de restauración ecológica de trabajos históricos y/o que se realizan actualmente en el SNASPE
- diagnosticar, establecer prioridades y proyectar acciones de restauración ecológica ante situaciones de degradación en el SNASPE;
- sensibilizar y capacitar a los equipos regionales para la implementación de un proceso continuo en la restauración ecológica de ecosistemas degradados del SNASPE;
- generar herramientas que permitan difundir y coordinar interna y externamente el trabajo de restauración ecológica en el SNASPE;
- establecer alianzas estratégicas nacionales e internacionales para reforzar el cumplimiento de estos objetivos.

Literatura citada

ARONSON, J., D. RENISON, J.O. RANGEL-CH., S. LEVY-TACHER, C. OVALLE, A. DEL POZO (2007). Restauración del capital natural: sin reservas no hay bienes ni servicios. Revista Ecosistemas, Volumen 6, N°3

ARANCIO G, P JARA (2007). Flora de la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt. Ediciones de la Universidad de La Serena. 71 pp.

BENOIT, I. (1996). Representación ecológica del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado. En: Libro rojo de los sitios prioritarios para la conservación de la diversidad biológica en Chile (Muñoz, M., H. Nuñez y J. Yañez, Eds.). Pp 149-159. Corporación nacional Forestal, Santiago, Chile.

CIREN (2013). Determinación de la erosión actual y potencial de los suelos en la Isla de Pascua. 78 pp.

CONAF (2012). Programa Integral de Mejoramiento de la Gestión del Parque Nacional Torres del Paine. Ministerio de Agricultura, Corporación Nacional Forestal. 35 pp.

CONAF (2012). Política y Estrategia de Restauración Ecológica para el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado. 23 pp

CONAF (2014). Plan de Acción de Corto Plazo, para iniciar la implementación de la Política y Estrategia Nacional para la Restauración Ecológica del SNASPE. 28 pp.

CONAF (2008). Plan de manejo de la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt.

DÍAZ, M. (2011). El factor animal en la administración de áreas silvestres protegidas y la conservación de la diversidad biológica de Chile: apuntes para el desarrollo de una política pública en salud de fauna silvestre. Ponencia realizada en el Segundo Simposio de Medicina de la Conservación, el que se efectuará los días 23, 24 y 25 de noviembre de 2011 en el Salón Andrés Bello de Campus República, Universidad Andrés Bello, Santiago, Chile.

KEENLEYSIDE, K.A., N. DUDLEY, S. CAIRNS, C.M. HALL, AND S. STOLTON (2012). Ecological Restoration for Protected Areas: Principles, Guidelines and Best Practices. Gland, Switzerland: IUCN. x + 120 pp.

LAGOS, VÍCTOR, JOSÉ TORRES Y CARLOS NOTON (2001). Conservación de la diversidad biológica : el Sistema Nacional de Areas Silvestres Protegidas del Estado

(SNASPE) como una herramienta de gestión para la Región de Coquimbo. En: Libro rojo de la flora nativa de la Región de Coquimbo, y de los sitios prioritarios para su conservación (F.A. Squeo, G. Arancio y J.R. Gutiérrez, Eds.). Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile (2001) 13:207 - 223.

MMA (2012). Plan de restauración ecológica del Parque Nacional Torres del Paine afectado por incendio 2011-2012. Comité Técnico coordinado por el Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB) a solicitud del Ministerio de Medio Ambiente. 59 pp.

MMA (2014). Plan de adaptación al cambio climático en biodiversidad: propuesta ministerial elaborada en el marco del Plan de Acción Nacional de Cambio Climático y de la actualización de la Estrategia Nacional de Biodiversidad. 73 pp.

PIZARRO-ARAYA, J.*, OLIVIA E. VERGARA Y GUSTAVO E. FLORES (2012). *Gyriosomus granulipennis* (Coleoptera: Tenebrionidae): un caso extremo a conservar. Revista Chilena de Historia Natural 85: 345-349.

SALINAS, PATRICIO, CRISTIAN RUIZ, MICHAEL ARCOS Y VÍCTOR LAGOS (2014). Una década de reforestación en el Parque Nacional Torres del Paine: catalizando la restauración ecológica de un ecosistema resiliente. Biodiversidad 2: 93-101, Corporación Nacional Forestal, Santiago, Chile.

SER (2004). "Principios de SER International sobre la restauración ecológica", Sociedad internacional para la restauración ecológica, Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas (Versión 2: octubre de 2004).

SIMEONE A, GUILLERMO LUNA-JORQUERA, MARIANO BERNAL, STEFAN GARTHE, FELIPE SEPÚLVEDA, ROBERTO VILLABLANCA, URSULA ELLENBERG, MACARENA CONTRERAS, JULIETA MUÑOZ, TAMARA PONCE (2003). Breeding Distribution and Abundance of Seabirds on Islands off North-Central Chile. Revista Chilena de Historia Natural, 76: 323-333.

VAN ANDEL, JELTE Y JAMES ARONSON (2012). Restoration Ecology: The New Frontier, Second Edition. John Wiley and Sons Publishing Ltda,

Evaluación de la presencia de especies exóticas invasoras al interior del Parque Nacional Lauca, Región de Arica y Parinacota.

Esteban Zúñiga¹, Roberto Tancara², Sandro Flores², Álvaro Tralma² y Luis Araya³

¹Encargado sección Conservación de Diversidad Biológica, ²Guardaparques Parque Nacional Lauca,

³Administrador Reserva de la Biósfera Lauca. CONAF, Región de Arica y Parinacota

Cualquier especie que a través de la intervención humana es transportada a un área que no corresponde a su área de origen natural, puede considerarse una especie exótica (Vilà y col., 2008; Carvallo, 2009).

El Parque Nacional Lauca, perteneciente a la Reserva de la Biósfera Lauca, enmarca un valioso ecosistema altoandino tanto natural como cultural donde ancestralmente se han establecido asentamientos aymaras. La introducción de especies exóticas invasoras (EEI) primero fue en forma doméstica, luego estas fueron adaptándose a la vida silvestre producto del abandono, para este caso se encuentran las especies tales como: perro (*Canis lupus familiaris*), burros (*Equus asinus*) y además se introdujo la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) al lago Chungará. En el caso de las otras, fue a través de diversos mecanismos.

Con estos antecedentes, durante el 2014 se procedió a evaluar las poblaciones de EEI presentes al interior del Parque Nacional Lauca, en los sectores de patrullaje, utilizando la siguiente metodología de trabajo: a) uso de cámaras trampa durante sesenta días, b) monitoreo a través de patrullajes c) encuestas a las comunidades.

A través de todos estos medios se procedió a determinar la diversidad de especies presentes mediante la metodología de trabajo y a vislumbrar la posible amenaza por determinar a través de la continuidad de este estudio.

Se identificaron ocho EEI presentes en el Parque Nacional Lauca, mediante el uso cámaras trampa.

Se registraron perros asilvestrados, de los cuales se tiene reportes de ataques a vicuñas (R. Calle, 2014, com. pers.). En los patrullajes se observó la presencia de especies como: palomas, liebres, burros, ovejas, caballos y se observó la presencia de truchas en la época del desove. A través de las encuestas se levantó información referente al número de mascotas por sector o estancia siendo el promedio dos gatos y tres perros, estos últimos ayudan a las labores de pastoreo.



Figura 1. Burros silvestres sec. Chungará



Figura 2. Paloma doméstica en Lago Chungará

Tabla 1. EEI presentes en el Parque Nacional Lauca.

Nombre científico	Nombre común	Tipo de Registro	Especies silvestres afectadas	Impacto
<i>Canis lupus familiaris</i>	Perro, ver Fig. 4	Cámara trampa/ Encuesta, comunicación personal	Vicuña, fauna menor en categoría de conservación.	Ataques a crías de vicuñas u otras. Posible transmisión de enfermedades a la fauna silvestre.
<i>Felis silvestris catus</i>	Gato	Encuesta	Roedores en alguna categoría de conservación.	Posible transmisión de enfermedades a la fauna residente.
<i>Equus asinus</i>	Burro, ver Fig.1	Patrullajes	Vicuña	Competencia alimenticia
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Trucha arcoíris, ver Fig. 3	Encuesta/comunicación personal	Orestias, bagres, blanquillo, taguas, etc.	Impacto sobre peces y avifauna del lago Chungará.
<i>Columba livia</i>	Paloma, ver Fig.2	Patrullajes	Avifauna andina.	Posible transmisión de enfermedades.
<i>Equus ferus caballus</i>	Caballo	Patrullajes	Vicuña	Competencia alimenticia
<i>Ovis aries</i>	Ovinos	Patrullajes/encuestas	Vicuña	Competencia alimenticia
<i>Lepus europaeus</i>	Liebre	Patrullajes	Vizcacha	Flora endémica y cultivos.

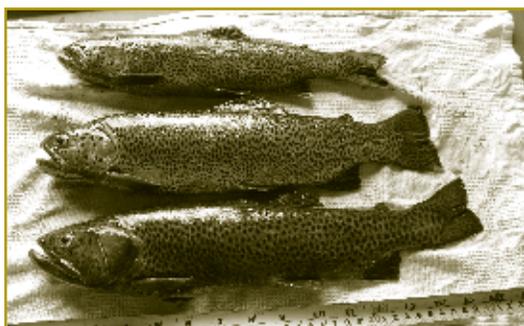


Figura 3. Truchas extraídas del Lago Chungará



Figura 4. Perros asilvestrados en Lago Chungará

Literatura citada

CARVALLO G. (2009) Especies exóticas e invasiones biológicas, Departamento de Ciencias Ecológicas, Universidad de Chile.

VILÀ M, CASTRO M, GARCÍA-BERTHOU (2008) ¿Qué son las invasiones biológicas? En: Vilà M, Valladares, F, Traveset A, Santamaría L, Castro P (Editores) Invasiones Biológicas. CSIC, Madrid, España.

Interacción de dos carnívoros, *Puma concolor* y *Conepatus chinga rex*, en el Parque Nacional Volcán Isluga, Región de Tarapacá.

Jorge Valenzuela^{1*} y Jorge M. Leichtle².

¹ Departamento de Áreas Silvestres Protegidas, CONAF, Región de Tarapacá.

² Laboratorio de Vida Silvestre Fauna Australis, Departamento de Ecosistemas y Medioambiente, Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal. Pontificia Universidad Católica de Chile.

*jorge.valenzuela@conaf.cl

El puma (*Puma concolor*) y el chingue de la puna (*Conepatus chinga rex*) son dos carnívoros de hábitos nocturno-crepusculares que se encuentran presentes en el altiplano del extremo norte de Chile.

El puma (*Puma concolor*) pertenece a la familia *Felidae*, y es el carnívoro terrestre de mayor tamaño que habita en Chile, (Ministerio del Medio Ambiente de Chile, 2010). Posee un peso aproximado entre 50 y 70 kg y su dieta es de tipo carnívoro estricto (Muñoz-Pedreros & Yáñez, 2008). Debido a sus hábitos solitarios y la capacidad de matar presas de gran tamaño (como ungulados), es frecuente que luego de alimentarse proporcione importantes fuentes de carroña para otras especies (Elbroch *et al.*, 2012; Allen *et al.*, 2013). Para evitar esto, suele arrastrar y ocultar presas, para regresar a alimentarse posteriormente (Modini & Muñoz, 2008).

El chingue de la puna (*Conepatus chinga rex*) pertenece a la familia *Mephitidae*. Posee un cuerpo alargado, pero robusto. Cuenta con un pelaje largo y tupido de coloración negra y franjas blancas en cabeza, cuello y hombros. Como otros zorrillos, bajo la cola presentan glándulas anales con la capacidad de secretar un líquido de fuerte y desagradable olor, a fin de alejar a depredadores. Posee un peso aproximado de 1,5 kg y su dieta es de tipo insectívoro-omnívora (Cuéllar & Noss, 2003; Muñoz-Pedreros & Yáñez, 2008; Castillo *et al.*, 2011).

Esta comunicación relata un encuentro entre

estos dos carnívoros, y de cómo el menor de ellos (chingue de la puna) logró usurpar momentáneamente los restos de una llama (*Lama glama*) al puma, correspondiendo esto a un caso de cleptoparasitismo.

Los registros fueron obtenidos como parte del monitoreo de fauna realizado por CONAF Tarapacá dentro del Parque Nacional Volcán Isluga, en la Región de Tarapacá, Chile. Como parte de este esfuerzo, cada vez que se encontró ganado muerto, se instalaron cámaras trampa (Bushnell trophyCam©), a fin de documentar la diversidad de carnívoros presentes en el parque.

El día 27 de diciembre de 2014, fueron encontrados los restos de una llama debido al ataque de puma. Una cámara trampa fue colocada a 7 metros de distancia de los restos de la carcasa. Durante la noche, los restos fueron visitados por una hembra de puma (Figura 1). Aproximadamente una hora más tarde (Figura 2), se detectó la presencia de un chingue acercándose a la carcasa. Luego de unos minutos, el chingue logró desplazar a la hembra de puma (Figura 3), exhibiendo un lenguaje corporal agresivo (Allen *et al.*, 2013), mientras a pocos metros la hembra de puma lo observaba (Figura 4). Finalmente, luego de quince minutos, y sin que el chingue se vea en la fotografías, la hembra de puma se acercó al cadáver de llama (figura 6).

El cleptoparasitismo es una forma de alimentación en la que un animal se aprovecha de presas o alimentos que otro animal ha capturado,

colectado, matado, o preparado (Brockmann & Barnard, 1979; Vollrath, 1984). Se ha reportado que en otras zonas del continente americano, osos y lobos han robado presas al puma (Kortello et al, 2007; Allen et al, 2014).

En Chile, el chingue esta descrito como presa potencial para el puma (Fuller *et al.*, 1987; Iriarte *et al.*, 1991). Villalobos (2008) indica tanto al chingue como al zorro culpeo (*Lycalopex culpaeus*) como parte de la dieta del puma en el altiplano del país. Sin embargo, a pesar de su

pequeño tamaño el chingue de la puna demostró un comportamiento similar al indicado en Norteamérica para la mofeta, (*Spilogale gracili*), respecto al puma (Allen *et al.*, 2013). Al parecer, el lenguaje corporal bastaría para disuadir al puma de acercarse al chingue. Algunos investigadores indican que depredadores como el puma podrían haber aprendido de experiencias previas con zorrillos la amenaza que estos representan, por lo que preferirían evitarlos (Hunter 2009; Allen *et al.*, 2013).



Figura 1. Puma aproximándose a presa muerta



Figura 2. Aparición de Chingue sobre la presa, el puma observa.



Figura 3. Chingue logra desplazar al puma de la presa.



Figura 4. Chingue demuestra un lenguaje corporal agresivo, el puma se mantiene a distancia.

Literatura citada

- ALLEN ML, ML ELBROCH & HU WITTMER. (2013). Encounter Competition between a Cougar, *Puma concolor*, and a Western Spotted Skunk, *Spilogale gracilis*. The Canadian Field-Naturalist 127: 64-66.
- ALLEN ML, L.M. ELBROCH, D.S. CASADY & H.U. WITTMER. (2014). Seasonal variation in the feeding ecology of pumas (*Puma concolor*) in northern California. Canadian Journal of Zoology 92: 397-403.
- BROCKMANN HJ & CJ BARNARD. (1979). Kleptoparasitism in birds. Animal Behaviour. 27: 487-514
- CASTILLO DF, M LUCHERINI, EM LUENGOS, C MANFREDI & EB CASANAVE. (2011). Spatial organization of Molina's hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in two landscapes of the Pampas grassland of Argentina. Canadian Journal of Zoology. 89: 229-238.
- CUÉLLAR E. & A. NOSS. (2003). Mamíferos del Chaco y de la Chiquitania de Santa Cruz, Bolivia. Editorial FAN. Santa Cruz, Bolivia. 202 pp.
- ELBROCH LM & U WITTMER. (2012). Table scraps inter-trophic food provisioning by pumas. Biology letters 8: 776-779.
- FULLER TK, WE JOHNSON, WL FRANKLIN & KA JOHNSON. (1987). Notes on the Patagonian hognosed skunk (*Conepatus humboldti*) in southern Chile. Journal of Mammalogy 68: 864-867.
- HUNTER, J. S. (2009). Familiarity breeds contempt: effects of striped skunk color, shape, and abundance on wild carnivore behavior. Behavioral Ecology 20: 1315-1322.
- IRIARTE JA, WE JOHNSON, WL FRANKLIN. (1991). Feeding ecology of the Patagonia puma in southernmost Chile. Revista Chilena de Historia Natural 64: 145-156.
- IRIARTE JA, N LAGOS & R VILLALOBOS. (2011). Mamíferos de la Región de Antofagasta. Ediciones Flora & Fauna Chile. 332 pp.
- JAKSIC FM, HW GREENE & JL YÁÑEZ. (1981). The Guild Structure of a Community of Predatory Vertebrates in Central Chile. Oecologia 49 (1): 21-28.
- KORTELO AD, TE HURD & MURRAY DL (2007). Interactions between cougars (*Puma concolor*) and gray wolves (*Canis lupus*) in Banff National Park, Alberta. Écoscience 14 (2): 214-222.
- MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE DE CHILE. (2010). *Puma concolor*. En: Inventario Nacional de especies. Dirección URL: http://www.mma.gob.cl/clasificacionespecies/fichas7proceso/fichas_pac/Puma_concolor_P07.pdf [Consultada el 13-11-2013].
- MONDINI M. & S. MUÑOZ. (2008). Pumas as taphonomic agents: A comparative analysis of actualistic studies in the Neotropics. Quaternary International 180: 52-62.
- MUÑOZ-PEDREROS A. & JL YÁÑEZ. (2008). Mamíferos de Chile. Segunda edición. CEA Ediciones. 573 pp.
- VILLALOBOS, RA. (2008). Hábitos predatorios del puma (*Puma concolor*) y su impacto en la ganadería de la provincia de Parinacota, Región de Arica y Parinacota, Chile. Tesis para optar al título de Médico Veterinario, Universidad de Chile. 56 pp.
- VOLLRATH F. (1984). Kleptobiotic interactions in invertebrates. En: Barnard CJ, ed. Producers and scroungers: strategies of exploitation and parasitism. Londres: Croom-Helm, 61-94.

Conociendo el viaje de la fardela blanca (*Ardenna creatopus*)

Guillermo A. Reyes

Encargado de Áreas Silvestres Protegidas, CONAF Arauco, Región del Biobío.

Resumen

La instalación de seis transmisores satelitales en fardelas blancas adultas desde las colonias de isla Mocha a principios de mayo de 2013 hasta octubre de 2013, permitió documentar la presencia de fardelas blancas en el hemisferio norte.

La fardela blanca es un ave pelágica que tiene la colonia de nidificación más importante en la Reserva Nacional Isla Mocha (Hodum & Colodro, 2013). Existen dos colonias menores en dos islas del archipiélago de Juan Fernández (Hinojosa & Hodum, 2007).

Después de más de tres meses de alimentar y cuidar a su única cría, las fardelas blancas, especie en peligro de extinción y endémica de Chile, comienzan su migración hacia el hemisferio norte. Esto ocurre a finales de abril y comienzos de mayo, cuando las crías abandonan su madriguera y los adultos ya no tienen razones para volver a las colonias. Como afirma Hodum (2004): “Al final de la temporada de nidificación las fardelas empiezan una impresionante migración hacia la costa oeste de los Estados Unidos y Canadá”.

Aquí comienza un largo viaje hasta las costas de Estados Unidos y Canadá, recorriendo una distancia de al menos unos 12.000 km desde la Reserva Nacional Isla Mocha y el archipiélago de Juan Fernández. La presencia de fardelas blancas en el hemisferio norte ha sido bien documentada con estudios realizados en el mar, pero la ruta migratoria desde isla Mocha solo ha sido registrada una vez, en 2011. Los resultados de ese año mostraron que el 50 % de las fardelas pasaron el invierno en las costas peruanas, mientras que la otra mitad siguió hasta Baja California y las costas del estado de Washington en Estados Unidos. Este fue un gran hallazgo para

la comunidad científica, ya que anteriormente se pensaba que toda población de fardelas blancas migraban directamente hasta Estados Unidos y Canadá.

Para comprobar si este patrón se repetía y para obtener mayor información sobre el uso de su hábitat, investigadores de Oikonos y CONAF instalaron a principios de mayo de 2013, seis transmisores satelitales en fardelas blancas adultas en las colonias de isla Mocha (Figura 1).



Figura 1. Ejemplar de fardela blanca con transmisor satelital en la Reserva Nacional Isla Mocha.

Tras la partida desde la colonia reproductiva en isla Mocha, cuatro aves viajaron por la costa chilena y se dirigieron rápidamente hacia el norte, mientras que las otras dos se dirigieron al sur donde permanecieron entre dos a tres semanas, luego de lo cual una de ellas dejó de transmitir

señal, mientras que la otra cambió rumbo hacia el norte, y se unió a las otras cuatro fardelas. Estos cinco dispositivos transmitieron el tiempo suficiente para seguirlas hasta las costas peruanas. Las aves recorrieron aproximadamente 2500-3000 km en esta ruta, moviéndose rápidamente por la costa chilena debido, probablemente, a la poca disponibilidad de alimento en esta zona, y permanecieron mayor tiempo en la costa central de Perú, presumiblemente aprovechándose de la alta productividad marina de esta área. De las cinco aves, dos pasaron el invierno austral en Perú y Ecuador, sin cruzar al hemisferio norte, repitiendo el patrón del año 2011. Lo anterior demuestra que la costa peruana es una importante zona de invernada para estas aves.

Las otras tres fardelas continuaron el viaje hacia el norte, pasando rápidamente por las costas frente a Centroamérica hasta llegar al sur de Baja California, donde dos aves permanecieron por al menos dos meses, hasta que ambos transmisores dejaron de transmitir señal. La otra ave viajó por el océano Pacífico, bordeando los Estados Unidos hasta alcanzar la frontera con Canadá. Para llegar a esta zona, recorrió al menos 11.000 km.

El seguimiento se realizó hasta mediados de octubre de 2013, donde solo este último dispositivo continuaba transmitiendo, correspondiente a una de las fardelas que pasó el invierno en las costas de Perú.

Un reto fundamental para cualquier ave marina es encontrar alimento en un ambiente irregular e impredecible. Por esta razón, resulta ventajoso

explotar áreas constantes de productividad. Los resultados de los transmisores satelitales muestran que las fardelas blancas utilizan dichas zonas de productividad en Chile y a lo largo de toda su ruta migratoria. No parece coincidencia que estas regiones también sean explotadas fuertemente por pesquerías, lo que conduce a potenciales interacciones con las fardelas. Estas interacciones pueden ser negativas, tales como competencia por presas y/o captura incidental en artes de pesca; o positivas, donde el descarte de pesquerías sirve como subsidio de alimento para estas aves. Si bien esta interacción es una preocupación para el bienestar de la fardela blanca, existe escasa información al respecto. Por esta razón, investigadores chilenos y extranjeros continuarán estudiando este tema en isla Mocha y sus cercanías.

Agradecimientos

Se agradece el aporte de David Muñoz Salas (CONAF, Maule); a Valentina Colodro (ONG Oikonos), Verónica López (ONG Oikonos), Jaime Herrera R. y Benito Millalén S. (guardapaques Reserva Nacional Isla Mocha).

Literatura citada

HINOJOSA S., A. & HODUM, P. (Eds) 2007. *Plan Nacional para la conservación de la fardela de vientre blanco Puffinus creatopus Coues, 1864 en Chile*. Corporación Nacional Forestal & Comisión Nacional del Medio Ambiente. 34 pp.

HODUM, P. AND COLODRO, V. (2013). Conservation of the Pink-footed Shearwater. Final Report of Activities in Chile from January-November 2013. Technical report for the Oikonos, Chile.

HODUM, P. AND WAINSTEIN, M. (2004). Biology and Conservation of the Juan Fernández Archipelago Seabird Community. Technical Report for the Corporación Nacional Forestal, Chile.

Catastro de anfibios en el Parque Nacional Bernardo O'Higgins, Región de Magallanes y Antártica Chilena

Nicolás González¹, Tamara Aránguiz¹, Rodrigo Rodríguez² y Manuel Barrientos³

¹Profesional de apoyo, CONAF Provincia de Última Esperanza

²Encargado de Áreas Silvestres Protegidas, CONAF Provincia de Última Esperanza

³Guardaparque, CONAF, Parque Nacional Bernardo O'Higgins

Resumen

Entre los meses de octubre y diciembre del año 2014, se realizaron prospecciones de anfibios en el Parque Nacional Bernardo O'Higgins, registrando una riqueza total de ocho especies, distribuidos en tres familias, incluyendo tipos de hábitats y eventos recientes de reproducción. Entre los resultados más significativos destaca la ampliación del rango de distribución austral de la rana de antifaz de Bahía Murta (*Batrachyla nibaldoi*) y la rana de Chaltén (*Chaltenobatrachus grandisonae*).

Los anfibios conforman en nuestros días uno de los grupos de vertebrados más amenazados por efecto antrópico, dada la crítica disminución en sus poblaciones en el mundo (Rabanal & Nuñez, 2008, Lobos *et al*, 2013). Actualmente presentan una crisis de extinción sin precedentes, la principal causa está dada por la pérdida y fragmentación de hábitat, factores sinérgicos como el cambio climático, radiación ultravioleta, sobreexplotación, introducción de especies exóticas y enfermedades infecciosas emergentes como el hongo quítrido (*Batrachochytrium dendrobatidis*) o el virus del género *Ranavirus* (Lobos *et al*, 2013). Dicha situación es preocupante, puesto que los anfibios son fundamentales en la cadena trófica.

Además, se caracterizan por poseer una piel delgada y vascular, cuya sensibilidad y dependencia a la humedad los convierte en excelentes bioindicadores de calidad ambiental. El Parque Nacional Bernardo O'Higgins (PNBO) comprende las áreas continentales y archipelágicas entre los paralelos 47° 55' y 51° 37' S, y los 73° 03' y 75° 39' O. Abarca una superficie terrestre de 3.525.901 ha, convirtiéndose en el parque más extenso del SNASPE y Sudamérica.

En Chile, se han registrado 62 especies de anfibios, de los cuales 39 son endémicos, 21 nativos y dos introducidos.

El área de estudio comprendió, de norte a sur, los sectores de fiordo Témpanos, Puerto Edén y monte Balmaceda (Figura 1), todos ubicados al interior del PNBO.

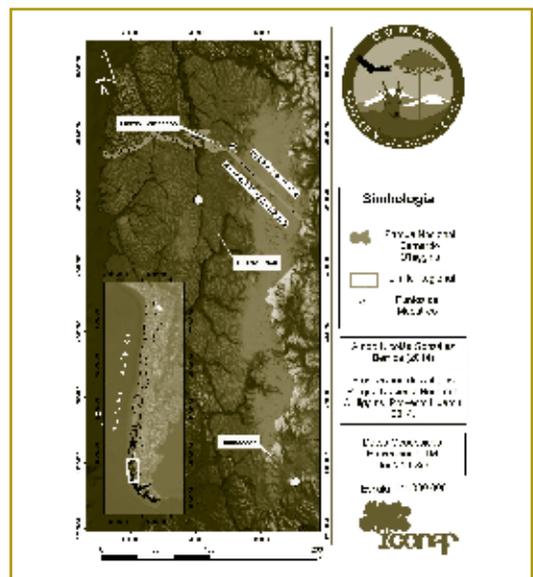


Figura 1. Localidades seleccionadas para el muestreo de anfibios al interior del PNBO.

Estas localidades son administradas por la Región de Magallanes y la Antártica Chilena.

Entre octubre y noviembre del año 2014 se realizaron veintidós prospecciones de anfibios. El muestreo consistió en búsqueda de refugios, registro de encuentros visuales y evidencias auditivas, determinando una abundancia total de 1922 individuos (Tabla 1), distribuidos en una riqueza total de ocho especies (Figura 2), pertenecientes a la familia Bufonidae, Batrachylidae y Alsodidae. Destaca la presencia de *Batrachyla nivaldoi*, especie endémica de la Región de Aysén, que no había sido registrada anteriormente en el PNBO, y también el hallazgo de *Chaltenobatrachus grandisonae*, cuyo registro en el sector del monte Balmaceda, representa las poblaciones más australes de la especie

Posterior al registro de anfibios, las especies se clasificaron según el tipo de hábitat donde fueron observadas (Tabla 2).

Tabla 2. Diversidad de hábitats de todas las especies de anfibios registrados al interior del PNBO.

Especie / Hábitat	Arroyo	Bosque	Laguna	Matorral	Río	Turbera
<i>Alsodes coppingeri</i>	324	-	-	2	16	38
<i>Alsodes kawashkari</i>	1	-	-	-	-	-
<i>Batrachyla antartandica</i>	13	82	15	22	-	-
<i>Batrachyla nivaldoi</i>	1	5	27	51	-	-
<i>Eupsophus calcaratus</i>	2	-	-	-	-	-
<i>Nannophryne variegata</i>	16	1	-	292	-	938
<i>Chaltenobatrachus grandisonae</i>	6	8	-	57	-	1
<i>Hylorina sylvatica</i>	-	1	-	-	-	-
TOTAL	363	97	42	424	16	977

Tabla 1. Listado de especies registradas en PNBO, incluye categoría de los estados de conservación (RCE 2014).

NOMBRE CIENTÍFICO	ÁREA DE DISTRIBUCIÓN	ESTADO DE CONSERVACIÓN	ENDÉMICO DE CHILE	ABUNDANCIA
<i>Alsodes coppingeri</i>	Desde Puente Traihuanca (Región de Aysén) hasta Puerto Edén (Región de Magallanes)	NT	NO	342
<i>Alsodes kawashkari</i>	Puerto Edén y seno Huemules (Región de Magallanes)	DD	SI	1
<i>Batrachyla antartandica</i>	Desde Mehuín (Región de Los Ríos) hasta isla Virtudes (Región de Magallanes)	LC	NO	170
<i>Batrachyla nivaldoi</i>	Desde isla Alao (Región de Los Lagos) hasta laguna San Rafael (Región de Aysén)	NT	SI	85
<i>Eupsophus calcaratus</i>	Tres Chiflones (Región de Los Ríos) hasta isla Wellington (Región de Magallanes)	LC	NO	4
<i>Nannophryne variegata</i>	Desde laguna del Laja (Región del Bío-bío) hasta la península de Brunswick (Región de Magallanes)	LC	NO	1247
<i>Chaltenobatrachus grandisonae</i>	Laguna Caiquenes (Región de Aysén) hasta Puerto Edén (Región de Magallanes)	DD	NO	72
<i>Hylorina sylvatica</i>	Desde Mehuín (Región de Los Ríos) hasta isla Wellington (Región de Magallanes)	LC	NO	1

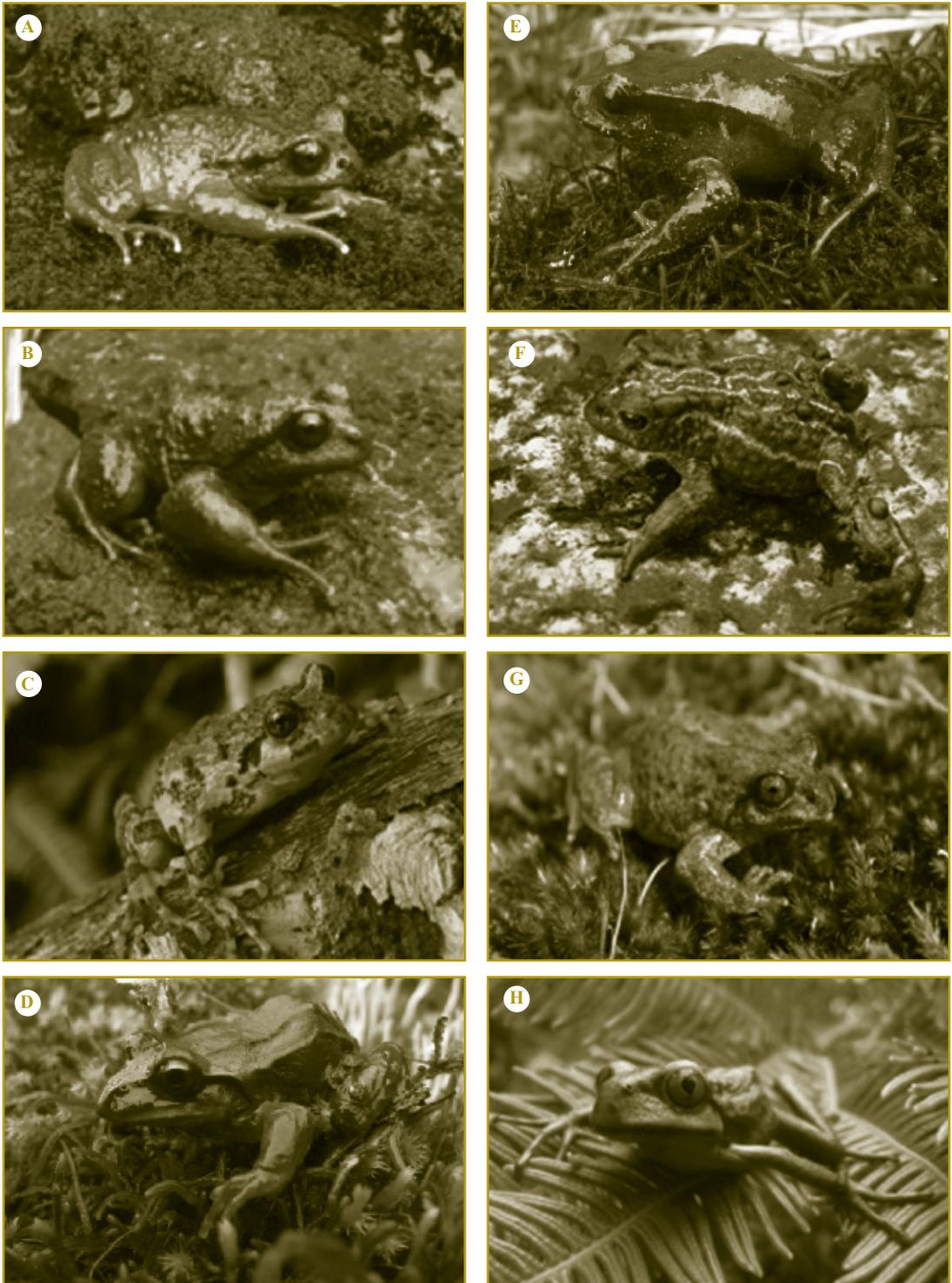


Figura 2. Composición de especies del PNBO: a) *Alsodes coppingeri*; b) *Alsodes kaweshkari*; c) *Batrachyla antartandica*; d) *Batrachyla nibaldoi*; e) *Eupsophus calcaratus*; f) *Nannophryne variegata*; g) *Chaltenobatrachus grandisonae*; i) *Hylorina sylvatica*.

La diversidad de hábitats contribuye, generalmente, a contener mayor riqueza de especies. En el caso de los anfibios están intrínsecamente asociados a tipos de ambientes tales como bosques, matorrales o turberas, en cambio otras requieren ecosistemas ribereños, arroyos montañosos, lagos o lagunas someras. En relación con la distribución geográfica de los anfibios, *Batrachyla nivaldoi* se encontraba restringida desde bahía Murta hasta Villa O'Higgins y laguna San Rafael. Sin embargo, el presente estudio señala la presencia de poblaciones estables en fiordo Témpanos, constituyendo un aumento de 240 km su rango de distribución hacia superficies más australes (Figura 3).

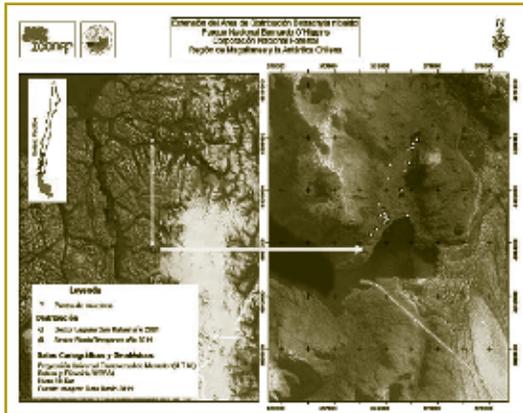


Figura 3. Aumento del área de distribución de *B. nivaldoi*.

Otro hallazgo importante ha sido el registro de *Chaltenobatrachus grandisonae* en el sector de monte Balmaceda, límite sur del PNBO, cuyo registro fotográfico fue facilitado por el guardaparque de CONAF Manuel Barrientos Gallegos y corroborada en terreno por el especialista encargado, determinando así la extensión de su área de distribución hacia territorios más australes, aumentando 248 km en línea recta (Figura 4). Esta especie estaba descrita desde laguna Caiquenes (Región de Aysén) hasta isla Wellington (Región de Magallanes y la Antártica Chilena).

Las condiciones de aislamiento geográfico del PNBO, han permitido proteger numerosas

especies con problemas de conservación en estos ambientes prístinos, con escasa influencia antrópica, cuya variable sería una de las principales amenazas que podría alterar la calidad de los ecosistemas que alberga.

En conclusión, esta investigación representa la primera publicación que determina la clasificación de anfibios en el parque. Es fundamental continuar prospectando áreas con similares características de hábitats o de importante valor ecológico, como la Reserva Nacional Alcalufes e islas oceánicas del PNBO.

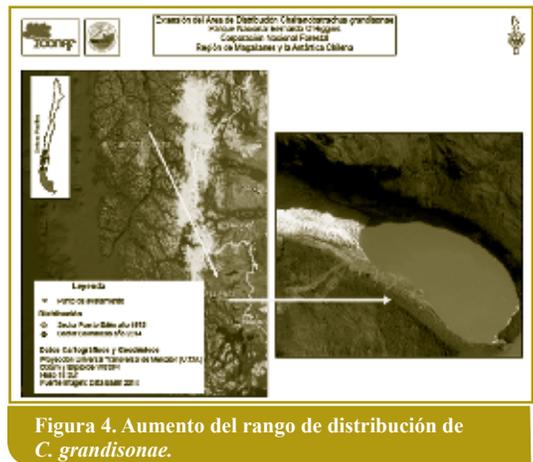


Figura 4. Aumento del rango de distribución de *C. grandisonae*.

Literatura citada

- ASENCIO, J. *et al.* 2009. Registro de anfibios en el bosque norpatagónico costero del canal Messier, Chile. Anales Instituto Patagonia v.37 n.1 Punta Arenas, Chile. 37(1):113-116.
- CERDA, J. & CHÁVEZ, F. 2012. Guía para evaluación de línea base componente fauna silvestre D-PR-GA-009. 50 pp.
- LOBOS G, VIDAL M, CORREA C, *et al.* 2013. Anfibios de Chile, un desafío para la conservación. Ministerio del Medio Ambiente, Fundación Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias de la Universidad de Chile y Red Chilena de Herpetología. Santiago. 104 pp.
- RABANAL & NÚÑEZ. 2008. Anfibios de los bosques templados de Chile. Primera edición. Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. 206 pp.

Novedades florísticas en la Reserva Nacional Roblería del Cobre de Loncha: capachito de Philippi (*Calceolaria philippii*) y anémoma rosada (*Anemone rigida*)

M. Teresa Eyzaguirre-Philippi
Fundación R.A. Philippi de Estudios Naturales.
mteyzaguirre@fundacionphilippi.cl

La Reserva Nacional Roblería del Cobre de Loncha se encuentra en la cordillera de la Costa de la Región Metropolitana, en la comuna de Alhué. Forma parte del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) y es administrada por CONAF Región de O'Higgins. Creada en julio de 1996, tiene una superficie de 5870 hectáreas. Comprende el cordón de cerros que cierra por el sureste la cuenca del estero Carén, donde se ubica el tranque de relaves de la mina de cobre El Teniente de Codelco. Está inserta en el bioma mediterráneo, poseedor de la mayor biodiversidad vegetal en el país; sin embargo, ahí es donde el paisaje natural ha sido más alterado por la presencia humana. Esta situación otorga mayor valor a las escasas áreas protegidas de la zona central. La vegetación del lugar (Gajardo, 1994) se inscribe en la subregión del bosque esclerófilo, con diferentes componentes según la orientación de la ladera. En los sectores altos es reemplazado por el bosque caducifolio de Santiago, cuya especie dominante es *Lophozonia macrocarpa* (A. DC.) Heenan & Smissen *comb.nov.* (roble de Santiago) acompañado de especies en categoría de conservación como *Beilschmiedia berteroaana* (Gay) Kosterm y *Citronella mucronata* (Ruiz & Pav.) D. Don.

Mi interés por conocer los diversos paisajes y especies vegetales de nuestro país, me llevó a visitar la reserva en el otoño de 2007. Volví en varias otras oportunidades, entusiasmada por la riqueza de biodiversidad, a pesar de que el acceso

es para desmoralizar a cualquiera. La cuesta de Doñihue tiene unos 12 km de camino angosto, con múltiples curvas cerradas y profundas zanjas provocadas por la erosión, con lo cual llegar a la cumbre demora más de una hora. Sin embargo, una visita en primavera con muchas especies en flor, hace olvidar cualquier dificultad. Entre ellas, me llamó la atención una calceolaria que crecía junto a *Calceolaria corymbosa*, diferente de esta por la forma semicircular del labio inferior de la corola y el borde crenado de esta curvado hacia arriba con el diente central notoriamente sobresaliente. Después de consultar bibliografía e investigar en herbarios, resultó ser una especie nueva para la flora de Chile. La dediqué a mi tatarabuelo, el sabio Rodolfo Amando Philippi, en homenaje a su invaluable aporte al conocimiento de nuestra biodiversidad. Junto a ella, encontré una importante población de *Anemone rigida*, la que hasta ahora solo había sido colectada en la precordillera de Los Andes de las regiones de O'Higgins y Maule. Estas novedades agregan mayor valor a la reserva.

Calceolaria philippii Eyz. sp. nov

Descripción

Planta perenne de 34 a 68 cm de alto. Hojas basales en roseta, aovadas y lanceoladas de 6 a 9,5 cm de largo por 2,5 a 4,5 cm de ancho, con peciolo muy corto o casi sésiles y de forma muy constante entre los diferentes individuos. Margen levemente crenado, o casi entero y ápice

truncado; ásperas, con ambas caras cubiertas de pelos rectos, finos y otros más anchos de color blanco; envés más claro que la haz; tallo de color oscuro hacia la mitad inferior con el mismo tipo de pelos, con uno o dos nudos provistos de hojas pequeñas, lanceoladas y con dos lóbulos en la base (Fig. 1 A).



Figura 1. A) Hábito, B) flores de *Calceolaria philippii* (Fotografías de M. Teresa Eyzaguirre)

Inflorescencia, una cima con 7-12 flores (Fig. 1 B). Cáliz piloso, corola amarillo oro, labio superior más corto que el cáliz, con ápice agudo; labio inferior cinco veces más largo que el superior, de 20×16×10 mm, angostándose hacia la base y con el ápice truncado, muy inflado, abierto, con puntos purpúreos por arriba y estrías en el interior; colgante, curvándose hacia arriba, de forma semicircular visto de lado, con cinco almenas en la parte media superior, la central más larga que las demás. Androceo con estambres un poco mayores que el labio superior, las anteras del mismo largo y perpendiculares a estos, polen blanquecino. Fruto desconocido.

Distribución y ecología

La especie, hasta ahora, es endémica de la Región Metropolitana donde crece cerca de su límite sur. Vive entre la hojarasca de un bosque de *Lophozonia macrocarpa* (A. DC.) Heenan & Smitsen *comb. nov.* (roble de Santiago) en condiciones de semi sombra. Como acompañantes se encuentran: *Calceolaria corymbosa* ssp. *corymbosa* Ruiz & Pav., *Anemone rigida* Gay, *Olsynium scirpoideum* (Poepp.) Goldblatt, *Tropaeolum tricolor* Sweet, *Adiantum gertrudis* Espinosa, *Alstroemeria revoluta* Ruiz & Pav., *Retanilla ephedra* (Vent.) Brongn., *Ribes punctatum* Ruiz & Pav., *Vicia nigricans* Hook. & Arn. Es una población de muchos individuos, pero ocupa un área restringida en una ladera de exposición sur. Florece en noviembre.



Figura 2. Flor de *Calceolaria corymbosa* ssp. *corymbosa* y *Calceolaria philippii*. (Fotografías de M. Teresa Eyzaguirre)

Anemone rigida Gay

Descripción

Hierba perenne de hasta 40 cm de alto cuya parte aérea desaparece en invierno, provista de un rizoma grueso y leñoso (Fig. 3 C) con la base de las hojas antiguas adheridas. Pecíolos largos de hasta 18 cm, estriados, blanquecinos, pubescentes y con la base envainadora. Hojas con la lámina suborbicular o reniforme de 5-13×7-16,5 cm, tripartida, con segmentos obovados, bilobulados y de margen dentado. Escapos muy largos con cimas de varias flores (Fig. 3 A). Involucro trífido con segmentos sésiles 2 a 3 partidos. Perigonio petaloide, con 5 a 8 tépalos de color rosado intenso (Fig. 3 B). Estambres 30 a 50, con los filamentos más anchos en la base. Carpelos 40 a 70 cilíndricos, asimétricos con un estilo grueso, curvo y papiloso. Aquenios glabros, semiovoides. Habitualmente citada como subarbusto, (planta semejante a un arbusto, generalmente pequeña y solo lignificada en la base, Font Quer, 1993), entre otros por Ruiz (2001), probablemente debido a que, en las muestras de herbario, sus rizomas leñosos podrían confundirse con tallos aéreos.

Distribución y ecología

Especie endémica de Chile. Tiene un hábitat restringido al sotobosque bajo *Lophozonia macrocarpa* entre los 1000 y 1500 msnm. Descrita por Claudio Gay en 1845, en los prados de las cordilleras de Talcahue (Colchagua) y coleccionada hasta ahora, desde la región de O'Higgins a la del Maule (provincia de Curicó) solo en la precordillera de Los Andes. Este registro amplía su distribución hacia oeste en la cordillera de la Costa.



Figura 3. A). Hábito de *Anemone rigida*, B). flor, C). hojas y rizoma.

Literatura citada

EHRHART, C. (2000). Die Gattung *Calceolaria* (Scrophulariaceae) in Chile. Bibliotheca Botanica Heft 153. Stuttgart. 283 pp.

GAJARDO, R. (1994). La vegetación natural de Chile. Editorial Universitaria. Santiago de Chile. 165 pp.

GAY (1845) Hist. Chile, Bot. 1: 25.

RUIZ, E. (2001). *Ranunculaceae*. En: C. Marticorena & R. Rodríguez (eds.), Flora de Chile 2(1): 40-47.

Nuevos registros de chinchilla (*Chinchilla chinchilla*) para el Parque Nacional Llullaillaco, Región de Antofagasta.

Juan D. Riquelme^{1*}, Jorge Vega², Camilo Contreras² & Nelson Amado¹

¹Departamento de Áreas Silvestres Protegidas, CONAF Región de Antofagasta.

²Guardaparques Parque Nacional Llullaillaco, CONAF Región de Antofagasta.

*j.riquelme.delafuente@gmail.com

Resumen

Chinchilla chinchilla, es un roedor histricomorfo perteneciente a la familia *Chinchillidae*, el cual se distribuye en el altiplano de Argentina, Bolivia y Chile. En cuanto a su estado de conservación, su población global ha decrecido en un 90 %, considerándose en Peligro Crítico por la UICN y el Reglamento de Clasificación de Especies, para el caso chileno. En Chile, presenta un rango de distribución restringido, con antecedentes históricos en la Región de Antofagasta y registros actuales en la Región de Atacama. A partir de búsqueda activa de signos y la instalación de equipo de fototrampeo, se adicionan dos sitios con presencia de *C. chinchilla* en el área del Parque Nacional Llullaillaco, lo cual resulta relevante por las necesidades de investigación que presenta la especie para su conservación.

La chinchilla andina o de cola corta (*Chinchilla chinchilla* Watherhouse 1848), es un roedor histricomorfo perteneciente a la familia *Chinchillidae*, taxón endémico de Sudamérica, el cual se encuentra distribuido en el altiplano de Argentina, Bolivia y Chile (Spotorno *et al.*, 2004). *C. chinchilla* está presente en Chile desde la Región de Arica y Parinacota hasta Atacama (Spotorno *et al.*, 2004; Valladares *et al.*, 2012); a altitudes comprendidas entre los 3500 y 5000 msnm (Muñoz-Pedrerros & Gil, 2009). Habita ambientes rocosos y estepas de altura dominados por vegetación rala, semiarbusciva y xerófita. A su vez, esta especie presenta adaptaciones fisiológicas para su establecimiento en ambiente con bajas temperaturas (-20 °C), contando con un pelaje denso y una tasa metabólica reducida (Mann, 1978; Iriarte, 2008; Muñoz-Pedrerros & Gil, 2009). Su comportamiento se caracteriza por presentar hábitos nocturnos, así como el establecimiento de colonias como sistema social

(Mann, 1978; Iriarte, 2008; Muñoz-Pedrerros & Gil, 2009).

En cuanto a su estado de conservación, su población global ha decrecido en un 90 % durante las últimas tres generaciones a causa de la caza ilegal en Argentina, Bolivia, Chile y Perú; encontrándose extinta en este último país (D'elia *et al.*, 2008). En este sentido, esta especie se consideraba casi extinta en el norte de Chile durante 1912, debido a la intensa caza para obtener su piel; por lo que a partir desde 1929 se encuentra protegida por Ley de Caza (Iriarte & Jaksic, 1986; Jiménez, 1996). Actualmente, *C. chinchilla* está catalogada como en Peligro Crítico en las regiones de Antofagasta y Atacama, y Extinta en estado silvestre en las Regiones de Arica Parinacota y Tarapacá (Muñoz-Pedrerros & Gil, 2009; Reglamento de Clasificación de Especies, 2013), por lo que está incluida en el Apéndice I de la Convención para el Comercio de Especies Amenazadas de Flora y Fauna (CITES).

La presente contribución comunica nuevos hallazgos de *C. chinchilla* en el Parque Nacional Llullaillaco.

El Parque Nacional Llullaillaco (268.670 ha) se encuentra en la zona andina de la Región de Antofagasta; por lo que presenta altitudes que fluctúan entre los 3300 y los 6739 msnm y oscilaciones térmicas de 30 °C. La unidad protege las formaciones vegetacionales de desierto montano de la cordillera de Domeyko y estepa desértica de los salares altoandinos (respectivamente, un 19,93 % y 80,07 % de la superficie total de la unidad), destacando la presencia de vegetación azonal de vegas, además de extensas planicies estepáricas, y salares altoandinos (Documento de Trabajo n. 301, CONAF 1999).

Mediante búsqueda activa de signos (e.g., fecas y detección de madrigueras) se identificaron sitios con presencia activa de *C. chinchilla*, a partir del mes de abril del año 2014, en los sectores de quebrada Culpeo y pampa Llullaillaco. Estos sitios se caracterizan por presentar afloramientos rocosos como rasgo de hábitat, así como vegetación xerófila compuesta por gramíneas de los géneros *Festuca* y *Distichia*, y arbustos de tolas representadas por los géneros *Senecio* y *Parastrephia*, elementos constituyentes de la dieta de este roedor de alta montaña (Mann, 1978; Muñoz-Pedrerros & Gil, 2009). En una segunda instancia, durante el mes de febrero del año 2015, se instalaron cámaras trampa (modelo Moultrie 1100i) en los sitios prospectados durante el primer periodo de este monitoreo.

Existían antecedentes previos sobre la presencia de *C. chinchilla* en el PN Llullaillaco, en los sectores de Barrancas Blancas (24° 54' 57" S, 68° 59' 38" O), y cerro el Inca (24° 36' 11" S, 68° 30' 9" O) (Kodak-CONAF, 1997; Flora & Fauna, 2013). A estos sitios se adicionan dos sectores más: quebrada Culpeo (24° 37' 51" S, 68°34' 55" O), con registros efectuados a partir del mes de abril del año 2014 a la fecha; y pampa Llullaillaco (24° 41' 21,21" S, 68° 37' 59,87" O), con capturas de fototrampeo a partir del mes de febrero del presente año (Figuras 1 y 2).



Figura 1. Madriguera activa de *C. chinchilla*, y registro de fototrampeo en quebrada Culpeo (abril 2014-febrero 2015).

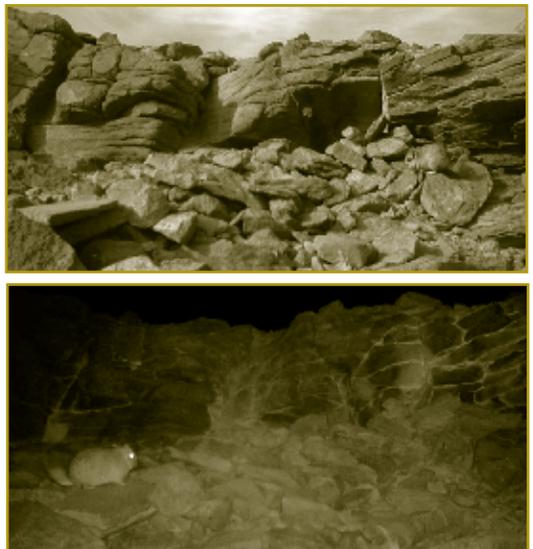


Figura 2. Registro de fototrampeo de *C. chinchilla* en pampa Llullaillaco (periodo febrero-abril 2015).

Dado que en el país se requiere de investigación urgente que releve aspectos bioecológicos de la especie (Muñoz-Pedrerros & Gil, 2009), estos registros revisten de importancia para el conocimiento del estado de las poblaciones de *C. chinchilla* presentes en la puna de Antofagasta. Es así que, a partir del año 2014, la CONAF inició el desarrollo de monitoreos de fauna emblemática existente en el Parque Nacional Llullaillaco; proponiendo el desarrollo de la investigación, como otra de las acciones específicas de conservación.

Agradecimientos

Esta iniciativa cuenta con el apoyo financiero de la Compañía Minera Escondida Ltda., mediante el establecimiento de un convenio marco de colaboración para la investigación de la biodiversidad representativa del parque nacional, la que se encuentra actualmente en desarrollo.

Literatura citada

CONAF (1999) Documento de Trabajo n.º 301. Plan de manejo del Parque Nacional Llullaillaco. Ministerio de Agricultura, Corporación Nacional Forestal, Región de Antofagasta. 126 pp.

D'ELÍA G & R OJEDA (2008) *Chinchilla chinchilla*. En: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. International Union for Conservation of Nature and Resource. URL: <http://www.iucnredlist.org/details/4651/0> (consultado el 4 de marzo de 2014).

FLORA & FAUNA (2013) Informe final proyecto Fauna del Parque Nacional Llullaillaco, Región de Antofagasta. 209 pp.

IRIARTE JA (2008) Mamíferos de Chile. Lynx Ediciones. 420 pp.

IRIARTE JA & FM JASIC (1986) The fur trade in Chile an overview of seventy-five years of export data (1910-1984). *Biological Conservation* 38: 43-53.

JIMÉNEZ JE (1996) The extirpation and current status of wild chinchillas *Chinchilla laniger* and *C. brevicaudata*. *Biological Conservation* 77: 1-6.

KODAK-CONAF (1997) Poblaciones relictas de chinchilla andina (*Chinchilla brevicaudata*) y chinchilla costina (*Chinchilla lanigera*) en la Región de Antofagasta. Documento técnico sin publicar. 46 pp.

MUÑOZ-PEDRERROS & C GIL (2009) Orden *Rodentia*. En mamíferos de Chile (Eds. Muñoz-Pedrerros & Yáñez). Pp. 93-157.

MANN G (1978) Los pequeños mamíferos de Chile. Marsupiales, quirópteros, edentados y roedores. *Gayana* 40: 1-342.

SPOTORNO AE, VALLADARES P, MARIN JC, PALMA E, & ZULETA C (2004) Molecular divergence and phylogenetic relationship among chinchillid species (Rodentia: Chinchillidae). *Journal of Mammalogy* 85: 384 - 388.

VALLADARES P, M ESPINOSA, M TORRES, E DIAZ, N ZELLER, J DE LA RIVA, M GRIMBERG & A SPOTORNO (2012) Nuevo registro de *Chinchilla chinchilla* (*Rodentia, Chinchillidae*) para la Región de Atacama, Chile. Implicancias para su estado de conservación. *Mastozoología Neotropical*, 19:173-178.

Registro de *Abrothrix jelskii* en humedal de Parinacota, PN Lauca, Región de Arica y Parinacota

Tania Hornauer,¹ Nicole Van Rees¹ y Juan José Sáez¹.

¹Sustentable S.A

Con fecha 18 de enero de 2015 dentro de una visita al poblado de Parinacota, se logró identificar y fotografiar a individuos de la especie ketocui (*Abrothrix jelskii*). Los individuos fueron observados a plena luz del día habitando un roquerío colindante al bofedal de Parinacota. Dentro del mismo sector se observaron varios individuos de la especie vizcacha peruana (*Lagidium peruanum*).

Abrothrix jelskii se distribuye en el altiplano de Perú, Bolivia y Argentina, siendo recientemente descubierto en Chile, habiendo sido observado anteriormente por guardaparques en la PN Lauca. Este nuevo registro confirma la presencia de esta especie dentro del parque, extendiendo su distribución hacia el este, sugiriendo una amplia ocupación de este roedor dentro del parque.



Perdicita cordillerana (*Attagis gayi*) y dormilona fraile (*Muscisaxicola flavinucha*) en la Reserva Nacional Cerro Castillo.

Fernando Medrano¹ y Montserrat Vanerio²

¹Laboratorio de Ecología y Vida Silvestre. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad de Chile

²Escuela de Biología Marina. Facultad de Ciencias del Mar y Recursos Naturales. Universidad de Valparaíso

El conocimiento de la riqueza de las especies dentro de las áreas silvestres protegidas del Estado es un componente clave en la planificación para la protección de su biodiversidad. El 24 de enero de 2015, en una laguna de la Reserva Nacional Cerro Castillo se identificaron dos especies de aves no incluidas en el plan de manejo (CONAF, 2009): perdicita cordillerana (*Attagis gayi*) y dormilona fraile (*Muscisaxicola flavinucha*), las cuales pese a ser especies potenciales para este tipo de ecosistemas (Jaramillo, 2005), no habían sido registradas para el lugar (CONAF, 2009; eBird, 2014). Junto a estas especies, también se registró la presencia de dormilona tontita (*Muscisaxicola maclovianus*), pájaro plomo (*Phrygilus unicolor*), churrete acanelado (*Cinclodes fuscus*) y cóndor (*Vultur gryphus*).



Avistamiento de patos cortacorrientes (*Merganetta armata armata*) en el río Chanleufu, sector Aguas Calientes, Parque Nacional Puyehue, Región de Los Lagos, Chile.

Carlos Hernández^{1*} y Nicolás Pacheco¹

Guardaparques Parque Nacional Puyehue, CONAF, Región de Los Lagos

*carlos.hernandez@conaf.cl

En diciembre del 2014 y enero de 2015 se observó a tres parejas de pato cortacorrientes (*Merganetta a. armata*) con crías (dos parejas con tres polluelos y una con cuatro) en el río Chanleufu, sector Aguas Calientes, Parque Nacional Puyehue, (UTM; 727245,65 E – 5487002,75 S).

Aunque la especie está descrita para la fauna vertebrada del Parque Nacional Puyehue, se debe considerar que dada la presencia del visón (*Mustela visón*), aproximadamente desde septiembre de 1991 en los ríos del parque y las cenizas volcánicas del cordón El Caulle desde el año 2011, la observación de esta especie con sus crías era cada vez más escasa. Tanto así que el autor de este registro, hace más de veinticinco años que no observaba una población de patos corrientes con tal presencia de crías, especialmente en el río Chanleufu, en un tramo no superior a 600 metros.



Avistamiento de chorlo dorado (*Pluvialis dominica*) en Parque Nacional Laguna San Rafael, Región de Aysén

Francisco Cárdenas¹ y Marcelo Donke¹

Guardaparques Parque Nacional Laguna San Rafael, CONAF, Región de Aysén

Realizando el censo de la temporada 2015 de aves acuáticas, se encontró un ejemplar de esta especie migratoria en el sector del río Tranquilo, dentro de la laguna San Rafael. Según la distribución conocida, se puede avistar en el norte de Chile y, ocasionalmente, en Tierra del Fuego, por lo que este registro amplía su rango de distribución conocida. Se encuentra categorizada según la IUCN como Menor Riesgo.





Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado

Registros Relevantes

Conservación, gestión y manejo de Áreas Silvestres Protegidas

Abrothrix jelskii



Attagis gayi



Muscisaxicola flavinucha



Merganetta armata armata



Pluvialis dominica



BIODIVERSIDATA

Imagen de portada

Recuperación de la flora nativa en Isla Choros, Reserva Nacional Pingüino de Humboldt, luego de la erradicación del conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*) en el año 2014.

Ver artículo: **Restauración ecológica en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE): un camino recorrido y desafíos para contribuir a la conservación de la diversidad biológica del país.**

Víctor Lagos, Enrique Tucki, Michael Arcos, Paula Martínez, Ricardo Quilaqueo, Javiera Meza y Carlos Nassar.

