

Mastozoología neotropical

versión impresa ISSN 0327-9383 versión On-line ISSN 1666-0536

Mastozool. neotrop. vol.23 no.1 Mendoza jun. 2016

ARTÍCULO

Parámetros poblacionales de *Oligoryzomys longicaudatus* en Cholila (Chubut, Argentina)

Francisco J. Polop, Jaime Polop y M. Cecilia Provensal

Departamento de Ciencias Naturales, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto, Agencia Postal N° 3, 5800 Río Cuarto, Córdoba, Argentina. [Correspondencia: M.Cecilia Provensal <cprovensal@exa.unrc.edu.ar>]

RESUMEN.

El objetivo de este estudio fue describir y cuantificar parámetros poblacionales de *Oligoryzomys longicaudatus* en Cholila (Chubut, Argentina). Para el muestreo se utilizaron líneas de remoción ubicadas estacionalmente durante cinco años en hábitats de bosques y arbustales. Además se usaron tres grillas de captura, marcado y recaptura en hábitats de arbustal, de manera bimensual durante tres años. Se estimó abundancia para cada hábitat y estación. Los animales fueron clasificados reproductivamente como activos o inactivos, realizándose conteo de embriones en hembras capturadas muertas y se estableció prevalencia de preñez en ambos hábitats. La edad de los individuos se estimó en base a la masa corporal. Se estableció tasa de sobrevida y condición de animales residentes o transeúntes para los individuos capturados en grillas. *O. longicaudatus* presentó fluctuaciones estacionales y diferencias interanuales entre hábitats en los valores de abundancia, siendo máximas en otoño-invierno en el arbustal y en verano-otoño en el bosque. Los adultos estuvieron más representados en todo el periodo de estudio, seguido por subadultos y bajos porcentajes de juveniles. La actividad reproductiva presentó diferencias estacionales e interanuales y entre hábitats. El número de transeúntes fue superior al de residentes, especialmente para machos. La sobrevida fue mayor en otoños e inviernos. Las diferencias de los valores de abundancia entre los años podrían ser explicadas por los parámetros reproductivos y la estructura de la población.



ABSTRACT.

Population parameters of Oligoryzomys longicaudatus in Cholila (Chubut, Argentina).







The objective of this study was to describe and quantify population parameters of *O. longicaudatus* in Cholila (Chubut, Argentina). Individuals were sampled seasonally over 5 years by removal trapping in forest and shrubland habitats, and bimonthly over 3 years with capture-mark-recapture trapping in 3 grids located in shrubland habitats. Abundance was estimated for each habitat and season. Animals were classified as reproductively active or inactive, the number of embryos in females captured dead was tallied, and the frequency of pregnancy was recorded for both habitats. Ages of individuals were estimated from body mass. Survival rate and residency status (resident vs. transient) were determined for individuals from live-trap grids. *O. longicaudatus* showed seasonal fluctuations and inter-annual differences in abundances between habitats; abundances were greatest in autumn-winter in shrubland and in summer-autumn in forest. Adults dominated the population throughout the study period, followed by sub-adults and juveniles in low percentages. Reproductive activity exhibited seasonal and inter-annual differences as well as differences between habitats.

Servicios Personalizados

Revista

-  SciELO Analytics
-  Google Scholar H5M5 (2017)



Artículo

-  Artículo en XML
-  Referencias del artículo
-  Como citar este artículo
-  SciELO Analytics
-  Traducción automática
-  Enviar artículo por email

Indicadores

Links relacionados

Compartir

- Otros 
- Otros
-  Permalink

The number of transients was higher than residents, especially for males. Survival was higher in autumn and winter than in spring and summer. Differences in abundance among years can be explained by reproductive parameters and population structure.

Palabras clave: Abundancia; Actividad reproductiva; Ratón colilargo; Variación poblacional.

Key words: Abundance; Colilargo mouse; Population variation; Reproductive activity.

Recibido 4 junio 2015.

Aceptado 22 enero 2016.

Editor asociado: A Farías.

INTRODUCCIÓN

Oligoryzomys longicaudatus (Bennett, 1832), comúnmente conocido como ratón colilargo, es quien actúa como reservorio del virus Andes, agente etiológico del Síndrome Pulmonar por Hantavirus (SPH) en áreas mediterráneas y boscosas de Chile y Argentina. En Chile se distribuye desde la región mediterránea en el norte hasta los bosques templados y patagónicos en el sur, cubriendo un rango desde aproximadamente los 28° a 51° S (Palma et al., 2007). En Argentina se encuentra al este de la zona andina de los bosques patagónicos, desde San Juan (30° S) hasta el centro de la provincia de Chubut (44° S) y se extiende hasta el Atlántico en Río Negro y Chubut (Porcasi et al., 2005; Carbajo y Pardiñas, 2007; Palma et al., 2007). Las poblaciones de *O. longicaudatus* presentan un patrón anual cíclico en los que se observan variaciones estacionales en sus abundancias, con máximos en los meses de otoño y principios de invierno y mínimos en verano (Murúa y González, 1986; Murúa et al., 1986; Guthmann et al., 1997; Murúa, 1998; Meserve et al., 1999; Piudo et al., 2005, 2011; Polop et al., 2010; Polop, 2011), variando además por hábitat (Piudo et al., 2005; Polop et al., 2010; Polop, 2011; Andreo et al., 2012). En Argentina existe escasa información que permita integrar en un modelo explicativo los patrones de abundancia observados. Por ello, los objetivos de este estudio están orientados a explorar, en términos de descripción y cuantificación, parámetros poblacionales de *O. longicaudatus* en una región de la provincia del Chubut, Argentina. Ello, a modo de permitir una aproximación al entendimiento de factores y procesos implicados en la dinámica temporal y espacial de la abundancia de esta especie.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en la localidad de Cholila (42°31' S y 71° 27' W), ubicada al noroeste de la provincia de El Chubut y al pie de la cordillera de los Andes. La topografía del lugar presenta un relieve glaciar de montañas. El área está inmersa en una zona de transición bosque-estepa, donde el clima es templado y frío con heladas durante todo el año y un valor medio de temperatura que oscila alrededor de los 9.5 °C. Los registros de la localidad indican que la precipitación invernal varía entre los 500 y 800 mm anuales generalmente en forma de nieve. Por el contrario, el período estival se presenta con pocas lluvias y con un marcado déficit de humedad. La región se caracteriza por la presencia de bosques templados (Cabrera y Willink, 1973, 1980) con especies de los géneros *Nothofagus* (*N. dombeyi*, *N. antartica*, *N. pumilio*), *Dacrydium*, *Pilgerodendron*, *Austrocedrus* (*A. chilensis*). Otros árboles de gran importancia en estos bosques cor dilleranos son *Lomatia hirsuta*, *Maytenus boaria* y *Schinus patagonicus*. Las especies más representativas del sotobosque son el *Berberis buxifolis* (calafate), *B. serratodentata* (muérdago), *Aristolelia chilensis* (maqui), *Chusquea culeou* (caña colihue), *Ribes cucullatum* (parrillita), *Acaena ovalifolia* (cadillo), *Vicia nigricans* (arvejilla), *Fragaria chiloensis* (frutilla silvestre) y otras (Dimitri, 1977). El arbusto exótico de gran porte que ha colonizado grandes sectores del lugar es la *Rosa* spp. (rosa mosqueta).

Los muestreos de roedores se realizaron a través de remoción y por captura, marcado y recaptura (CMR). En el sistema de remoción, las trampas se ubicaron en líneas en hábitats de bosques y arbustales, estacionalmente desde la primavera del 2003 hasta el otoño 2008. Las estaciones fueron definidas en función al año calendario (primavera: octubre-noviembre-diciembre; verano: enero-febrero-marzo; otoño: abril-mayo-junio; invierno: julio-agosto-septiembre). Las estaciones primavera y verano fueron consideradas como período reproductivo y las de otoño e invierno, como no reproductivo. Cada una de las líneas fue georreferenciada al sistema de coordenadas de latitud y longitud mediante un Geo Posicionador Satelital (GPS: Garmin Etrex Legend). Se dispusieron 24 líneas de 20 trampas en bosque y 15 líneas de 40 trampas en arbustales, en cada estación y año. En el arbustal, se mantuvo el número de estaciones de

trampeo (20), pero se duplicó el número de trampas en cada estación (Polop et al., 2010). Cada línea presentó una longitud de 100 m con una disposición alternada de trampas de captura muerta (tipo guillotina grande: 18 x 7 x 1 cm; y chica: 10 x 5 x 1 cm) y captura viva (tipo Sherman de 23 x 8 x 9.5 cm), las cuales se ubicaron a una distancia de 5 m entre ellas. Las líneas de remoción funcionaron durante 3 noches consecutivas, siendo el esfuerzo de captura para todo el estudio de 25 680 trampas-noche para el arbustal y 20 280 trampas noche para el bosque. Las trampas fueron cebadas con una mezcla de grasa vacuna, maíz molido y azúcar.

Los animales procedentes de las líneas fueron clasificados reproductivamente como activos o inactivos. En el caso de los machos, se definió como individuo "activo" si presentaba los testículos en posición escrotal e "inactivo" cuando los testículos se encontraban abdominales. Las hembras se clasificaron como "activas" reproductivamente cuando presentaban la vagina abierta, se encontraban preñadas y/o con signos de amamantamiento (pezones engrosados y aureolas desprovistas de pelaje); e "inactivas" cuando la vagina estaba cerrada o no mostraba signos de preñez o amamantamiento. Para las hembras procedentes de capturas vivas que resultaron muertas en la trampa o por manipulación, se realizó una verificación directa por disección abdominal y posterior conteo de embriones por cuerno uterino.

La edad de los individuos de cada sexo de *O. longicaudatus* se estimó considerando la masa corporal de los ejemplares: menos de 14 g para juveniles, subadultos de 14 a 19.9 g y adultos aquellos individuos con valores mayores a 19.9 g (Meserve et al., 1999). Se excluyeron las hembras que presentaban signos de preñez.

Los animales capturados vivos fueron anestesiados con metoxifluorano y eutanasiados por sobredosis de anestesia previa a realizarle la necropsia. Los animales fueron determinados a campo, etiquetados (número de orden, especie, sexo y fecha) y conservados en recipientes con formol al 10%. Pasados los 60 días aproximadamente, estos recipientes fueron trasladados al Laboratorio de Investigaciones en Evolución y Biodiversidad (LIEB) de la Facultad de Ciencias Naturales Sede Esquel, de la Universidad Nacional de la Patagonia "San Juan Bosco", para confirmar las determinaciones realizadas a campo y posteriormente depositarlos en la colección mastozoológica de dicha universidad. Otros ejemplares fueron enviados a la colección mastozoológica del CENPAT (Centro Nacional Patagónico), Puerto Madryn.

La captura y manipulación de roedores se realizó siguiendo las normas de la Sociedad Americana de Mastozoólogos para el uso de mamíferos silvestres en la investigación (Sikes et al., 2011) y del Centro para el Control y Prevención de Enfermedades (CDC) (Mills et al., 1995).

Para estimar la abundancia, desde los datos del muestreo por remoción, se calculó el Índice de Abundancia Relativa (IDR) por hábitat, estación y año. Este índice se define como el número de individuos contabilizados mediante la aplicación de un esfuerzo de captura:

$$\text{IDR} = \text{n}^\circ \text{ animales capturados} / (\text{n}^\circ \text{ de trampas} \times \text{n}^\circ \text{ de noches}) \times 100$$

Este índice permite estudiar las tendencias poblacionales en el tiempo y comparar las abundancias entre los distintos componentes de un paisaje. Su aplicación radicó en su simplicidad y en que al aplicarse un mismo esfuerzo en diferentes circunstancias reflejan las diferencias en la abundancia de la población (Tellería, 1986; Droege y Sauer, 1990). Para comparar los valores de abundancias entre los hábitats y las estaciones del año, se utilizó un ANOVA de medidas repetidas. Cada sesión de trampeo fue el factor de medida repetida (primavera2003, verano2004, otoño2004, invierno2004, primavera2004, verano2005, otoño2005, invierno2005, primavera2005, verano2006, otoño2006, invierno2006, primavera2006). Debido a que el estadístico *F* para cada factor (y sus interacciones) está exagerado en el ANOVA de medidas repetidas, cuando no se cumplen los supuestos (Von Ende, 2001), la probabilidad corregida de Geenhouse-Geisser fue utilizada cuando las interacciones fueron estadísticamente significativas. En todos los casos, el supuesto de normalidad fue testeado por el test de Kolmogorov-Smirnov, y la homogeneidad de varianza por el test de Bartlett (Sokal y Rohlf, 1981).

La prevalencia de preñez se estableció como el número de hembras identificadas como preñadas, en un momento dado, sobre el número total de hembras capturadas para ese momento por 100. Se aplicó un ANOVA para comparar el número promedio de embriones por hembra para cada estación del año para los dos hábitats. En caso de resultar significativo el análisis se aplicó un test a posteriori (Tukey) para evaluar

entre cual/es par/es de estación/ es se registraron las diferencias. También se aplicó un análisis de comparación de medias para muestras independientes (t-Student) para comparar el número promedio de embriones en la misma estación entre los dos hábitats (bosque y arbustal).

El muestreo de CMR consistió de 3 grillas ubicadas en hábitats de arbustal. Para la selección de los sitios fue necesario el conocimiento previo del terreno, teniendo en cuenta aspectos como: (1) estabilidad de los sitios (sin intervención antrópica durante 3 años); (2) el aislamiento de los sitios respecto a los pobladores; (3) la distancia entre grillas (>500 metros una de otra); y (4) la accesibilidad a las mismas por medio de vehículo. Las tres grillas funcionaron simultáneamente y se dispusieron en hábitats de arbustal en el valle Villa Lago Rivadavia, de la localidad de Cholila. Las grillas fueron georreferenciadas al sistema de coordenadas de longitud y latitud. Los muestreos se realizaron de manera bimensual desde septiembre del 2005 hasta septiembre 2008. Solo en dos ocasiones (julio de 2007 y 2008), no fue posible realizar el muestreo debido a la gran cantidad de nieve presente en la zona. Cada muestreo presentó una duración de 8 noches consecutivas. Para cada una de las grillas, se dispuso un total de 100 trampas que conformaron una grilla de dimensión de 10 x 10 estaciones de trampeo. En cada estación se colocó una trampa de captura viva tipo Sherman, separando las estaciones por 10 m. Los animales que resultaron capturados fueron pesados y medidos, además se determinó el sexo y la condición reproductiva. Los animales fueron marcados utilizando un anillo de metal numerado colocado en una de las patas traseras por medio de una pinza. Luego de procesado, el animal se devolvió a su trampa para ser liberado en el mismo sitio donde fue capturado.

En las grillas los datos obtenidos fueron: a) tasa de supervivencia (S), calculada según la ecuación: $S = N_t / N_{t-1}$; donde N_t es el número de individuos recapturados en el tiempo t y N_{t-1} es el número de individuos marcados en el tiempo anterior (t- 1); y b) condición de residente o transeúnte de los animales. Para ello se tuvo en cuenta el número de capturas totales (CT) en un muestreo determinado y el número de capturas posibles (CP) en el mismo (CP máxima = 8), obteniéndose así la frecuencia de captura por individuo (FC):

$$FC = CT / CP$$

Se definió un individuo como transeúnte cuando la FC se registró hasta un valor de 25%, es decir, que el individuo se capturó hasta un máximo de dos veces durante las 8 sesiones de trampeo. En cambio, un residente fue aquel individuo que se capturó con una frecuencia mayor al 25% y hasta el 100%, es decir, una captura de 3 y hasta 8 veces dentro de un mismo muestreo, o bien cuando dicho individuo fue capturado en más de un muestreo diferente.

RESULTADOS

Oligoryzomys longicaudatus presentó fluctuaciones estacionales y diferencias interanuales y entre hábitats en los valores de abundancia obtenidos a través de las líneas de remoción. La abundancia estacional incrementó en el verano, alcanzando sus máximos valores en otoño-invierno y disminuyó hacia la primavera. Sin embargo, la duración y magnitud de cada una de estas fases fue variable para cada uno de los años y entre los hábitats (**Fig. 1**). En general entre los dos hábitats, las fases estacionales de la abundancia de *O. longicaudatus* presentaron un desplazamiento en los momentos de máximos y mínimos. Las máximas abundancias en el arbustal ocurrieron en otoño-invierno, y las menores, en primavera-verano. Por el contrario, en hábitat de bosque, las máximas abundancias se observaron en verano-otoño, y las menores en invierno-primavera. El análisis de ANOVA de medidas repetidas mostró una interacción significativa entre los hábitats y las estaciones sobre las abundancias de *O. longicaudatus* ($F = 2.12609$, $gl = 39$, $p < 0.001311$), que se mantuvo aún después de aplicar el test de esfericidad.

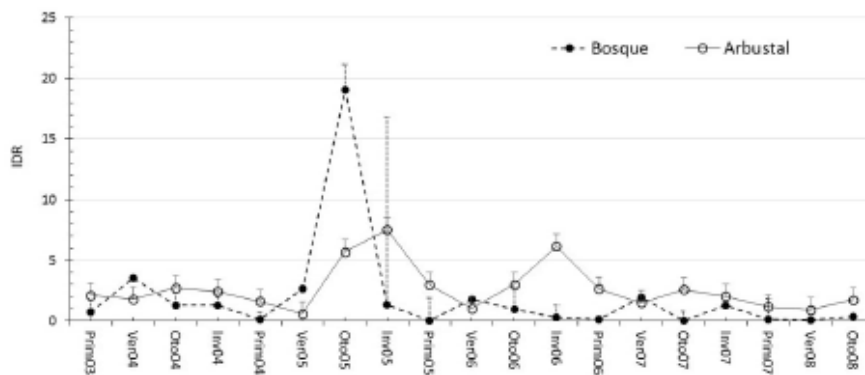


Fig. 1. Valores de abundancia relativa (IDR) de *Oligoryzomys longicaudatus* por estación y años en hábitats de bosque y arbustal, registrados con muestreo de remoción (Cholila, primavera 2003 a otoño 2008).

En general, en las líneas de remoción fueron los machos de *O. longicaudatus*, quienes se encontraron siempre en una mayor proporción (60%) con respecto a las hembras. Al analizar por hábitats, el arbustal registró un predominio de machos hasta el invierno del 2006, posteriormente las proporciones variaron sin un patrón claro. En el bosque, en cambio, inicialmente los predominios se alternaron, hasta que a partir de la primavera 2006 fueron los machos quienes se registraron siempre en mayores proporciones.

En relación a la estructura de edad considerando ambos hábitats, los adultos registraron los mayores valores de representatividad estacional en la población, con porcentajes que oscilaron entre el 50% y el 90% (Fig. 2). Los subadultos se registraron, en general, durante los veranos y otoños entre 30% a 40%. Los juveniles se capturaron con valores similares sin superar el 10% hasta la primavera 2006, momento en el cual los valores registrados fueron mayores, llegando a representar hasta un 40%.

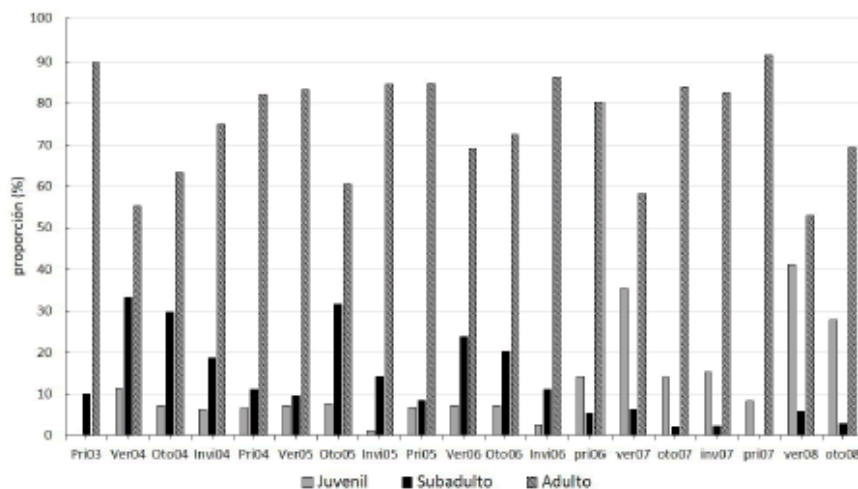


Fig. 2. Estructura de edad de la población de *Oligoryzomys longicaudatus* por estación expresada en porcentajes para cada estación y año, considerando los hábitats de bosque y arbustal juntos. Los datos corresponden a los muestreos de remoción (Cholila, primavera 2003 a otoño 2008).

La actividad reproductiva presentó diferencias estacionales e interanuales, observándose que la mayor proporción de individuos reproductivamente activos se registró en primavera y verano tanto en el arbustal como en el bosque (Fig. 3a y b, respectivamente). Los máximos registros de preñez también presentaron una marcada estacionalidad, detectándose hacia finales de verano o al inicio del otoño, con variaciones en los porcentajes entre las estaciones. Los valores de prevalencia de preñez incrementaron desde el invierno o la primavera hacia el verano con un descenso en el otoño. Tanto la actividad reproductiva y prevalencia de preñez registraron también diferencias entre bosque y arbustal, dado que en este último hábitat los registros fueron próximos al 20 o 30% para los meses invernales; mientras que en el bosque no se registró actividad reproductiva. En general, en el año 2006 el porcentaje de individuos activos reproductivamente superó el 50%, en tanto que en el 2007 fue del 5% y en el 2008 del 35%. El número promedio de embriones por hembra en el arbustal fue de 4.63 (± 1.13) calculado sobre un total de 70 hembras, evidenciándose diferencias significativas entre la primavera, verano y otoño ($F = 786.58$, $gl = 1$ y

2, $p < 0.000$). La comparación a posteriori (Tukey) registró las diferencias entre el verano y la primavera ($p < 0.041$), correspondiéndose el mayor número de embriones con el verano ($\bar{x} = 5.29 \pm 1.44$) y el menor con el otoño ($\bar{x} = 4.24 \pm 1.01$). El número promedio de embriones en los animales del bosque fue de 5.81 (± 1.5), para un total de 30 hembras, siendo significativamente superior ($t = 2.29$, $gl = 29$, $p < 0,03$) en verano ($\bar{x} = 6.22 \pm 1.48$) respecto a la primavera ($\bar{x} = 4.8 \pm 1.13$). La comparación entre el número promedio de embriones por hembra entre bosque y arbustal para primavera y verano no registró diferencias significativas ($t = -1.52$, $gl = 24$, $p = 0.14$; $t = 1.79$, $gl = 30$, $p = 0.08$, respectivamente).

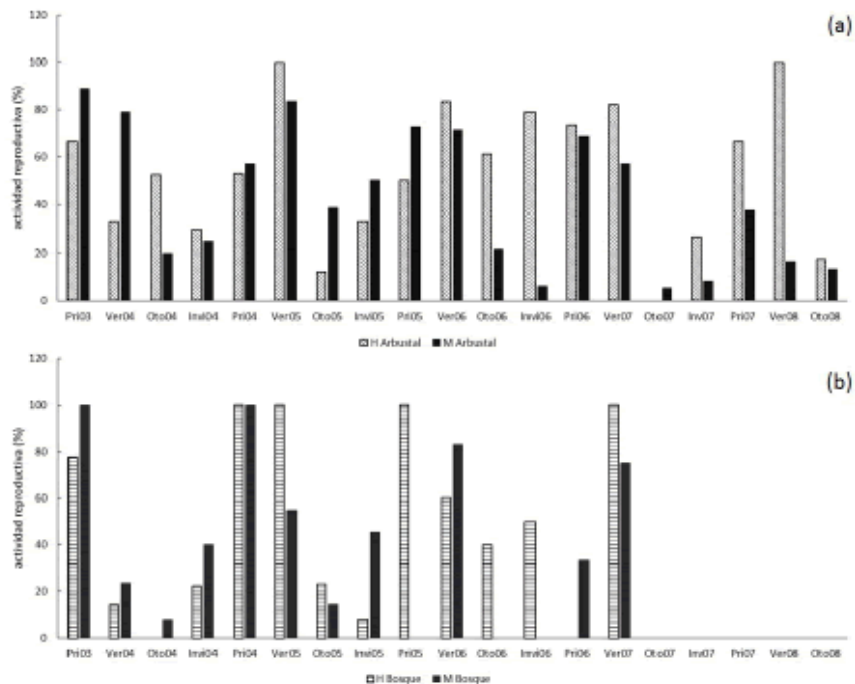


Fig. 3. Porcentaje de machos y hembras activos reproductivamente de *Oligoryzomys longicaudatus*, por estación y año para: a) hábitat de arbustal y b) hábitat de bosque. Los datos corresponden a los muestreos de remoción (Cholilla, primavera 2003 a otoño 2008)

De un total de 625 animales marcados y liberados en las grillas, la recaptura entre sesiones de trampeo fue muy baja (9.8%). En los otoños e inviernos se presentaron las mayores proporciones de recapturas de animales marcados en la primavera o verano previos. El porcentaje de recaptura de individuos en un período de captura no mostró una relación con el número de individuos registrados y marcados en el período previo. Del total de individuos recapturados entre períodos el 87.3% correspondió a machos adultos y el 8.9% a hembras adultas. Dentro de una sesión de trampeo (8 noches consecutivas) el porcentaje de individuos capturados por única vez fue muy alto tanto en el período reproductivo como en el no reproductivo, correspondiendo el mayor valor de recaptura al de una vez (Tabla 1). Así, el número de transeúntes fue superior al de residentes tanto en el período reproductivo como en el no reproductivo, en tanto que el número de transeúntes machos fue superior al de hembras.

Tabla 1 Número y porcentaje de individuos de *Oligoryzomys longicaudatus* capturados desde 1 a 7 veces en sesiones de trampeo (de 8 noches consecutivas) diferenciados por sexo y por período reproductivo y no reproductivo, en grillas de captura, marcado, suelta y recaptura en hábitats de arbustal (Valle Villa Lago Rivadavia, Cholilla) desde septiembre 2005 a septiembre 2008.

Captura	Periodo Reproductivo				Periodo no Reproductivo			
	N° de animales	% machos	% hembras	%	N° de animales	% machos	% hembras	%
1 vez	345	42.9	26.3	69.14	184	55.9	27.7	83.64
2 veces	93	11.4	7.2	18.64	33	10.5	4.6	15.00
3 veces	39	4.2	3.5	7.82	2	0.9		0.91
4 veces	14	1.8	1.0	2.81	0			0.00
5 veces	5	0.4	0.5	1.00	1	0.5		0.45
6 veces	2	0.2	0.2	0.40	0			0.00
7 veces	1	0.2		0.02	0			0.00
TOTAL	499	61.1	38.9	100	220	67.7	32.3	100

Estacionalmente, la sobrevida presentó mayores valores en los otoños e inviernos y menores en primavera y verano, y ella fue incrementándose hacia los últimos años del muestreo ([Tabla 2](#)).

Tabla 2 Número de individuos de *Oligoryzomys longicaudatus* marcados y recapturados y estimación de tasa de sobrevida (S) por sesiones de trampeo, en grillas de captura, marcado y recaptura en hábitats de arbustal (Valle Villa Lago Rivadavia, Cholíla) desde septiembre 2005 a septiembre 2008.

	sep-05	nov-05	ene-06	mar-06	may-06	Jul-06	sep-06	nov-06
Marcados	1	1	2	24	39	22	117	65
Recaptura	0	0	0	0	1	0	4	0
S	0	0	0	0	0.04	0	0.18	0

	mar-07	may-07	sep-07	nov-07	ene-08	abr-08	Jun-08	sep-08
Marcados	68	117	61	16	9	18	11	39
Recaptura	1	22	9	2	0	2	14	6
S	0.07	0.32	0.08	0.03	0	0.22	0.78	0.55

DISCUSIÓN

Los valores de abundancia difirieron entre los hábitats de bosque y arbustal, con dependencia de las estaciones y del año, incrementándose desde el verano tardío a un máximo valor en invierno temprano, sugiriendo una dinámica anual cíclica. La variación estacional se relacionó con un período reproductivo marcado en primavera y verano, y un período no reproductivo que se extendió entre mediados de otoño y fines del invierno. Por otro lado, Pearson (2002) y Sage et al. (2007) en zonas de Argentina y Meserve et al. (1999) y Murúa et al. (2003) en Chile observaron diferencias de abundancia entre hábitats relacionándolas con la reproducción y la extensión del periodo reproductivo, lo cual fue asociado a la duración del periodo de disponibilidad y calidad de alimento (Murúa et al., 1986; González et al., 1989; Guthmann et al., 1997; Murúa et al., 2003). Andreo et al. (2012), cuando compararon arbustales con y sin rosa mosqueta, observaron que los primeros fueron las unidades de paisaje con las mayores abundancias de colilargo durante los períodos más secos. Estudios previos ya habían encontrado asociación entre las capturas de colilargo y la abundancia o cobertura de rosa mosqueta (Pearson, 1983; Lozada et al., 2000). Además, estudios de dieta realizados por Polop et al. (2014) registraron que el fruto de rosa mosqueta es el ítem alimenticio más consumido por el colilargo a lo largo de casi todo el año, siendo menor en verano.

Los mayores porcentajes de individuos reclutados a fines del verano e inicio del otoño, y la estructura de la población registrada (en general, una mayor proporción de individuos para las clases de menor peso durante el otoño de cada año y un predominio de adultos al final y al inicio de la actividad reproductiva) es compatible con la actividad reproductiva concentrada entre septiembre y abril. La actividad reproductiva observada en primavera estaría aportada principalmente por animales sobreinvernales, y la de verano por la actividad de jóvenes o individuos nacidos en la misma estación reproductiva. En general los escasos o nulos reclutamientos en invierno generan bajos valores de abundancia a comienzos de primavera, donde se registran solo adultos que constituirían la cohorte sobreinvernales del próximo período. El registro del mayor número de embriones en verano, que también se reduce hacia el otoño, ejemplificaría la variación del potencial reproductivo estacional de la población, la cual podría asociarse a condiciones climático-ambientales.

Las diferencias de los valores de abundancia entre los años podrían ser explicadas en nuestro estudio por los valores que alcanzaron los parámetros reproductivos y por la estructura poblacional. En el arbustal se registró un leve pero continuo incremento de los valores de abundancia desde el 2003 hacia el 2007. En la primavera 2003 la población se compuso principalmente de adultos, con altas tasas de preñez y un alto porcentaje de machos reproductivamente activos, y mayor sobrevida. Durante el verano la proporción de animales reproductivamente activos y la prevalencia de preñez se redujeron abruptamente. Ese cese temprano de la reproducción explicaría los bajos valores de abundancia que *O. longicaudatus* alcanzó en el otoño-invierno del 2004. En el caso del año 2005, durante la primavera hubo una alta proporción de adultos activos reproductivamente (50%), aunque ninguna de las hembras presentó signos de preñez hasta el verano, sugiriéndose un inicio demorado del reclutamiento de nuevos individuos en la población. Contrariamente a lo registrado para esos años, en el otoño e invierno de 2006 se presentaron altos porcentajes de hembras reproductivamente activas (superior al 70%) y altos índices de preñez.

En el bosque para el período comprendido entre 2003 y 2004 se registraron bajos valores de abundancia de *O. longicaudatus* y estuvieron asociados a un bajo número de hembras preñadas y a una baja proporción de individuos reproductivamente activos (inferior al 20%) durante ese año y particularmente durante el verano. Posteriormente, a partir del invierno 2004 y hasta el verano de 2007, se registró un aumento en la proporción de individuos reproductivamente activos y presencia de hembras preñadas en las primaveras-veranos 2004, 2005 y 2006, respectivamente. En el período 2007-2008 la demora en el inicio y/o baja actividad reproductiva podría asociarse a esos bajos valores de abundancia que se obtuvieron en el otoño 2008, donde la población se observó constituida solo con individuos de la clase adulta.

Las diferencias de actividad reproductiva y prevalencia de preñez entre bosque y arbustal observadas no podemos asignarlas a un factor del hábitat en particular; como así tampoco podemos interpretar el significado en la dinámica poblacional a una escala mayor. Además, al analizar la sobrevida en nuestros datos consideramos que ellos no reflejarían claramente lo ocurrido en la población y que surgirían como un artefacto por la forma de su cálculo, ante la imposibilidad de distinguir los individuos muertos de los que se dispersan. En el invierno los pocos animales registrados son los recapturados con mayores frecuencias. En cambio, en primavera y verano el mayor número de animales y de movimiento producirían una menor tasa de recaptura. Este mayor movimiento se registraría en juveniles y subadultos, siendo los machos adultos más capturados. Lidicker (1975) y Boonstra (1994), para explicar la mayor dispersión de juveniles y subadultos en algunas especies de roedores, mencionan que estas clases de edades se dispersarían previamente a la saturación del espacio reproductivo y competencia con sus padres, implicando una ganancia en aptitud (fitness) de los individuos dispersantes. González Ittig et al. (2015) observaron altos niveles de flujo génico sugiriendo a este proceso como el principal productor de cambios temporales en la composición genética de la población de *O. longicaudatus* en Cholila. Meserve et al. (1999) indicaron para regiones arbustivas en Chile que *O. longicaudatus* no residiría de manera permanente en un sitio, sino que, por el contrario, su característica oportunista le permitiría desplazarse hacia hábitats periféricos (ej. durante años secos). Desde allí podrían restablecer nuevas poblaciones por inmigraciones cuando las condiciones climáticas se tornan favorables. Esto ha sido observado por Bondrup-Nielsen (1986), Ostfeld y Klosterman (1986) y Lars y Steen (2006) en otras especies de roedores. Conocer el momento en que ocurre la dispersión, las características de los individuos y la proporción que se dispersa, así como también otros aspectos del uso del espacio de esta especie, es fundamental para comprender la dinámica poblacional y su rol en el sistema huésped-virus, en particular.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación tuvo apoyo económico de la Fundación Mundo Sano y del Fondo para la Investigación Científica y Tecnológica (FONCYT). Agradecemos los valiosos aportes y comentarios de los revisores anónimos y del editor asociado, para mejorar el trabajo.

LITERATURA CITADA

1. ANDREO V, C PROVENSAL, S LEVIS, N PINI, D ENRÍA y J POLOP. 2012. Summer-autumn distribution and abundance of the hantavirus host, *Oligoryzomys longicaudatus*, in Northwestern Chubut, Argentina. *Journal of Mammalogy* 93:1559-1568. [[Links](#)]
2. BONDRUP-NIELSEN S y RA IMS. 1986. Reproduction and spacing behaviour of females in peak density population of *Clethrionomys glareolus*. *Holarctic Ecology* 9:109-112. [[Links](#)]
3. BOONSTRA R. 1994. Population cycles in microtines: The senescence hypothesis. *Evolutionary Ecology*. 8:196-219. [[Links](#)]
4. CABRERA AL y A WILLINK. 1973. Biogeografía de América Latina. Serie de Biología. Monografía N°13. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Departamento de Asuntos Científicos. Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos. Buenos Aires. [[Links](#)]
5. CABRERA AL y A WILLINK. 1980. Biogeografía de América Latina. Serie de Biología, monografía N° 13, O.E.A. 2ª edición corregida. Buenos Aires. [[Links](#)]
6. CARBAJO AE y UF PARDIÑAS. 2007. Spatial distribution model of a hantavirus reservoir, the longtailed colilargo (*Oligoryzomys longicaudatus*), in Argentina. *Journal of Mammalogy* 88:1555-1568. [[Links](#)]

7. DIMITRI MJ. 1977. Pequeña flora ilustrada de los Parques Nacionales andinopatagónicos. Separata de Anales de Parques Nacionales, Tomo XIII. Buenos Aires. [[Links](#)]
8. DROEGE S y JR SAUER. 1990. Northern bobwhite, Gray partridge, and ringnecked pheasant population trends (1966-1988) from the North American Breeding Bird Survey. Pp 2-20, en: Perdix V: Gray partridge and ringnecked pheasant workshop (KE Church, RE Warner y SJ Brady, eds.). Kansas Department of Wildlife and Parks, Emporia. [[Links](#)]
9. GONZÁLEZ LA, R MURÚA y C JOFRÉ. 1989. The effect of seed availability on population density of *Oryzomys* in southern Chile. Journal of Mammalogy 70:401-403. [[Links](#)]
10. GONZÁLEZ-ITTIG R, F POLOP, V ANDREO, M CHIAPPERO, S LEVIS, G CALDERON, C PROVENSAL, J POLOP y N GARDENAL. 2015. Temporal fine-scale genetic variation in the zoonosis-carrying long-tailed pygmy rice rat in Patagonia, Argentina. Journal of Zoology DOI:10.1111/jzo.12238. [[Links](#)]
11. GUTHMANN N, M LOZADA, JA MONGEAU y MK HEINEMANN. 1997. Population dynamics of five sigmodontine rodents of northwestern Patagonia. Acta Theriologica 42:143-152. [[Links](#)]
12. LARS K y H STEEN. 2006. Small rodent winter survival: Snow conditions limit access to food resources. Journal of Animal Ecology 75:156-166. [[Links](#)]
13. LOZADA M, N GUTHMANN y N BACCALA 2000. Microhabitat selection of five sigmodontine rodents in a forest steppe transition zone in northwestern Patagonia. Studies of Neotropical Fauna and Environment 35:85-90. [[Links](#)]
14. LIDICKER WZ Jr. 1975. The rol of dispersal in the demography of small mammal population. Pp. 103-128, en: Small Mammals: Their production and population dynamic (FB Golley, K Petruszewicz y L Ryszkowskieds, eds.). Cambridge University Press, London. [[Links](#)]
15. MESERVE LP, DR MARTINEZ, JR RAU, R MURÚA, BK LANG y A MUÑOZ-PEDREROS. 1999. Comparative demography and diversity of small mammals in precordilleran temperate rainforest of southern Chile. Journal of Mammalogy 80:880-890. [[Links](#)]
16. MILLS J, T YATES, J CHILDS, R PARMENTER, T KSIAZEK, P ROLLIN y C PETERS. 1995. Guidelines for working with rodents potentially infected with hantavirus. Journal of Mammalogy 76:716-722. [[Links](#)]
17. MURÚA R, LA GONZÁLEZ y PL MESERVE. 1986. Population ecology of *Oryzomys longicaudatus philippii* (Rodentia: Cricetidae) in southern Chile. Journal of Animal Ecology 55:281-293. [[Links](#)]
18. MURÚA R y LA GONZALEZ. 1986. Regulation of number in tow Neotropical rodent species in Southern Chile. Revista Chilena de Historia Natrural 59:193-200. [[Links](#)]
19. MURÚA R, LA GONZÁLEZ y M LIMA. 2003. Second order feedback and climatic effects determine the dynamics of a small rodent population in a temperate forest of South America. Population Ecology 45:19-24. [[Links](#)]
20. OSTFELD R y L KLOSTERMAN. 1986. Demographic substructure in a California vole population inhabiting a patchy environment. Journal of Mammalogy 67:693-704. [[Links](#)]
21. PALMA RE, F TORRES-PEREZ y D BORIC-BARGETTO. 2007. The ecology and evolutionary history of *Oligoryzomys longicaudatus* in southern South America. Pp. 671-694, en: The quintessential naturalist: Honoring the life and legacy of Oliver P. Pearson (DA Kelt, EP Lessa, J Salazar-Bravo y JL Patton, eds.). University of California Press, Berkeley, California. [[Links](#)]
22. PEARSON OP. 1983. Characteristics of a mammalian fauna from forests in Patagonia, Southern Argentina. Journal of Mammalogy 64:476-492. [[Links](#)]
23. PEARSON OP. 2002. A perplexing outbreak of mice in Patagonia, Argentina. Studies on Neotropical Fauna and Environment 37:187-200. [[Links](#)]
24. PIUDO L, M MONTEVERDE, S GONZÁLEZ CAPRIA, P PADULA y P CARMANCHAHI. 2005. Distribution and abundance of sigmodontine rodents in relation to hantavirus in Neuquén, Argentina. Journal of Vector Ecology 30:119-125. [[Links](#)]
25. PIUDO L, M MONTEVERDE, R WALKER y RJ DOUGLASS. 2011. Rodent community structure and Andes Virus Infection in sylvan and peridomestic habitats in northwestern Patagonia, Argentina. Vector Borne and Zoonotic Diseases 11:315-324. [[Links](#)]
26. POLOP FJ, MC PROVENSAL, N PINI, SC LEVIS, JW PRIOTTO, D ENRÍA, G CALDERÓN, F COSTA y J POLOP. 2010. Temporal and spatial host abundance and prevalence of Andes Hantavirus in Southern Argentina. Ecohealth 7:176-184. [[Links](#)]
27. POLOP FJ. 2011. Dinámica temporal del sistema virus-huésped para Hantavirus en Cholila (Chubut). Tesis de doctorado, Facultad de Ciencias Exactas, Físico- Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto, Río Cuarto, Córdoba, Argentina. [[Links](#)]

28. POLOP FJ, L SEPÚLVEDA, A PELLIZA SBRILLER, J POLOP y MC PROVENSAL. 2014. Food habits of *Oligoryzomys longicaudatus* (Rodentia) in a steppe-forest transitional area of Argentinean Patagonia. *Ecología Austral* 24:304-310. [[Links](#)]
29. PORCASI X, G CALDERON, M LAMFRI, N GARDENAL, J POLOP, M SABATTINI y M SCAVUZZO. 2005. The use of satellite in modeling population dynamics and prevalence of infection in the rodent reservoir of Junín virus. *Ecological Modelling* 185:437-449. [[Links](#)]
30. SAGE RD, OP PEARSON, J SANGUINETTI y AK PEARSON. 2007. Ratada 2001: A rodent Outbreak following the flowering of bamboo (*Chusquea culeou*) in Southwestern Argentina. Pp. 177-213, en: The quintessential naturalist: Honoring the life and legacy of Oliver P. Pearson (DA Kelt, EP Lessa, J Salazar-Bravo y JL Patton, eds.). University of California Press, Berkeley, California. [[Links](#)]
31. SIKES RS, GANNON WL y THE ANIMAL CARE AND USE COMMITTEE OF THE AMERICAN SOCIETY OF MAMMALOGISTS. 2011. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of Mammalogy* 92:235-253. [[Links](#)]
32. SOKAL RR y FJ RHOLF. 1981. *Biometry: Second edition*, New York: WH Freeman and Company Press. [[Links](#)]
33. TELLERÍA JL. 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Editorial Raices. Madrid. [[Links](#)]
34. VON ENDE CN. 2001. Repeated measures analysis: Growth and other time dependent measures. Pp 134-147, en: Design and analysis of ecological experiments (SM Scheiner y J Gurevitch, eds.). Oxford, Oxford University Press. [[Links](#)]



Todo el contenido de esta revista, excepto dónde está identificado, está bajo una [Licencia Creative Commons](#)

CRICYT Centro Regional de Investigaciones Científicas y Técnicas
Av. Ruiz Leal s/n Parque Gral. San Martín
5500 - Mendoza
República Argentina
www.sarem.org.ar
C.P. 9120. Casilla de Correo 128
<http://www.sarem.org.ar/contacto/>



enrique.lessa@gmail.com; e_m_neot@mendoza-conicet.gob.ar