



Repositorio Digital de  
Trabajos finales y Tesinas



Esta obra es compartida bajo Licencia Creative Commons **CC BY-NC-SA 4.0**  
Atribución/Reconocimiento-No Comercial -Compartir Igual:  
<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.es>

Usted es libre de:

**Compartir:** copiar y redistribuir el material en cualquier medio o formato.

**Adaptar:** remezclar, transformar y construir a partir del material.

El licenciente no puede revocar estas libertades en tanto usted siga los términos de la licencia.

Bajo los siguientes términos:

**Atribución:** Usted debe dar crédito de manera adecuada, brindar un enlace a la licencia, e indicar si se han realizado cambios. Puede hacerlo en cualquier forma razonable, pero no de forma tal que sugiera que usted o su uso tienen el apoyo del licenciente.

**No Comercial:** Usted no puede hacer uso del material con propósitos comerciales.

**Compartir Igual:** Si remezcla, transforma o crea a partir del material, debe distribuir su contribución bajo la la misma licencia del original.



**Tesina de grado**  
**Estudio de la población de**  
**Vizcachas del Parque Nacional El**  
**Palmar (Entre Ríos, Argentina)**

*Licenciatura en Ciencias Ambientales*  
*Departamento de Ambiente y Turismo*

2021



Mariel Danila Costa  
Legajo 11020  
1165285118  
DNI 39.959.007  
Maaru.costa@gmail.com

**Directora:** Dra. Marina Solis (marinasolis@ilpla.edu.ar - Tel: 4222775 Ext- 34)

**Co-Director:** Lic. Aristóbulo Maranta (a\_maranta@yahoo.com - Tel: 3447408896)

## Agradecimientos

A la intendencia del Parque Nacional El Palmar por la posibilidad de realizar este trabajo como voluntaria tutelada y por permitir el acceso a los datos registrados. Es de destacar la tarea de los voluntarios universitarios en la toma de datos y su digitalización, sus aportes fueron fundamentales para el desarrollo de esta investigación.

A Aristóbulo por sus enseñanzas y ser mi ejemplo a seguir.

A Marina por guiarme y apoyarme en la realización de este trabajo.

A las amigas que la facultad me dio, Barbi, Tati y Yani, gracias por hacerme este camino mucho más ameno.

Todo esto nunca hubiera sido posible sin el amparo incondicional que me otorgo y el cariño que me inspiro mi familia. Agradezco a mis padres por ser los principales promotores de mis sueños, por confiar y creer en mí y en mis expectativas. Gracias a mi mamá por estar dispuesta a acompañarme cada día a la parada del colectivo, gracias a mí papá por irme a buscar a la facultad cuando era de noche. Gracias a mis hermanos, Leandro y David, por cada consejo y por cada una de sus palabras que me guiaron durante mi vida.

Gracias a la vida por este nuevo triunfo, gracias a todas las personas que me apoyaron y creyeron en la realización de esta tesina.

## INDICE

<b>RESUMEN.....</b>	<b>4</b>
<b>CAPÍTULO I. INTRODUCCION .....</b>	<b>6</b>
1.1 ANTECEDENTES.....	6
1.2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS.....	12
<b>CAPITULO II. MATERIALES Y MÉTODOS .....</b>	<b>13</b>
2.1. MATERIALES Y MÉTODOS .....	13
2.1.1 Área de estudio.....	13
2.1.2 La vizcacha.....	18
2.1.3 Censos.....	22
2.1.4 Análisis de datos.....	27
<b>CAPITULO III. RESULTADOS .....</b>	<b>29</b>
3.1. RESULTADOS: CAMPING Y CENTRO ADMINISTRATIVO.....	29
3.2. RESULTADOS : LA GLORIETA.....	42
<b>CAPITULO IV. DISCUSIÓN.....</b>	<b>48</b>
<b>CAPITULO V. CONCLUSION.....</b>	<b>56</b>
<b>CAPITULO VI. BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>58</b>
<b>CAPITULO VII. ANEXO .....</b>	<b>67</b>
6.1. ANEXO I.....	67
6.2. ANEXO II .....	68

Las vizcachas (*Lagostomus Maximus*) son roedores gregarios que viven en sistema de cuevas – vizcacherales – ocupados por muchas generaciones. Es un herbívoro nocturno nativo de pastizales y arbustales de Argentina, Bolivia y Paraguay. La declinación poblacional y la desaparición local de este herbívoro nativo es lo que llevó a realizar este estudio. Se analizó la variación de la población de vizcachas y las causas de su disminución desde el año 2012 al año 2020 en el Parque Nacional El Palmar (PNEP), ubicado en la provincia de Entre Ríos, Argentina. Se realizaron 22 censos por visualización directa en diferentes estaciones del año. Los censos fueron realizados por la tesinista y los voluntarios en tres zonas del parque, por un lado, El Camping y El Centro Administrativo, y por otro, La Glorieta. En 1998 se detectó una abrupta declinación del número poblacional y se alcanzó un mínimo de 22 vizcachas. Las observaciones dieron lugar a la explicación en torno al impacto de una severa predación por parte de gatos monteses. En este orden numérico, próximo a la extinción local, se mantuvo el número poblacional hasta el año 2006. En ese año comenzó un reforzamiento poblacional del pueblo principal (Centro Administrativo y Camping). Entre los años 2006 y 2007 se translocaron desde establecimientos productivos de la zona 132 vizcachas. En junio del 2012 se censaron 372 vizcachas. Sin embargo, en el año 2013 se produjo una nueva drástica disminución y el número poblacional bajó algo más que un 50%. Nuevamente las explicaciones tentativas se focalizan en los ataques de zorros y, particularmente, de hurones. Este estudio hipotetiza que las crisis recurrentes y la vulnerabilidad de las poblaciones de vizcachas del PNEP se deben principalmente a una combinación entre la pérdida de hábitat y un desbalance de la relación predador-presa. La pérdida de hábitat se habría dado por el aumento de la altura del pastizal y la arbustización, principalmente las invasiones de leñosas exóticas favorecidas por la presencia del Jabalí europeo (*Sus scrofa*) y el ciervo axis (*Axis axis*) en el parque. Mientras los picos de intensa predación se corresponderían a los momentos de menor oferta de otras presas que representa la base alimentaria de los siguientes carnívoros: el zorro gris (*Lycalopex gymnocercus*), el zorro de monte (*Cerdocyon thous*), el gato montés (*Leopardus geoffroyi*) y el huron (*Galictis cuja*). Este mismo escenario puede explicar la disminución de vizcachas en la primavera del año 2014 en la sección de La Glorieta luego de la reintroducción de individuos en el invierno de ese mismo año. En la sección del Camping y el Centro Administrativo, desde diciembre del año 2013 hasta el invierno del año 2019 la población se mantuvo constante, esto puede estar relacionado con la capacidad de carga que presenta el

área de estudio; desde el invierno del año 2019 al verano del año 2020 la población aumentó posiblemente como consecuencia de la enfermedad de moquillo que presentaron los zorros en el periodo 2017 – 2018. De nuevo, este escenario puede explicar el aumento de la población de vizcachas en la sección de La Glorieta en el año 2017.

Palabras claves: Vizcacha – Disminución de la población – Depredación – Hábitat - Parque Nacional El Palmar.



## Repositorio Digital de Trabajos finales y Tesinas

## CAPÍTULO I. INTRODUCCION

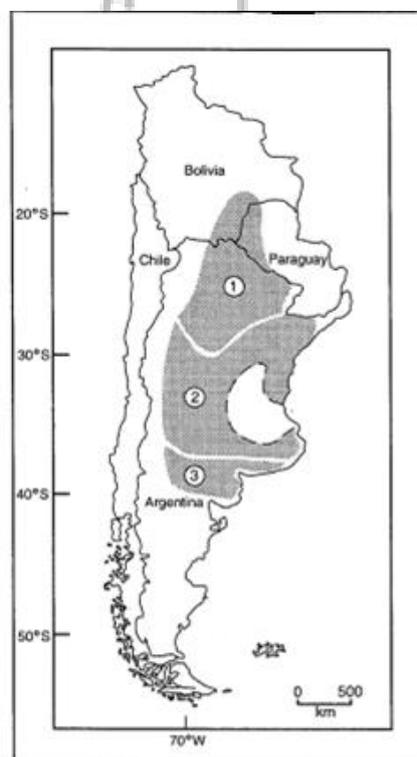
### 1.1 Antecedentes

Cerca del 1800, la población de vizcachas en Argentina era muy importante y se encontraba repartida por casi todo el país (figura 1). Las regiones centrales eran las que tenían la densidad poblacional más importante ya que en Patagonia el clima no permitió su desarrollo (Plan de Gestión PNEP, 2015). La declinación poblacional y la desaparición local de este herbívoro nativo se han registrado en varias zonas de la Argentina, como es el caso del PN Lihué Calel (provincia de La Pampa). En este, las vizcachas (*Lagidium viscacia*) eran abundantes hacia la década del '50, pero se observó una notoria declinación en 1986, hasta los últimos registros de 1996. Afortunadamente, gracias a poblaciones remanentes en campos cercanos, se han registrado nuevas vizcacheras en este parque desde el año 2009. A partir de 1970, en la región de Entre Ríos, se comenzaron a realizar plantaciones de eucaliptus y pinos en toda la región (Peña, 2016). Las zonas agrícolas se veían afectadas por las poblaciones que elegían como hábitat dicho lugar, fue entonces, cuando estos individuos comenzaron a considerarse dañinos ya que el roedor se alimenta de los forrajes, generando así una competencia con el ganado (Plan de Gestión PNEP, 2015). Este roedor fue considerado perjudicial para las actividades productivas tradicionales (Branch et al., 1999) y fue decretado como plaga mediante ley nacional N°4863 Art. 2º, en el año 1905 (Llanos; Crespo, 1952) lo que originó campañas oficiales de erradicación que condujeron a una marcada retracción de su distribución original (Jackson et al., 1996; Fauna Argentina, 1984). Además, esta especie es importante en muchas zonas de Argentina por la utilidad de su cuero y carne para la comercialización (Mares y Ojeda, 1984; Jackson, 1986; Jackson et al., 1996) y por su valor cinegético (Bruggers y Zaccagnini, 1994; Jackson et al., 1996). La región del Chaco Árido argentino ha sufrido profundas modificaciones, siendo hoy una de las más empobrecidas y peor conservadas de la Argentina (Bertonatti; Corcuera, 2000). La principal actividad económica regional está basada en cría de ganado (principalmente cabra y bovina) y las actividades forestales (Karlin et al., 1992), y en este contexto, la vizcacha representa un recurso alimenticio importante para las comunidades locales más empobrecidas.

El conflicto que la especie representa por el impacto sobre las actividades agrícolas en regiones como la pampa argentina, contrasta con el deseo de otros sectores de conservarla debido a que paralelamente se percibe como un recurso genuino. Esta particular situación ha generado acciones de relocalización de colonias, algunas de ellas

motivadas por entes oficiales, con el fin de retirarlas de áreas problema y reintroducirlas en zonas donde ha desaparecido. Por supuesto, también se establece poco a poco un desequilibrio entre las zonas de caza intensiva donde el número de vizcacha disminuye rápidamente, y las regiones con menor explotación agrícola donde la población crece todavía (Beauchet-Filleau, 2006).

El estado de conservación de la vizcacha a nivel nacional es de Preocupación Menor (Ojeda *et al.*, 2012), aunque existen marcadas diferencias entre ecorregiones. Es común en el Chaco Seco (Bucher, 1982) y el Monte (Ojeda y Tabeni, 2009), habiendo aumentado su presencia debido al incremento de áreas abiertas producidas por pastoreo del ganado (Tabeni y Ojeda, 2003). En otras ecorregiones está amenazada debido a las fuertes presiones de caza (Álvarez y Martínez, 2006). Por ejemplo, en el Espinal su presencia se ha visto reducida en algunas áreas de Entre Ríos (Muzzachiodi y Sabattini, 2002; Berduc *et al.*, 2010), y del norte de Buenos Aires (Mérida y Athor, 2006). La completa erradicación de este roedor en el área produciría cambios a largo plazo, los cuales pueden alterar la dinámica del paisaje al cesar los efectos de su actividad (Arias, 2000). Estudios realizados en la provincia de Entre Ríos demuestran que tanto en las áreas sometidas a la actividad de las vizcachas como en aquellas donde ésta cesó debido a su erradicación, se produjeron cambios en la composición y estructura de la vegetación (Arias, *et al.* 2003).



**Figura 1.** Distribución de la vizcacha en Argentina en el año 1800. Extraído de (Jackson, *et al* 1996).

La vizcacha (*Lagostomus maximus*) llamada también vizcacha común o de las pampas constituye un valor de conservación en el Parque Nacional El Palmar y forma parte del logo institucional (Cp. Aristóbulo Maranta) dado que crea micro-hábitats para otras especies a través de sus madrigueras. Además, posee alto valor cultural debido al uso económico actual (Plan de Gestión PNEP, 2015). El Parque Nacional El Palmar, ubicado en Entre Ríos, Argentina, fue creado en el año 1965 con el fin de preservar la mayor extensión de sabana templada húmeda mesopotámica denominada por *Butia yatay* más conocida como palmera yatay (Sobral Zotta, 2015, Maranta, 2021). Dichos palmares cubrían una vasta zona que corría desde el sur de Paraguay, Brasil y noreste de Argentina. El Parque Nacional El Palmar resguarda ecosistemas que fuera de sus límites prácticamente han desaparecido por el avance de las actividades agropecuarias (APN, 2019). Las 8 210 hectáreas de área protegida son el resguardo de diversos ecosistemas: pastizal puro, y acompañando los palmares, pajonales y bosques. Cada uno de estos, es el lugar de vida de varias especies animales y vegetales, lo que da al parque una diversidad ecológica muy importante (Plan de Gestión PNEP, 2015). Entre las especies nativas del parque encontraremos el roedor más grande del mundo, el carpincho (*Hydrochoerus hydrochaeris*), así como también la mulita (*Dasypus hybridus*), zorros de monte (*Cerdocyon thous*) y la vizcacha (*Lagostomus maximus*) (Sobral Zotta, 2015).

Antes de la creación del Parque Nacional El Palmar (1965), y por más de 200 años, el área funcionó como estancia ganadera y se produjeron numerosas extinciones y reducciones de las poblaciones de herbívoros nativos, los que fueron sustituidos por el ganado doméstico. La abrupta medida de retirar todo el ganado luego de la creación del parque, en 1971, produjo una disminución en el nivel de los consumidores primarios y una de las consecuencias más importantes de este desbalance fue el crecimiento sin control de algunas poblaciones vegetales, especialmente de las leñosas exóticas. En particular el paraíso (*Melia azedarach*), el crataegus (*Pyracantha atalantoides*), el ligustro (*Ligustrum lucidum*) y la ligustrina (*L. sinense*), todas especies presentes en los jardines y parquizados de la estancia, fueron las que invadieron con mayor rapidez y agresividad. Estas encontraron en dicho ambiente nativo, facilidad para su colonización y pronta dispersión, transformando en bosques cerrados, los palmares y pastizales autóctonos (Plan de Gestión del PNEP, 2015). Esta rápida colonización pudo ser favorecida por la presencia del Jabalí europeo (*Sus scrofa*) y el ciervo axis (*Axis axis*) en el parque. Las actividades de estas especies para conseguir alimento alteran tanto la biodiversidad nativa de las áreas donde invade como sus procesos ecosistémicos. A su vez, su dieta facilita la dispersión de semillas exóticas.

Como la densidad de individuos vegetales invasores es demasiado grande, se plantearon métodos masivos directos para el manejo de éstos, uno de ellos es el empleo del fuego. En el caso del fuego, éste ha actuado permanentemente en la zona, ya sea a través de eventos provocados por agentes naturales (rayos, pirogénesis en pastizales por acción del sol en épocas de sequía) u originados por acción antrópica (fines cinegéticos por la población nativa y como herramienta de manejo desde la época colonial hasta la actualidad) (APN, 1994). Previo a la creación del Parque, el disturbio ocasionado por el ganado bovino modificaba la cobertura de los pastizales, disminuyendo la ocurrencia de fuegos y su intensidad (Dimitri y Rial, 1995 en APN, 1994). Con la creación del Parque, la exclusión del ganado bovino (que finalizó en 1973) y la supresión de la acción pírca (política de supresión de fuegos de la APN), se generó un aumento de la carga combustible que resultaría en fuegos de mayor intensidad, y menor frecuencia (APN, 1994). En cuanto al uso del fuego para el control de especies exóticas se realizaron avances sobre el crataegus, con la implementación de quemas prescriptas de alta intensidad de calor (2008) en una parcela de aproximadamente 30 ha. La misma mostró muy buenos resultados de eliminación de ejemplares grandes y pequeños en los sitios donde el fuego alcanzó la intensidad prescripta.

Con respecto al paraíso, los estudios realizados para identificar y estudiar los procesos poblacionales claves en la invasión de la especie arbórea *Melia azedarach*, han dado como resultado de dicha investigación que la vía sexual de regeneración no parece un mecanismo que facilite la colonización y persistencia del paraíso en áreas invadidas. En cambio, la alta tolerancia al fuego y la capacidad de producir vástagos a partir de la corona y de las raíces plagiotropas, producción estimulada por el fuego entre otros disturbios, permiten a los adultos de paraíso persistir y reclutar nuevos individuos. No obstante, ello, el fuego tiene un efecto negativo sobre la disponibilidad de frutos.

Un aspecto en el manejo de los ecosistemas de palmar pastizal y bosque xerófilo es la necesidad, que se ha ido evidenciando, de corregir tendencias de deterioro de la biodiversidad por falta de disturbios de los que dependen algunas comunidades y poblaciones. Sin fuegos intensos, estivales, los pastizales se lignifican con especies nativas y al alcanzar coberturas arbóreas, el ecosistema pierde definitivamente la posibilidad de que ocurra un fuego intenso, quedando en el nuevo estado de bosque. Relacionado con este proceso de lignificación, una condición en el PNEP es la predominancia de pastizales con baja oferta alimenticia para herbívoros tales como el ñandú y la vizcacha. Esto también estaría implicando a otras poblaciones y comunidades que no han sido estudiadas o no son visibles. En este sentido, el estudio de estos aspectos de la biodiversidad y de las herramientas de manejo, tales como el uso del rolo y la trituradora, el pastoreo con ganado

doméstico y las quemadas prescritas, se presentan como los temas más relevantes para la toma de decisiones para las próximas décadas de manejo (Plan de Gestión PNEP, 2015). Liliana Goveto (2005) menciona que la información climática determina una alta probabilidad de incendios en el verano y, en relación a la vegetación, indica que la supresión de fuegos por períodos mayores de 30 años podría afectar la conservación de esta sabana, ya que una proporción importante de las especies de flora nativa está aparentemente adaptada a los incendios. Además, sugiere que, para un manejo conservacionista orientado a reproducir el régimen natural de incendios, debería incluir fuegos estivales que afecten en superficies menores a 50 ha, al menos una a diez veces por década y, para superficies mayores a 50 ha, por lo menos una a dos veces por década.

La invasión de especies vegetales exóticas a partir del retiro de ganado fue desfavorable para la población de vizcachas. Los procesos de degradación ambiental provocan alteraciones a nivel de las comunidades de mamíferos y pueden incrementar la transmisión de enfermedades que afecten su supervivencia, reproducción y dispersión (Yuill, 1986; Scott, 1998). Se desconocen los riesgos específicos que el deterioro ambiental puede representar para la salud de la vizcacha, pero esta invasión generó la pérdida de su hábitat y, por lo tanto, una disminución en la disponibilidad de alimentos. Dicho proceso ecológico se ve favorecido porque herbívoros de mediana talla como las vizcachas no pueden controlar la vegetación leñosa de la misma forma que lo hacen con la herbácea, aumentando la altura y densidad de las plantas (Llanos & Crespo, 1952; Branch, 1989). Esta vegetación alta y densa rompe la red de comunicación de estos roedores y facilita el acercamiento de los depredadores ya que pueden pasar desapercibidos fácilmente en esta vegetación. Al mismo tiempo, esta invasión de especies vegetales exóticas las restringe cada vez más a las áreas de vegetación herbácea, especialmente poáceas, que les sirven como alimento, y que pueden mantener corta. Estas áreas corresponden al Camping y Centro Administrativo (Pereira et al., 2003); de tal modo que se asegura también un campo visual que les permite una mejor comunicación entre miembros del grupo y la detección de depredadores cerca de las vizcacheras (Branch et al., 1994a). Por un lado, la disminución de alimento disponible podría reducir la capacidad reproductiva intrínseca de la especie; y por el otro, la depredación puede reducir de forma directa el número de madres y crías. En cuanto a los predadores de vizcachas, se han documentado en el PNEP los zorros grises (*Lycalopex gymnocercus*). Este animal se adapta muy bien a ambientes alterados, es de hábitos solitarios y para refugiarse y criar a sus cachorros usa vizcacheras a las que ensancha y condiciona. También se ha observado el zorro de monte (*Cerdocyon thous*) y el

gato montés (*Leopardus geoffroyi*). Asimismo, desde hace varios años es notable la presencia de hurones (*Galictis cuja*) y su actividad sobre las vizcacheras.

Las vizcachas viven en grupos y pastan en cercanías de la vizcachera (Branch, 1993), cuando se detecta un peligro, el macho emite una señal de alerta, grito que los otros machos repiten a fin de avisar a toda la población para que ingresen a la vizcachera por refugio, de tal modo que un mayor número de individuos se traduce en una mayor probabilidad de supervivencia para el grupo. Es así que la reducción del número de individuos aumenta su vulnerabilidad frente a los depredadores, por lo que la presión de depredación podría estar directamente relacionada con la declinación poblacional de las vizcachas en el PNEP. Estos herbívoros nativos presentan un reclutamiento grande desde octubre hasta enero y otro segundo reclutamiento desde febrero a mayo. Luego en el largo invierno desde junio hasta septiembre normalmente la población declina por mortalidad y depredación. Branch y Sosa (1994) señalan que un factor que limita los movimientos de las vizcachas alrededor de la colonia es el riesgo de depredación al que se exponen al alejarse de sus cuevas. El pastoreo de las vizcachas es intenso hasta 30 m de las cuevas y declina rápidamente más allá de los 60 m (Villareal, 1999), de tal modo se aseguran también un campo visual que les permite una mejor comunicación entre miembros del grupo y la detección de depredadores cerca de las vizcacheras (Branch et al., 1994a).

Las especies que alteran sus ecosistemas nativos lo suficiente como para entrar en conflicto con los intereses humanos muy probablemente desempeñan un papel clave en el mantenimiento de los procesos ecológicos y en la configuración de los patrones de diversidad biológica en dichos ambientes. Por lo tanto, las operaciones de control de “especies plaga” que se dirigen a ingenieros ecosistémicos pueden tener consecuencias mucho más amplias para un ecosistema que la simple reducción en la población de la especie blanco, por esta razón comprender la biología, el comportamiento y por lo tanto el rol ecológico de los ingenieros ecosistémicos nativos es fundamental para evaluar los impactos a nivel ambiental que resultarían de la pérdida de dichas especies y para promover argumentos convincentes para su preservación en vista de los conflictos que a menudo crean con los intereses humanos (Branch et al. 2002).

## 1.2. Objetivos e hipótesis

### Hipótesis

Se plantea como hipótesis que la invasión de la flora y fauna exótica sumada a la predación por parte de la fauna nativa influyen en la disminución de la población de vizcachas.

### Objetivos

Se plantea como objetivo principal evaluar si la pérdida del hábitat y la predación por parte de la fauna nativa inciden en la disminución de la población de vizcachas en el Parque Nacional El Palmar.

Para desarrollar el objetivo principal se desarrollarán los siguientes objetivos específicos.

- ✓ Determinar la variación de la población de vizcachas.
- ✓ Determinar los principales factores que inciden en la disminución de la población de vizcachas.
- ✓ Proponer medidas para mitigar la disminución de la población de vizcachas.

Repositorio Digital de  
Trabajos finales y Tesinas

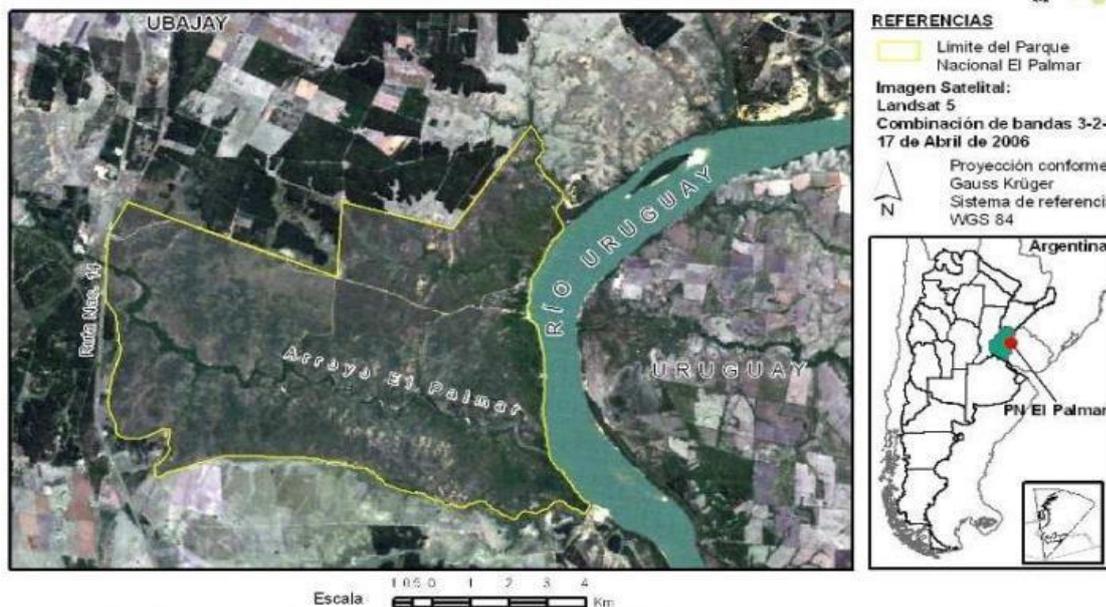
## CAPITULO II. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1. Materiales y métodos

#### 2.1.1 Área de estudio

El parque Nacional El Palmar (figura 2) se encuentra ubicado en el centro-este de la provincia de Entre Ríos, Argentina y forma parte del Departamento de Colón (31°55'S 58°17'O). Su extensión es de 8210 ha y fue creado por medio de la Ley Nacional Q-0625 (Antes 16.802/65) con el objetivo de conservar un sector representativo de los extensos palmares de Yatay (Sobral Zotta, 2015). Los límites del Área se encuentran demarcados al sur por el arroyo Espino- Sumaca y tres establecimientos privados y al norte se encuentra delimitado por el arroyo Ubajay y dos establecimientos privados. El acceso al parque se encuentra al oeste del mismo por la autovía "José Gervasio Artigas" (Ruta 14 km 198), al este encontraremos el Rio Uruguay (Plan de Gestión PNEP, 2015).

#### PARQUE NACIONAL EL PALMAR: UBICACIÓN GEOGRÁFICA



**Figura 2.** Ubicación del Parque Nacional El Palmar. Extraído de (Sobral Zotta 2015).

Con respecto a su fitogeografía el PNEP se encuentra ubicado dentro de la Región Neotropical, Dominio Chaqueño, provincia del espinal y distrito Ñandubay (Cabrera, 1976). La provincia del espinal se extiende en forma de arco alrededor de la Provincia pampeana. La vegetación característica de esta provincia es el Bosque seco espinoso, los palmares y la

Estepa Herbácea. Con lo que respecta al distrito Ñandubay, este comprende el sur de Corrientes, el noroeste y centro de Entre Ríos y centro de Santa Fe. La especie que predomina es el ñandubay (*Prosopis affinis*, Spreng.), que forma bosques junto al algarrobo negro (*Prosopis nigra*, Griseb.). Estos bosques contienen tres estratos: arbóreo, arbustivo y herbáceo, siendo este último rico en gramíneas. La altura de las formaciones arbóreas correspondientes a cada estrato raramente supera los 10 metros (Ballari, 2014). En relación a las eco-regiones, el PNEP se corresponde con la eco región del Espinal y la Pampa (SIB, 2019). En cuanto a la zoogeografía, este parque se encuentra ubicado en la Región Neotropical, subregión Guayano-brasileña y dominio subtropical. La subregión Guayano-brasilera se encuentra comprendida por las provincias de Formosa, Chaco, Entre Ríos, Corrientes, Misiones, este de Córdoba y casi la totalidad de Santiago del Estero y Buenos Aires. Contiene peces siluriformes, arácnidos araneidas y opiliones, crustáceos parastácidos, moluscos pelecípodos y gastrópodos endodontidos. Con respecto al dominio subtropical, dentro de éste encontraremos el distrito mesopotámico que contiene el sector entrerriano ocupado por estepa herbácea y diferenciado casi únicamente por su fauna terrestre: la acridofauna y la mastofauna (Ringuelet, 1961).

La provincia de Entre Ríos presenta un paisaje de llanura sedimentaria originado en la erosión, levemente ondulado de alturas no superiores a los 100 metros. Estas alturas, son en realidad lomadas que constituyen una prolongación del relieve de la provincia de Corrientes. Dichas lomadas determinan la divisoria de aguas: las pendientes hacia el río Paraná y hacia los ríos Uruguay y Gualeguay. Desde su propio nombre, la provincia denota la fuerte presencia de cauces hídricos que han determinado su demarcación geográfica y han influido en su economía (Gobierno de Entre Ríos, 2019). Con respecto a su hidrografía, el Parque Nacional El Palmar se encuentra atravesado por una serie de cuencas hidrográficas de gran importancia para la conservación de los ecosistemas. La cuenca del arroyo El Palmar es un conjunto de cuatro cuencas ubicadas en el centro – este de la provincia de Entre Ríos sobre el río Uruguay, en los departamentos de Colón y San Salvador (Micou, 2003). Estas cuencas tienen su desembocadura en el río Uruguay, atravesando el PNEP. De norte a sur se ubican la cuenca del arroyo Ubajay, la cuenca del arroyo Los Loros, la cuenca del arroyo El Palmar y la del Espino- Sumaca. La de mayor longitud es la cuenca del arroyo El Palmar y tiene sus nacientes en campos privados al igual que el Ubajay. El arroyo Los Loros y el Espino-Sumaca tienen la totalidad de sus aguas dentro del Parque (Plan de Gestión del Parque Nacional El Palmar, 2015). El clima de esta área protegida es templado húmedo de llanura. La temperatura media anual es de 17,9° C y varía entre 24, 8° C en enero y 11, 7° C en junio, con amplitud térmica de 13,1° C. Heladas

extremas pueden ocurrir de mayo a septiembre. El valor medio anual de las precipitaciones es de 1200 mm. La cuenca se encuentra comprendida entre las isoyetas de 1000 a 2000 mm (Carta de suelos del departamento de Colón, INTA, 2002).

Según el Plan de Manejo Preliminar del PNEP (APN, 1994) y la consultoría realizada por el GEPAMA (Grupo de Ecología del Paisaje y Medio Ambiente), el parque contiene 3856 hectáreas correspondientes a la categoría de formaciones boscosas (Morello et al., 2008). Estas formaciones boscosas se subdividen en: a) palmar de yatay denso (más de 200 palmeras por ha), caracterizado por estratos de cobertura altos y menor heterogeneidad en la vegetación respecto a otros ambientes; b) palmar semidenso (entre 50 y 200 individuos/ha), donde los estratos bajos de cobertura tienen mayor preponderancia y crece la heterogeneidad en los parches de vegetación; c) palmar abierto de pocos individuos de *B. yatay*, de baja cobertura arbórea y alto porcentaje de suelo desnudo; d) bosque de ribera localizado sobre los márgenes del río Uruguay y de los principales arroyos afluentes. Su cobertura boscosa es de 688 ha; e) mosaico pastizal-monte cuya extensión es de 837 ha. Se encuentra próximo a los márgenes del río rodeando el bosque de ribera. Por otra parte, fuera de las formaciones boscosas se encuentran incluidos el pastizal semidenso y abierto, pajonal y pastizal arenal. Estos ambientes abarcan 4382 ha de la superficie total del parque, incorporando la superficie que corresponde a los cuerpos de agua (APN inéd., 2015). En la figura 3 pueden observarse los distintos ambientes que posee el PNEP.

Repositorio Digital de  
 Trabajos finales y Tesinas

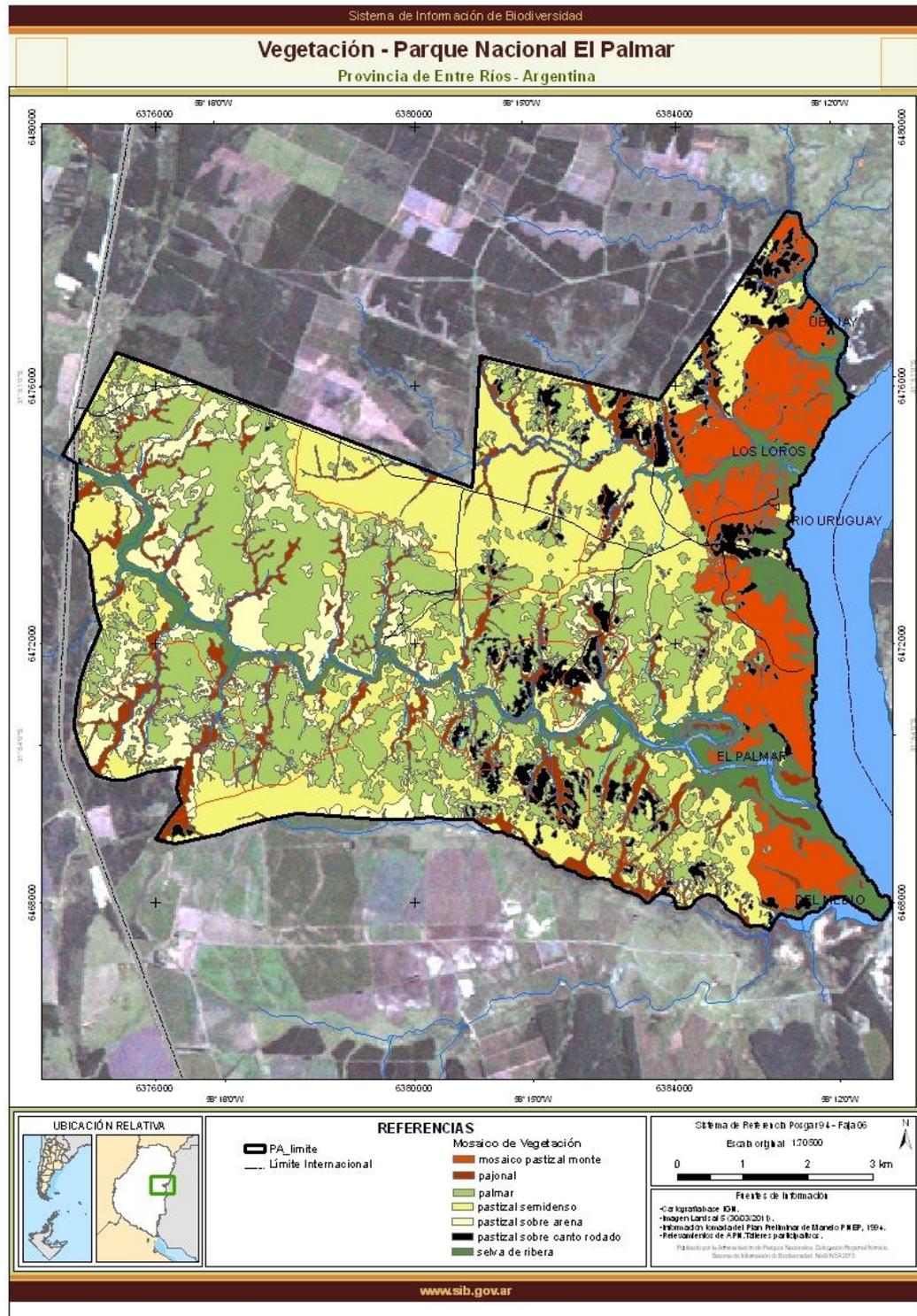


Figura 3. Ambientes en el Parque Nacional el Palmar. Extraído de (SIB, 2019).

El Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos en las áreas protegidas nacionales del noreste argentino, determina que la fisonomía característica del PNEP es el palmar de yatay el cual es combinado con pastizales que presentan una variada proporción

de especies leñosas arbustivas y arbóreas. En las zonas altas predominan los pastizales puros siendo las palmeras poco abundantes o ausentes. Las zonas intermedias que se encuentran en suelos bien drenados predominan los palmares con diversos tipos de sotobosques y variando la diversidad de palmeras según la zona. En las áreas bajas e inundables se encuentran los pajonales que constituyen pastizales hidrófilos en donde se encuentran diversas proporciones de ciperáceas y gramíneas (APN-DRNEA-SIG, 2010).

Como flora característica del Parque Nacional El Palmar se encuentra el *B. yatay* que es el objeto de conservación del Parque. Esta especie es de hábito arbóreo, monoica, heliófila y de crecimiento muy lento (Castellanos & Ragoese, 1949). Siguiendo las ondulaciones del terreno, los bosques de yatay pierden densidad hacia las zonas bajas para dar lugar a las sabanas. Dentro de las especies nativas las que mayor proliferación han tenido dentro de las sabanas originales, son las chilcas (*Eupatorium buniifolium*, *Baccharis medullosa* y *B. dracunculifolia*). Este aumento de la abundancia de algunas especies ha estado asociado a cambios en las prácticas de manejo, tales como la disminución de la frecuencia de fuegos y la exclusión de la herbivoría (Galindez, 2008). En las zonas inundables se encuentra el pastizal hidrófilo y el pajonal. El primero se compone mayormente de especies gramíneas y ciperáceas asociándose a los palmares determinando así un ecosistema particular de palmar-pastizal. En los pajonales se pueden encontrar especies de géneros como *Typha*, *Scirpus*, *Andropogon* y *Bromus*. Los ríos y arroyos mantienen en sus márgenes una vegetación más o menos frondosa, producto del transporte de semillas desde zonas subtropicales y favorecidas por la humedad circundante. Esta masa vegetal tiende a unirse en su parte superior sobre los cursos de agua, dando así el nombre de «selva en galería» y se encuentra presente en los arroyos Ubajay, Palmar y Los Loros (Morello *et al.*, 2008) aquí encontramos tres especies nativas arbóreas: *Myrcianthes cislplatensis*, *Allophylus edulis* y *Sebastiania commersoniana* (Rolhausen, 2007). Con respecto a la fauna del PNEP, en el río Uruguay se destacan el dorado (*Salminus brasiliensis*, Cuvier), el sábalo (*Prochilodus lineatus*, Valenciennes), el pacú (*Piaractus mesopotamicus*, Holmberg) y la boga (*Leporinus sp.*, Valenciennes). Asimismo, el parque cuenta con 23 especies de anfibios divididas en seis familias (Hylidae, Leptodactylidae, Leiuperidae, Bufonidae, Cycloramphidae y Microhylidae) (APN-SIB, 2019). En relación a las aves, se encuentran 275 especies pertenecientes a 13 órdenes y 40 familias (APN-SIB, 2019), de estas el 68% de las especies son residentes, 29% son ocasionales y 3% son accidentales (Ballari, 2014). Entre ellos encontramos la cotorra común (*Myopsitta monachus*, Boddaert), la perdiz común (*Nothura maculosa*, Temminck), la garcita blanca común (*Egretta thula*, Molina) y el ipacaá (*Aramides ypecaha*). Dentro de los mamíferos, encontraremos 43

especies nativas y exóticas. Entre las exóticas, las más difundidas son el jabalí europeo y el ciervo axis (APN inéd., 2015). Dentro de las especies nativas observaremos el carpincho (*Hydrochaeris hydrochaeris*), la mulita (*Dasypus hybridu*), el tuco (*Ctenomys rionegrenses*), la corzuela (*Mazama guazoupira*), el zorro de monte (*Cerdocyon thous*, Linnaeus) y el emblema del parque, la vizcacha (*Lagostomus maximus*).

### 2.1.2 La vizcacha

El registro fósil de *Lagostomus* se inicia durante el Pleistoceno temprano (Vucetich y Verzi 1995), aunque durante el Plioceno se presenta el género *Lagostomopsis*, el cual está poco estudiado y posiblemente sea un sinónimo de *Lagostomus* en virtud de que las semejanzas entre ambos taxones son tan estrechas como las que hay entre especies de *Lagidium* (Quintana, 2011). La vizcacha es un herbívoro nocturno nativo de pastizales y arbustales de Argentina, Bolivia y Paraguay (Jackson et al. 1996). Dentro de Argentina se ha reportado su presencia en gran diversidad de hábitats, como son las eco-regiones (sensu R. Burkart et al. 1999) del Chaco Húmedo, Chaco Seco, Espinal, Monte de Llanuras y Mesetas, Pampa y Monte de Sierras y Bolsones (Álvarez y Martínez 2006). Es un roedor herbívoro de tamaño mediano (macho: 5- 8,8kg, hembra: 3,5-5 kg) (Ferreya et al. 2007). Su cuerpo puede medir entre 38-65 cm, su cola varía entre 13-20 cm (Desmarest, 1817). Tiene un pelaje corto, liso con el pelo marrón grisáceo en el dorso y las partes inferiores blancas. Ambos sexos tienen marcas blancas en las mejillas, sobre los ojos y en la base de las orejas peludas (Jackson et al., 1996). Las patas delanteras son cortas y poseen cuatro dedos provistos de uñas gruesas que usan para cavar. Las posteriores son más largas, fuertes y tienen 3 dedos con garras largas (Desmarest, 1817). Se trata de la especie más grande de la familia y con un esqueleto robusto por sus adaptaciones a la excavación. Estos roedores cavan con sus pies de frente y el suelo es empujado hacia afuera con la nariz o pateado hacia atrás por las patas traseras. La nariz es peluda o está plegada, para evitar que entre tierra en las fosas nasales (Pocock, 1922). Durante encuentros agresivos, la cola se arquea y muestra pelos erigidos (Branch, 1993). La cola también es utilizada como una tercera pata cuando el animal se sienta en sus ancas (Weir, 1974a).

Habitaban sistemas comunales de cuevas -vizcacheras- [Anexo I: Vizcacheras en el PNEP] que son ocupados por muchas generaciones (Llanos y Crespo, 1952) y conforman grupos sociales compuestos de hembras emparentadas, un macho adulto cada cinco hembras (Branch, 1993). Estas cuevas aparecen como parches abiertos con pastos de bajo crecimiento y suelo desnudo en una matriz más fuertemente vegetada a menudo dominada por pastos altos (Llanos y Crespo 1952). Debido a que las hembras alcanzan la madurez

sexual antes que los machos, la proporción de sexo de los individuos reproductivamente activos esta sesgada hacia las hembras (Branch et al., 1993). Las extensas madrigueras construidas por este herbívoro provocan grandes modificaciones en el ambiente que las rodea, por lo cual es considerada una especie arquitecta del paisaje (Branch et al., 1996, 1999; Arias et al., 2005; Villarreal et al., 2008; Chebez, 2009). Estas madrigueras, así como el área cercana a las mismas, son utilizadas como sitios de alimentación, refugio o nidificación por numerosas especies (Wilson, 1926). La forma y tamaño de las vizcacheras depende de las características del terreno y de la antigüedad de la colonia. Cada vizcachera está formada por una serie de túneles o galerías conectadas entre sí que llegan a cubrir una extensión de 700 m<sup>2</sup> y tienen varias salidas o bocas al exterior (Desmarest, 1817). Los tamaños de las aberturas de las madrigueras varían según el tipo de suelo y la cantidad de uso por las vizcachas, estos pueden variar entre agujeros de 12 cm a 1 m que conducen a túneles inclinados de 13 a 30 grados. Los túneles se ramifican y pueden alcanzar más de 2 m por debajo de la superficie antes de abrirse en grandes cámaras subterráneas. Las vizcacheras están agregadas en conjuntos conocidos como vizcacherales (Llanos y Crespo, 1952). Los vizcacherales contienen dos tipos principales de vizcacheras: vizcacheras grandes que sirven de residencia permanente (vizcacheras principales) y pequeñas vizcacheras satelitales utilizadas como refugio temporario (Branch et al., 1994 c) por los machos cuando anualmente antes y después del apareamiento se trasladan a otras colonias (Desmarest, 1817). Los machos residentes defienden su área de actividad, oponiéndose a los inmigrantes. Durante este período, tanto los machos residentes como los inmigrantes utilizan las vizcacheras satelitales como refugio contra los depredadores y otros machos, pudiendo permanecer durante todo el día en su interior (Branch et. al, 1994c). Las vizcacheras satelitales son utilizadas mucho menos frecuentemente durante el invierno y los machos adultos residen junto con las hembras en la vizcachera principal (Branch, 1993b). Una característica que permite distinguir las vizcacheras principales de las satelitales es que el área alrededor de la vizcachera principal esta desprovista de vegetación debido al pastoreo intensivo y contiene una gran acumulación de palos. En cambio, en las zonas de vizcacheras satelitales el área descubierta es mucho más reducida y la acumulación de palos es mucho menor (Brach et. al., 1994 c). Todos los miembros de un grupo social se bifurcan en el área que rodea el sistema de madrigueras y lo defienden contra los no residentes (Branch, 1989). Los grupos a menudo son contiguos, pero se produce poca superposición en el uso del espacio entre grupos (Llanos y Crespo, 1952). Son características importantes para explicar la amplia distribución histórica de esta especie el hecho de ser herbívoros generalistas, su capacidad

para construir madrigueras subterráneas y su habilidad para hacerlo en diversos tipos de suelos (Llanos y Crespo 1952, Giuliatti y Jackson 1986, Branch et al. 1994b).

Esta especie es considerada ingeniera del ecosistema (Branch et al., 1999; Branch et al., 1996; Villarreal et al., 2008), creando diferencias a nivel local y regional, tanto de la diversidad de especies como de la complejidad estructural del paisaje. La vizcacha se alimenta de una gran variedad de hierbas, arbustos bajos, semillas y frutos, con marcada preferencia por pastos (Bontti et al., 1999; Branch et al., 1994a; Giuliatti y Veneciano, 2005; Jackson et al., 1996; Llanos y Crespo, 1952; Navarro et al., 1997; Pereira et al., 2003; Puig et al., 1998), además de poseer hábitos coprófagos (Clauss et al., 2007; Hagen et al., 2015; Jackson et al., 1996; Puig et al., 1998). Debido al pastoreo y construcción de madrigueras, la vizcacha produce patrones espaciales en cuanto a la composición, biomasa y cantidad de nutrientes disponibles en la vegetación (Arias et al., 2003; Branch et al., 1999; Branch et al., 1996; Spotorno y Patton, 2015; Villarreal et al., 2008). No almacenan alimentos ni llevan alimentos a las madrigueras para alimentar a los jóvenes (Llanos y Crespo, 1952). En las noches sin viento, el último ataque de alimentación puede extenderse hasta después del amanecer. Las vizcachas, pasan más tiempo alimentándose y menos tiempo en el sitio de la guarida en invierno que en otras estaciones. El patrón se invierte en verano (Jackson, et. al, 1996).

El comportamiento amistoso puede promover la cohesión entre los grupos, estos ocurren con frecuencia entre los miembros de la misma vizcachera, el principal comportamiento es el mordisqueado en el cuello y a veces, la cara y la espalda de otro animal. De vez en cuando, los animales se tocan las nalgas y se frotan las mejillas. Las hembras y los juveniles se asean entre ellos, mientras que los machos son receptores más a menudo. Este choque de mejillas puede ser un comportamiento para compartir el olor. Inmediatamente después de salir de las madrigueras, las vizcachas con frecuencia toman un baño de polvo en una depresión cerca de la vizcachera. Este baño puede eliminar los ectoparásitos (por ejemplo, pulgas, piojos, ácaros) que son comunes en las vizcachas (Branch, et. al, 1993).

Estos herbívoros permanecen durante todo el día en el interior de la vizcachera principal. Durante la noche salen de la vizcachera y alternan turnos de pastoreo con retornos a la misma (Branch, 1993b). Las áreas de vegetación corta pueden ser preferidas por los herbívoros debido a que en ellas el riesgo de depredación es menor (Gosling, 1981). Viven en hábitats donde la distribución temporal y espacial de los recursos es relativamente homogénea y en entornos donde la disponibilidad de recursos fluctúa mucho en el tiempo y el espacio (Llanos & Crespo, 1952; Rama, 1989). Las vizcacheras sirven como refugio

contra los depredadores y otros comportamientos sociales que ocurren principalmente sobre la vizcachera principal (Branch, 1993b). Las hembras y los jóvenes son muy gregarios, pero los machos adultos frecuentemente pastorean solos (Branch, 1993), estos mueven palos en la madriguera más a menudo que las hembras adultas. Entre varias conjeturas publicadas sobre la función de estos palos, se incluye la disuasión de los depredadores y la elevación del nivel de las vizcachas para evitar la inundación al depositarse el suelo sobre los palos. Estos palos, pueden impedir que el hurón menor entre en las madrigueras, ya que otros depredadores son demasiado grandes para entrar en las vizcacheras (Branch, 1993). Otras investigaciones indican que los vizcachones acumulan hojas, ramas, huesos y piedras cerca de las entradas de las vizcacheras y marcan éstas con orina y frotándolos con su mejilla (Desmarest, 1918).

Las vizcachas dan al menos dos vocalizaciones de alarma que parecen indicar una "urgencia diferencial". Cuando se observa la cercanía de un depredador, las hembras adultas e inmaduros dan una sola llamada de una sola sílaba: "wank". Esta llamada se escucha a una corta distancia y probablemente, es para comunicación con otros miembros del grupo inmediato. Cuando un individuo utiliza esta llamada, los otros miran a su alrededor y a veces los inmaduros se ponen en postura bípeda, pero rara vez corren, indicando que esta llamada solo comunica una alarma leve. Por el contrario, cuando los machos observan la cercanía de un depredador, la tarea del macho en este momento es crucial ya que es él el que emitirá gritos de alarma ante una posible amenaza, grito que los otros machos repiten a fin de avisar a toda la población para lograr ocultarse en las madrigueras cercanas, estas llamadas son audibles en varios metros. Mientras más vizcachas oigan y reproduzcan la llamada de alerta, más efectiva será la estrategia de defensa (Branch, et al., 1993). Llanos y Crespo (1952), describieron cómo estas vocalizaciones pasan en una ola de vizcachera a vizcachera, recogiendo nuevos llamadores a medida que avanza la onda.

El ciclo de vida de esta especie es algo complejo, en tanto que el comportamiento social vinculado a la reproducción condiciona la interacción entre grupos etarios y géneros, y al tiempo de actividad dentro o fuera de las madrigueras en distintas épocas del año (Branch 1993). Este mamífero es uno de los roedores que poseen mayor dimorfismo sexual (Llanos y Crespo 1952). Los machos tienen una cabeza más pesada y una máscara facial más pronunciada que las hembras, y son mucho más grandes (Jackson et., al 1996). La reproducción de este mamífero es estacional. La copula se realiza en el interior de la madriguera. El periodo de gestación es de 5 meses, los nacimientos tienen lugar en marzo/abril y septiembre/octubre. La hembra da a luz a una camada generalmente integrada por dos crías que emergen de la madriguera varias semanas después de nacer. Las hembras

en esta época pueden estar más protegidas debido a que cuidan a las crías dentro de las vizcacheras durante varias semanas. Los machos, por otro lado, pasan menos tiempo en grupos con las hembras antes y durante la temporada de cría que en otras épocas del año y pasan más tiempo en vigilancia sobre los machos intrusos que quieren entrar a las vizcacheras en el momento que nacen las crías. Esto sugiere un posible infanticidio. La presencia de individuos de grupos vecinos en los límites del territorio en general es más tolerada, no así los intentos de dichos vecinos de ingresar en algunas de las cuevas de la vizcachera del grupo (Branch 1993b, Branch 1993). Los vizcachones no permanecen más de una temporada de cría en las vizcacheras dado que, de lo contrario, se estarían apareando con sus descendientes (Branch, et. al, 1993b). El macho alcanza la madurez sexual al año y medio; la hembra entre los 8 meses y el año de edad. Se estima que viven entre 7 u 8 años (Desmarest, 1817). En épocas de reproducción, las hembras son reclutadas por sus grupos sociales natales y los machos compiten de forma intensiva entre ellos por el acceso a los sistemas de madrigueras (Brach 1993). Fuera de dicha época, la relación entre los integrantes de la colonia es muy pacífica, los machos y las hembras no tienen jerarquía de dominancia (Desmarest, 1918).

### 2.1.3 Censos

Se cuenta con la información de 22 censos (recuento de los individuos de una población) (INDEC, 2001) en donde se recontó exhaustivamente los individuos de los grupos poblacionales desde julio del año 2012 a enero del año 2020 en la zona del Camping y el Centro Administrativo por día durante las cuatro estaciones del año. También se censó la sección de La Glorieta una vez al año. El censo es un método directo para conocer la cantidad de individuos de una población. También es una herramienta viable, cuando las circunstancias para censar todos los individuos se presentan en un área sectorizada, siendo esta de fácil acceso y recorrido. Además, la especie no teme a la presencia del hombre, ni tampoco los pastizales les permiten esconderse o camuflarse. Estas características para hacer el censo de una población animal no son fáciles de encontrar, por lo que generalmente se decide realizar un muestreo y no un censo. Por eso nuestro caso es relativamente raro (Del castillo, et. al, 2012). Los datos del año 2017, 2019 y 2020 fueron tomados por la tesinista y los anteriores por varios grupos de los voluntarios del PNEP. Las secciones mencionadas se dividieron en 20, 16 y 3 parcelas respectivamente, las cuales fueron enumeradas. Las dos primeras zonas se transitaron siguiendo las enumeraciones (figura 4a y 4b). Al encontrarse a aproximadamente a 600 metros de distancia pudieron ser

censadas en el mismo día, sin embargo, el censo de La Glorieta (la cual se encuentra a 6km de las dos anteriores) se realizó en un día diferente (figura 5). Además, en esta zona no se recorrieron las parcelas, sino que las personas se posicionaron en puntos determinados dentro de las parcelas mencionadas desde donde realizó una visualización de las vizcachas que están a su alrededor cada dos horas durante toda una noche. El horario del censo fue al anochecer dado que las vizcachas presentan mayor actividad.

Se tomaron los datos meteorológicos de cada día. Previo a recorrer cada zona, se observaron la temperatura, humedad y precipitación en la página web del SIGA (Sistema de Información y Gestión Agrometeorológica) perteneciente al INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria).



**Figura 4a.** Parcelas del área administrativa. Extraído de (Santoni, 2017).

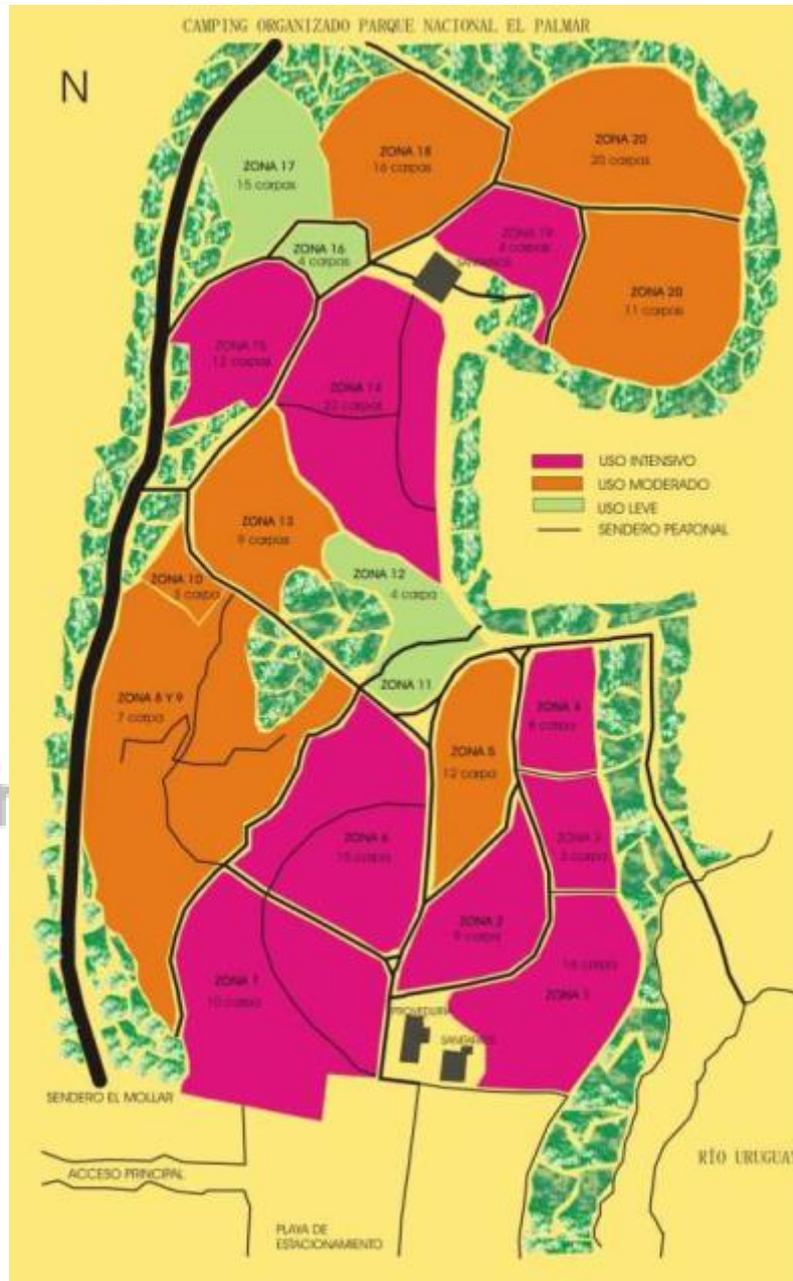
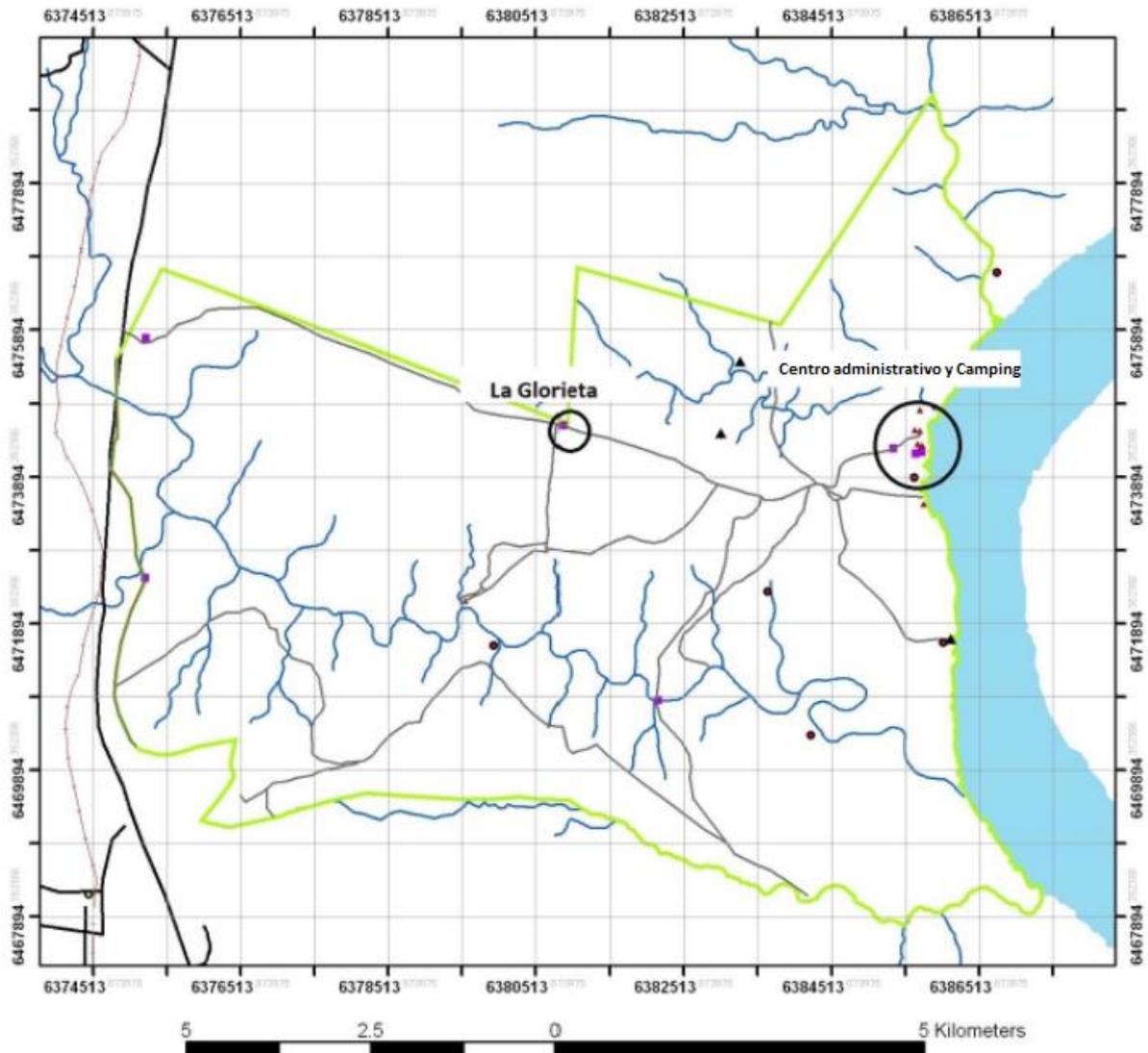


Figura 4b. Parcelas del Camping. Extraído de (Santoni 2017).



**Figura 5.** Distancia entre el Centro Administrativo, el Camping y La Glorieta. Extraído de (Lepercq, 2016).

Los animales fueron clasificados en:

- a) Machos.
- b) Hembras y machos jóvenes (considerados en una misma categoría ya que no pueden diferenciarse claramente a campo).
- c) Juveniles.
- d) Crías.

Para clasificarlos, se consideró el marcado dimorfismo sexual (Figura 6) (Branch y Villarreal, 1989). El macho presenta un tamaño corporal y cabeza proporcionalmente



### 2.1.4 Análisis de datos

Para el análisis de datos se tomó la zona del Camping y el Centro Administrativo como la misma población dado que las vizcachas están conformadas por una serie de túneles conectados entre sí que pueden medir hasta 700m<sup>2</sup> (Desmarest,1817). Con respecto a La Glorieta, se consideró que es una población diferente por este mismo motivo y porque, además, las vizcachas se alimentan con frecuencia a pocos metros de la plataforma (Branch, 1993). Se realizó un análisis clúster para ver cómo se agrupan las poblaciones. Se utilizó el método promedio y la distancia euclidiana. Los datos se dividieron según las estaciones y años censados. Los cálculos se realizaron para el total de individuos por categoría y campaña. Se utilizó el Programa Estadístico INFOSTAT (María del Rosario Iglesias, et. al, 2010).

Se calculó el número total de individuos censados por categoría y se los sumó obteniendo así el total de individuos censados por campaña. Se calculó la media como:

$$\frac{\text{total de individuos de la categoría o campaña}}{\text{recuento de individuos de la categoría o campaña}}$$

Asimismo, se obtuvo el máximo, que determinó cuál fue la máxima cantidad de individuos censados. También se obtuvo el mínimo. Se calculó el desvío estándar, que es el desvío de la media muestral entre los distintos individuos.

$$\sqrt{\frac{\sum (x - U)^2}{N}}$$

Dónde:

- “x” es un valor de un conjunto de datos,
- “U” es la media del conjunto de datos y
- N es el número de datos.

Por último, se obtuvo el error estándar el cual demuestra cuanto va a desviarse la media en el próximo censo.

$$\frac{\text{Desvío estándar}}{\sqrt{\text{Total de individuos}}}$$

Se realizó el cálculo del límite inferior y superior a través del error estándar para obtener el valor del intervalo de confianza para el próximo censo, es decir, para que la

población se mantenga estable, la media del próximo censo tiene que estar dentro de estos límites.

Límite inferior:  $media - 1,96 * error\ estandar$

Límite superior:  $media + 1,96 * error\ estandar$

Para el análisis de los resultados, se sumaron los datos obtenidos en cada día para cada categoría y campaña, se calculó la media y desvío estándar total por categoría y campaña. La agrupación de datos se realizó por campaña (verano-otoño-invierno-primavera), de esta manera se pueden apreciar los ciclos poblacionales de las vizcachas: Octubre – Enero (reclutamiento grande), Febrero – Mayo (segundo reclutamiento) y junio-Septiembre (sin reclutamiento, largo invierno). Es importante mencionar que estos roedores cumplen con una tendencia anual donde el número de vizcachas aumenta después de dos reclutamientos: noviembre y abril y luego normalmente declina por mortalidad y predación en el periodo de otoño a primavera tardía.

Para ver si existían diferencias entre las dos poblaciones, se compararon mediante el análisis de Test – T. Se realizó la prueba de normalidad y como las variables no cumplieron con los supuestos correspondientes para el uso de un modelo paramétrico, se realizó el ANOVA no paramétrico llamado Kruskal Wallis (comprueba si un grupo de datos proviene de la misma población) en la prueba de rangos. Se realizó la prueba de homogeneidad de varianzas (Leneve), y se utilizó la prueba Tukey para la comparación múltiple. Para todos los análisis se utilizó un nivel de significancia de  $p \leq 0.05$  y el programa INFOSTAT. Las estaciones verano (febrero), otoño y primavera del año 2013 muestran solo los totales por categoría por estación, si bien con dichos datos no podemos realizar el análisis anteriormente descripto, estos se consideraron claves para saber que pasó con la población.

## CAPITULO III. RESULTADOS

### 3.1. Resultados: Camping y Centro Administrativo.

En la tabla 1 se muestran las medias y desvíos estándar para las categorías y el total de individuos de las estaciones muestreadas. Se observa que las medias totales son iguales para las siguientes estaciones: Invierno del año 2015, invierno del año 2018, otoño del año 2015, verano del año 2017, invierno del año 2016, verano (diciembre) del año 2013, otoño del año 2014, otoño del año 2017, invierno del año 2019, verano, otoño y primavera del año 2016. Las últimas siete estaciones mencionadas comparten media con el verano del año 2020 y este último, tiene una media igual a la primavera del año 2013. Por otro lado, el invierno del año 2012, verano (febrero) y otoño del año 2013 no presentan medias significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ).

**Tabla 1.** Media y desvío estándar en el Camping y Centro Administrativo.

ESTACIÓN	MACHOS	HEMBRAS+MACHITOS	JUVENILES	CRIAS	TOTAL
<b>Media invierno 2012</b>	29,00 (± 5, 15)	214,00 (±9,99)	121,00(± 6,16)	0,00	364,00 (±7,22)
<b>Media verano (febrero) 2013</b>	40,00	226,00	98,00	0,00	364,00
<b>Media otoño 2013</b>	38,00	186,00	150,00	0,00	374,00
<b>Media primavera 2013</b>	39,00	135,00	76,00	0,00	250,00
<b>Media verano (diciembre) 2013</b>	23,00 (±20,53)	62,00 (±58,81)	7,00 (±5,77)	0,00	148,00 (±35,85)
<b>Media otoño 2014</b>	52,00 (±2,95)	74,00 (±8,47)	5,00 (±1,95)	18,00 (±7,16)	149,00 (±11,82)
<b>Media otoño 2015</b>	21,00 (±3,56)	63,00 (±9,71)	34,00 (±16,99)	13,00 (±8,46)	131,00 (±18,29)
<b>Media invierno 2015</b>	24,00 (±8,87)	48,00 (±10,53)	36,00 (±8,24)	14,00 (±3,16)	122,00 (±25,59)

<b>Media verano</b>	26,00	97,00	33,00	11,00	166,00
<b>2016</b>	(±5,26)	(±17,02)	(±13,08)	(±13,00)	(±1,83)
<b>Media otoño</b>	30,00	81,00	37,00	19,00	167,00
<b>2016</b>	(±12,93)	(±19,79)	(±13,56)	(±7,09)	(±28,99)
<b>Media invierno</b>	47,00	74,00	15,00	4,00	140,00
<b>2016</b>	(±11,50)	(±13,65)	(±4,36)	(±0,58)	(±15,95)
<b>Media primavera 2016</b>	41,00	71,00	31,00	7,00	149,00
	(±14,73)	(±10,42)	(±7,09)	(±5,39)	(±20,40)
<b>Media verano</b>	18,00	50,00	41,00	29,00	138,00
<b>2017</b>	(±2,76)	(±11,58)	(±7,08)	(±9,61)	(±25,45)
<b>Media otoño</b>	27,00	86,00	21,00	18,00	152,00
<b>2017</b>	(±4,61)	(±14,25)	(±8,15)	(±4,14)	(±19,63)
<b>Media invierno</b>	36,00	40,00	38,00	16,00	129,00
<b>2018</b>	(±5,51)	(±2,07)	(±8,71)	(±2,40)	(±11,51)
<b>Media invierno</b>	25,00	32,00	36,00	66,00	159,00
<b>2019</b>	(±8,50)	(±9,13)	(±10,59)	(±31,19)	(±50,18)
<b>Media verano</b>	32,00	21,00	79,00	82,00	215,00
<b>2020</b>	(±7,37)	(±12,71)	(±18,92)	(±25,77)	(±34,15)

Con respecto a las categorías, no se encontraron diferencias significativas entre la media de los machos del verano del año 2017, otoño del año 2015, verano (diciembre) del año 2013, invierno del año 2015, invierno del año 2019, verano del año 2016, otoño del año 2017, invierno del año 2012, otoño y primavera del año 2016, verano del año 2020, invierno del año 2018, verano (febrero), otoño y primavera del año 2013. Todas las estaciones mencionadas menos el verano del año 2017, otoño del año 2015 y verano (diciembre) del año 2013, comparten su media con el invierno del año 2016. Asimismo, esta última estación y el otoño del año 2014 tienen una media similar a las ocho estaciones mencionadas luego del otoño del año 2017 ( $p < 0,05$ ).

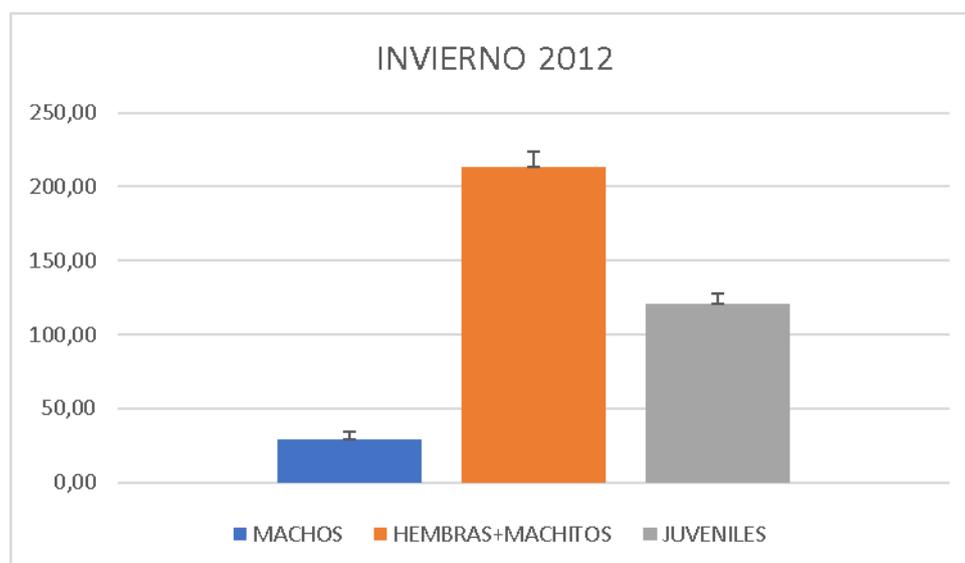
En relación a la categoría de las hembras y machitos, no se encontraron diferencias significativas entre la media del invierno del año 2012 y la media de verano (febrero) y otoño del año 2013. Además, la media de la primavera del año 2013 es la misma que la del verano del año 2016 y esta última es igual al otoño del 2014, otoño del 2015, otoño, invierno y primavera del 2016, otoño del 2017 y al verano (diciembre) del año 2013. Estas últimas ocho estaciones (menos el verano del año 2016) comparten su media con el verano del año 2017 y el invierno del año 2015 y (menos el otoño del año 2017) todas tienen una media similar al

invierno del año 2018. Esta última estación, comparte su media con la primavera del año 2016, el otoño del año 2015, el verano (diciembre) del año 2013, el verano del año 2017, el invierno del año 2015 y 2019. El verano del año 2020 tiene una media igual a las últimas cuatro estaciones anteriormente mencionadas y al invierno del año 2018 ( $p < 0,05$ ).

Con respecto a los juveniles, la media del otoño del 2013 es igual a la media del invierno del 2012 y a su vez, esta última comparte su media con el verano (febrero) del año 2013 cuya media es semejante a la del verano del año 2020 y primavera del año 2013. Por otro lado, la media del invierno del 2016 es igual a la media del verano y otoño del año 2017, verano, otoño y primavera del año 2016, otoño del año 2015, invierno del año 2015, 2018 y 2019. Las últimas diez estaciones mencionadas (menos el verano del año 2017) comparten su media con el verano (diciembre) del año 2013. El otoño del año 2014 tiene una media igual al verano (diciembre) del año 2013, al invierno del año 2016, otoño del año 2017, verano y primavera del año 2016, otoño del año 2015, invierno del año 2015 y 2019 ( $p < 0,05$ ).

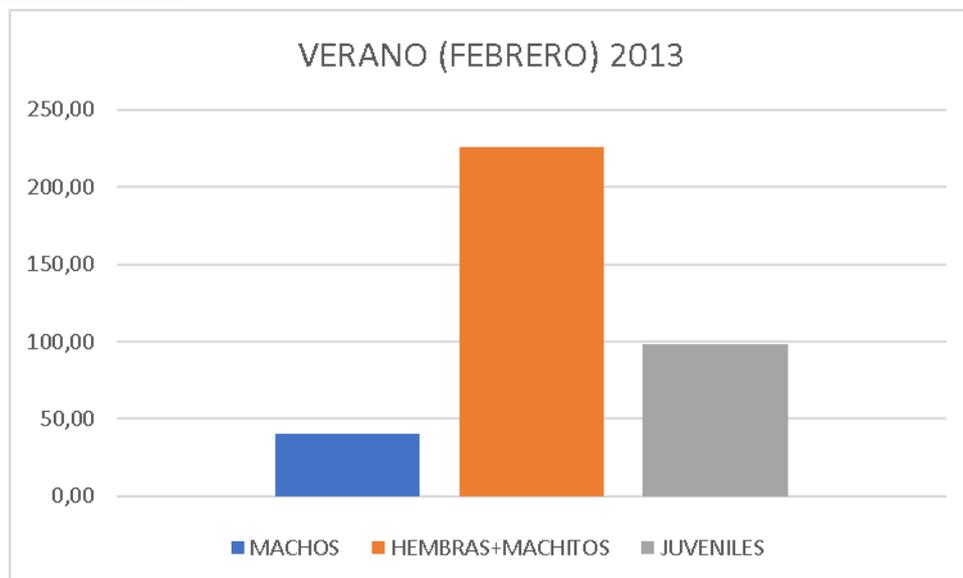
Por último, las medias de las crías no son significativamente diferentes salvo el verano del año 2020 cuya media es igual al invierno del año 2019. Esta última estación tiene el mismo promedio que el verano del 2017, la media de este último es igual a las estaciones restantes: Invierno del año 2012, verano (febrero), otoño, primavera, verano (diciembre) del año 2013, otoño del año 2014, otoño e invierno del año 2015, verano, otoño, invierno y primavera del año 2016, otoño del 2017 e invierno del 2018 ( $p < 0,05$ ).

En la estación invierno del año 2012, la media total fue de 364 individuos. Las medias fueron diferentes para todas las categorías ( $p < 0,0001$ ). No se observaron crías. En la figura 9 se ilustran medias y desvíos estándar por categoría.



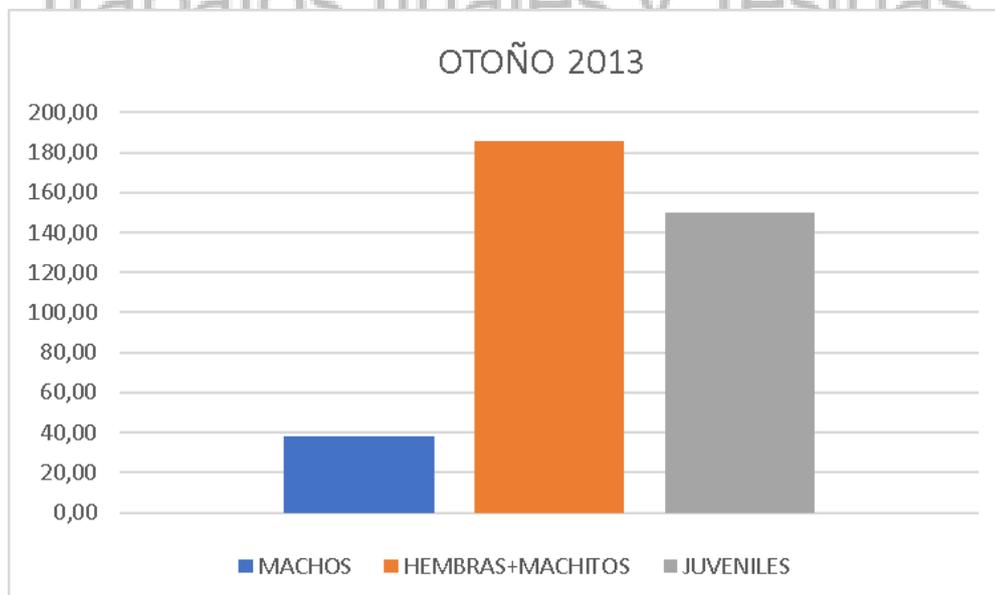
**Figura 9.** Media y desvío estándar de cada categoría en el invierno del año 2012.

En el verano (febrero) del año 2013, el total fue de 364 individuos. No se observaron crías. En la figura 10 se observa el total por categoría.



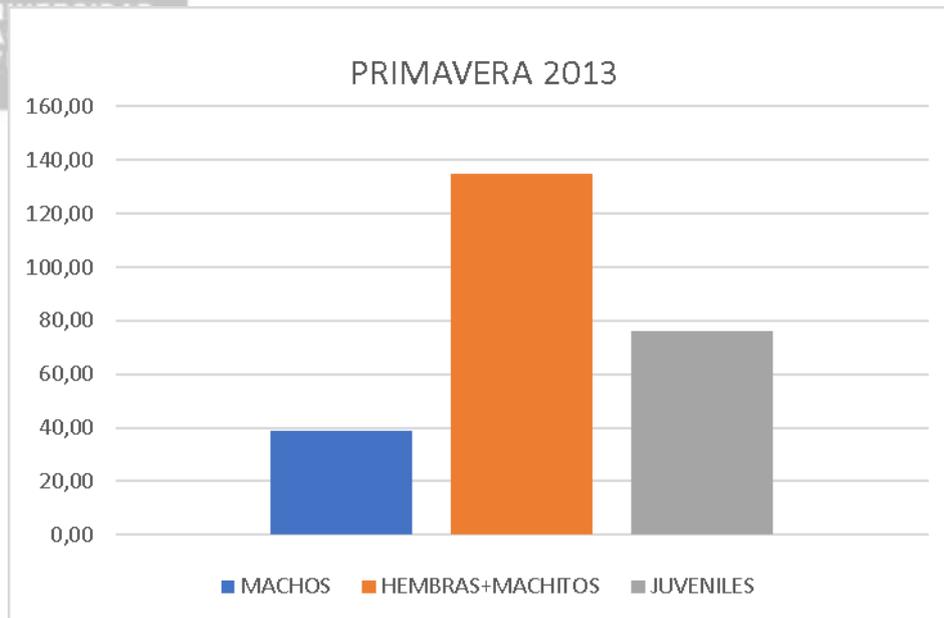
**Figura 10.** Total de cada categoría en el verano (febrero) del año 2013.

El total en el otoño del año 2013 fue de 374 individuos. No se observaron crías. En la figura 11 se ilustra el total por categoría.



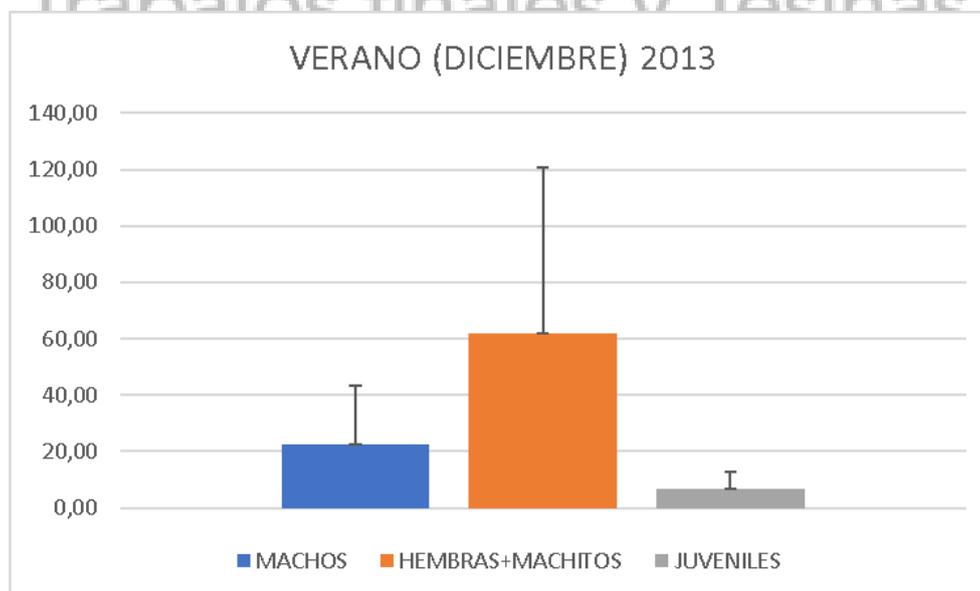
**Figura 11.** Total de cada categoría en el otoño del año 2013.

En la primavera del año 2013 el total fue de 250 individuos. No se observaron crías. En la figura 12 se ilustra el total por categoría.



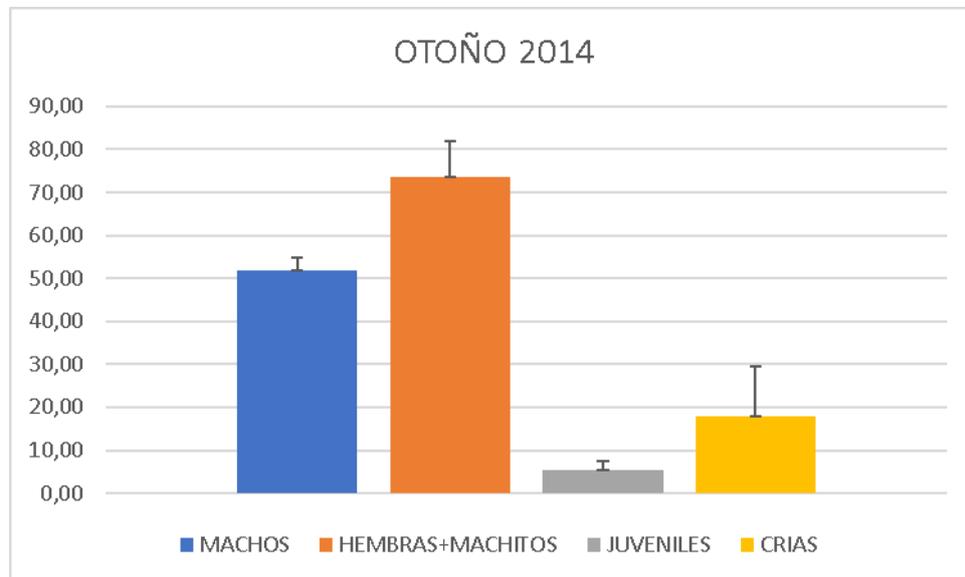
**Figura 12.** Total de cada categoría en la primavera del año 2013.

En el verano (diciembre) del año 2013 la media total fue de 148 individuos. Las medias fueron iguales para todas las categorías ( $p > 0,0001$ ). No se observaron crías. En la figura 13 se ilustran medias y desvíos estándar.



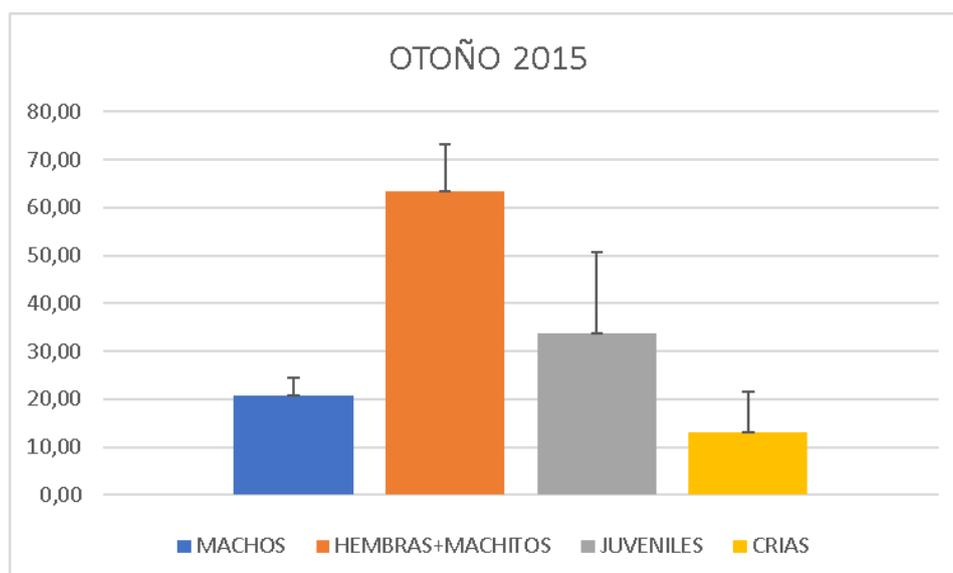
**Figura 13.** Media y desvío estándar de cada categoría en el verano (diciembre) del año 2013.

En el otoño del año 2014, la media total fue de 149 individuos. Las medias fueron diferentes para todas las categorías ( $p < 0,0001$ ). En la figura 14 se ilustran medias y desvíos estándar por categoría.



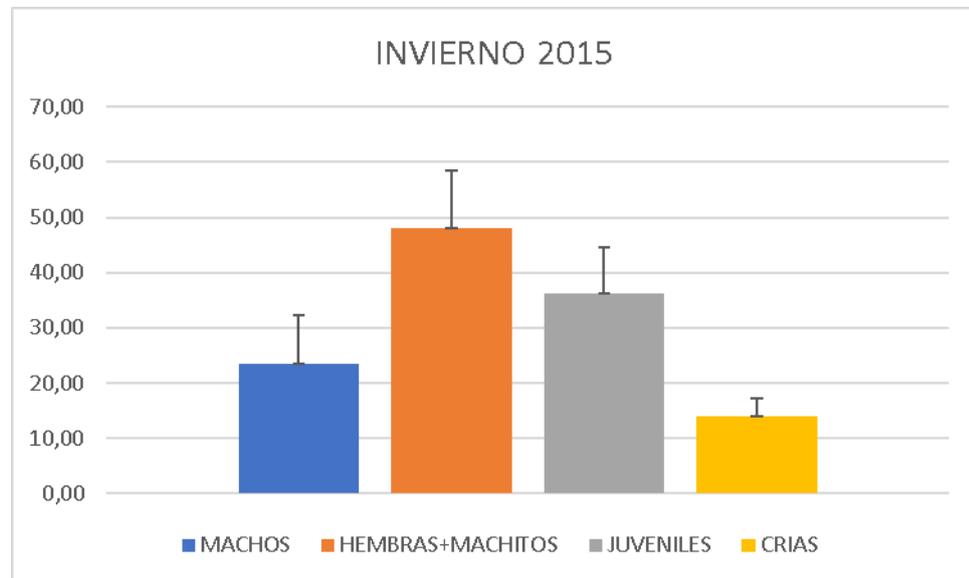
**Figura 14.** Media y desvío estándar de cada categoría en el otoño del año 2014.

En el otoño del año 2015, la media total fue de 131 individuos. La media de los machos y las crías fueron iguales. Asimismo, los machos comparten media con los juveniles y la media para hembras y machitos fue diferente a las demás categorías ( $p < 0,0001$ ). En la figura 15 se ilustran medias y desvíos estándar por categoría.



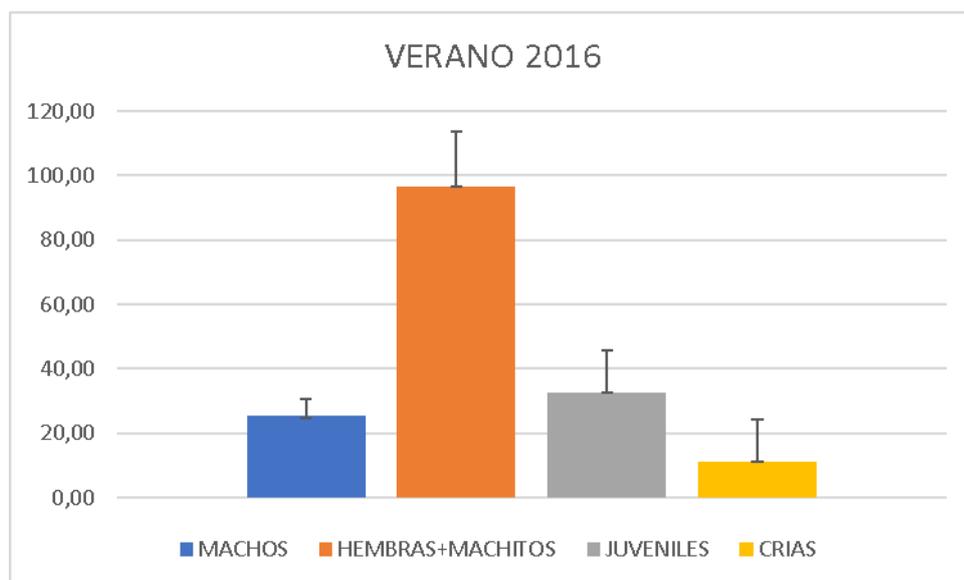
**Figura 15.** Media y desvío estándar de cada categoría en el otoño del año 2015.

En el invierno del año 2015, la media total fue de 122 individuos. Las crías comparten media con los machos y la media de estos últimos es igual a la media de los juveniles, a su vez, la media de los juveniles es igual a la media de las hembras y machitos ( $p < 0,0001$ ). En la figura 16 se ilustran medias y desvíos estándar por categoría.



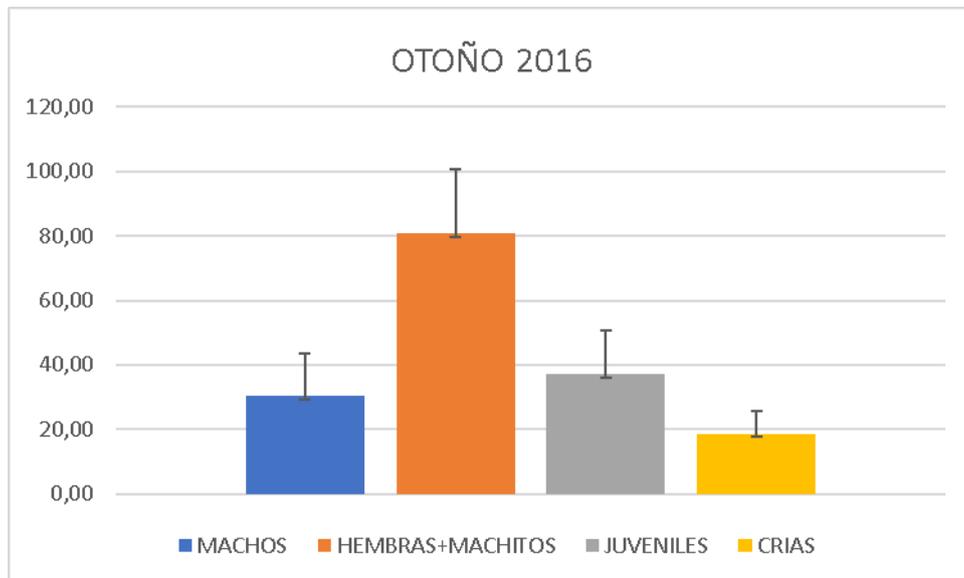
**Figura 16.** Media y desvío estándar de cada categoría en el invierno del año 2015.

En verano del año 2016, la media total fue de 166 individuos. La media de los machos, juveniles y crías fueron iguales mientras que la media de las hembras y machitos fue diferente ( $p < 0,0001$ ). En la figura 17 se ilustran medias y desvíos estándar por categoría.



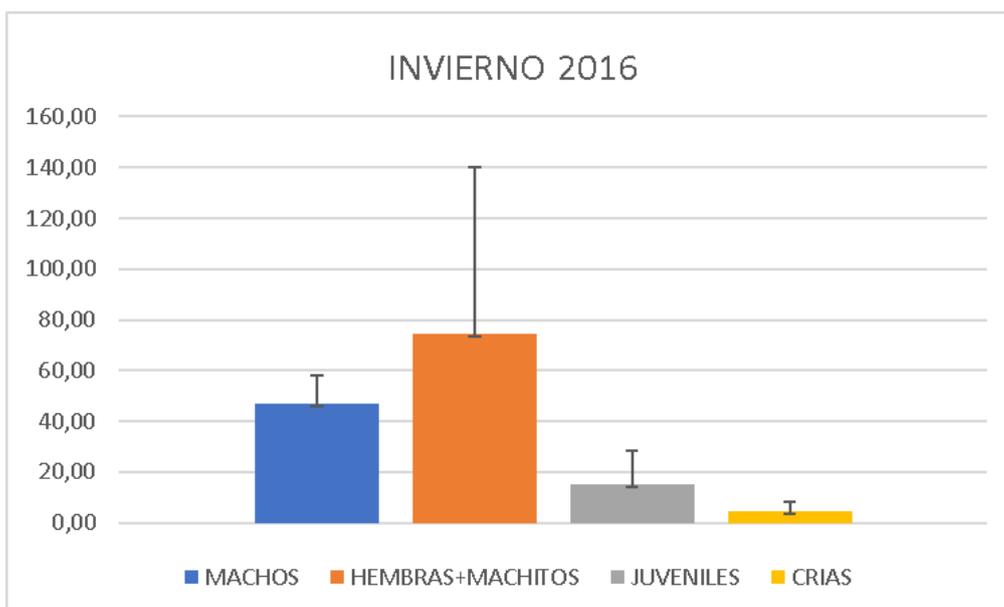
**Figura 17.** Media y desvío estándar de cada categoría en el verano del año 2016.

En el censo realizado en el otoño del año 2016 la media total fue de 167 individuos. La media de los machos, juveniles y crías son iguales. Las hembras y machitos tienen una media significativamente diferente al resto de las categorías ( $p < 0,0001$ ). En la figura 18 se muestran medias y desvíos estándar por categoría.



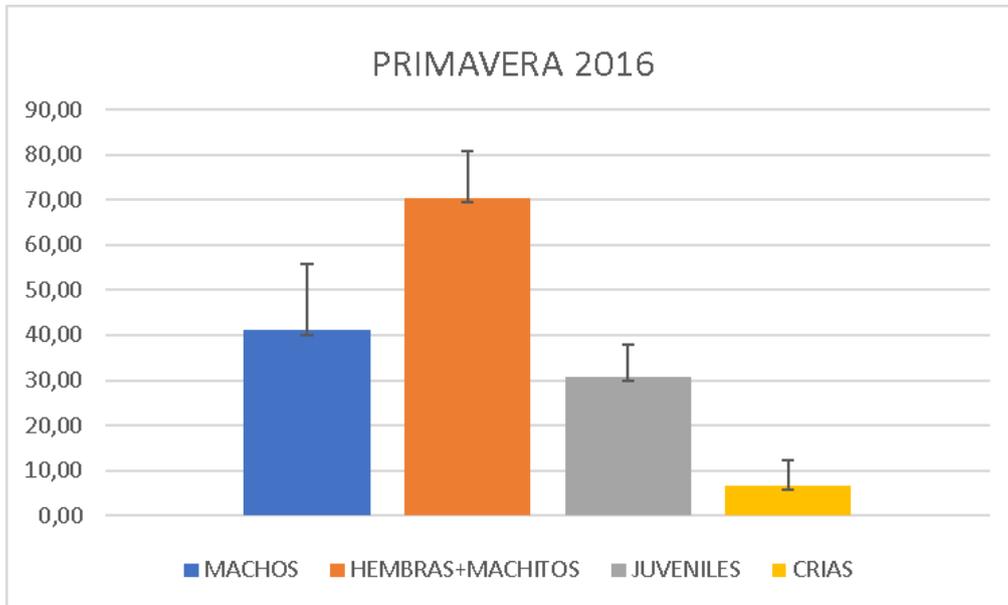
**Figura 18.** Media y desvío estándar de cada categoría en el otoño del año 2016.

En el censo realizado en el invierno del año 2016 la media total fue de 140 individuos. Las medias de los machos y hembras y machitos son diferentes y las medias de los juveniles y las crías son iguales ( $p < 0,0001$ ). En la figura 19 se muestran medias y desvíos estándar por categoría.



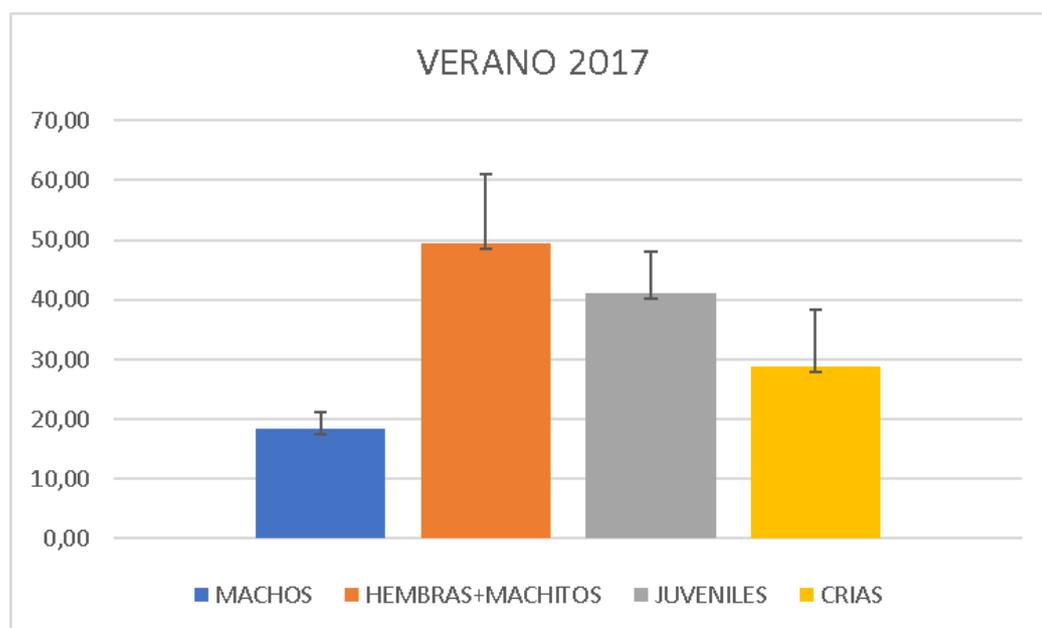
**Figura 19.** Media y desvío estándar de cada categoría en el invierno del año 2016.

El censo realizado en la primavera del año 2016 arrojó una media total de 149 individuos. La media de los machos es igual a la media de los juveniles. Las crías y hembras y machitos tienen una media significativamente diferente ( $p < 0,0001$ ). En la figura 20 se muestran medias y desvíos estándar por categoría.



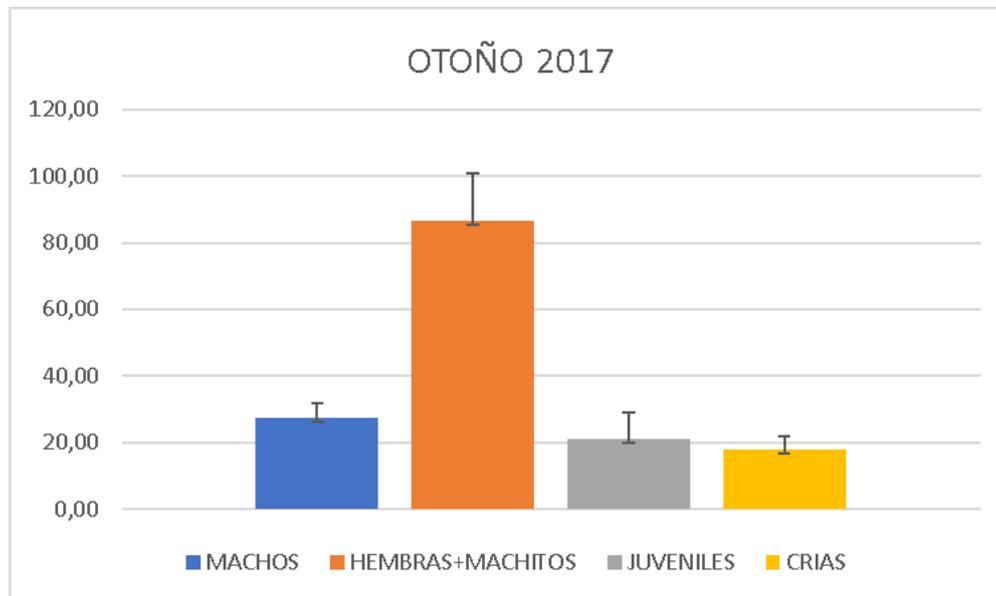
**Figura 20.** Media y desvío estándar de cada categoría en la primavera del año 2016.

En el verano del año 2017, la media total fue de 138 individuos. La media para los machos y crías fue diferente mientras que para hembras y machitos y juveniles fueron iguales ( $p < 0,0001$ ). En la figura 21 se ilustran medias y desvíos estándar por categoría.



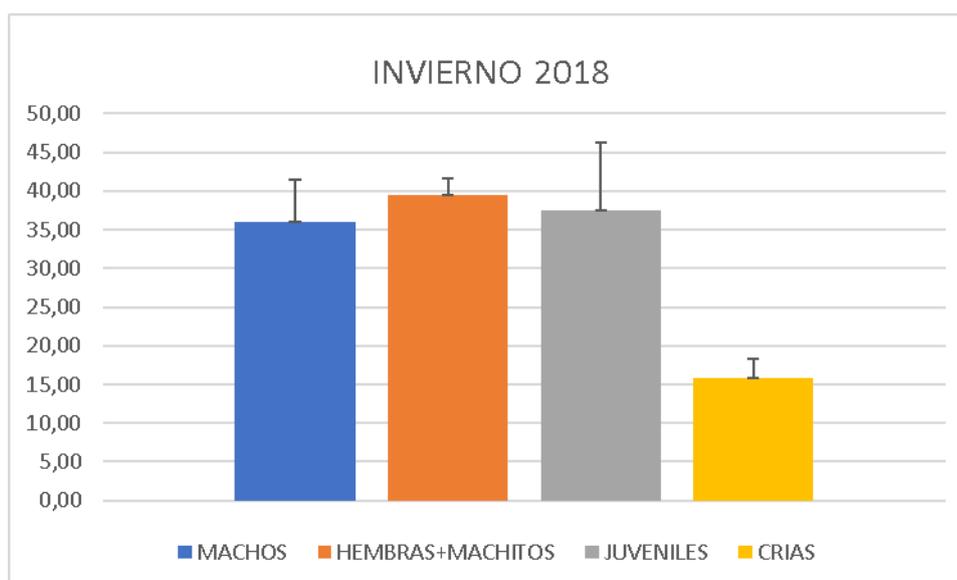
**Figura 21.** Media y desvío estándar de cada categoría en el verano del año 2017.

En el censo realizado en el otoño del año 2017 la media total fue de 152 individuos. La media fue igual para machos, juveniles y crías y diferente para las hembras y machitos ( $p < 0,0001$ ). En la figura 22 se muestran medias y desvíos estándar por categoría.



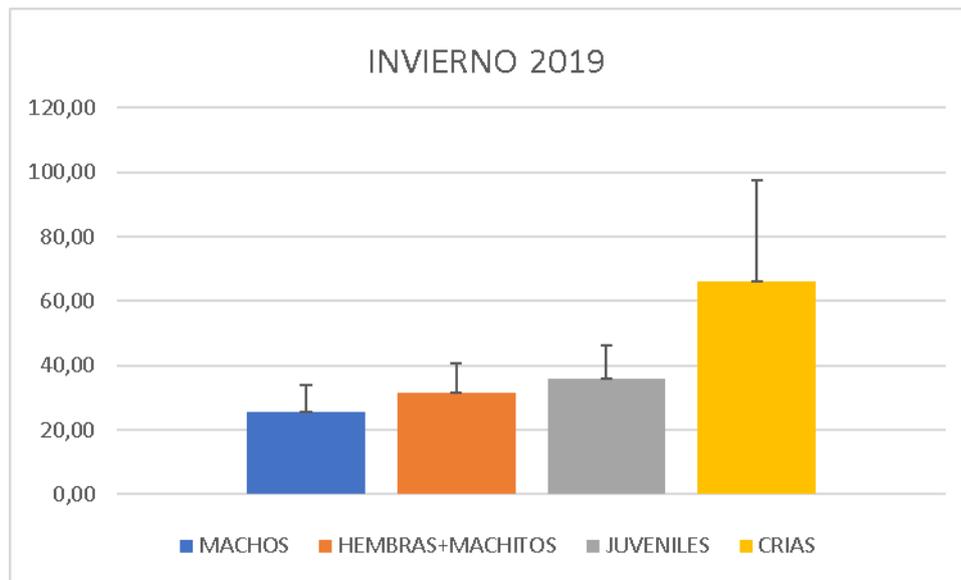
**Figura 22.** Media y desvío estándar de cada categoría en el otoño del año 2017.

En el invierno del año 2018, la media total fue de 129 individuos. La media para las crías fue diferente que la media de las hembras y machitos, los juveniles y los machos ( $p < 0,0001$ ). En la figura 23 se ilustran medias y desvíos estándar por categoría.



**Figura 23.** Media y desvío estándar de cada categoría en el invierno del año 2018.

En el invierno del año 2019, la media total fue de 159 individuos. Las medias de los machos, hembras y machitos y juveniles fueron iguales. A su vez, la media de los juveniles fue igual a la media de las crías ( $p < 0,0099$ ). En la figura 24 se ilustran medias y desvíos estándar por categoría.



**Figura 24.** Media y desvío estándar de cada categoría en el invierno del año 2019.

En el verano del año 2020, la media total fue de 215 individuos. La media fue igual entre los machos y hembras y machitos y entre juveniles y crías ( $p < 0,0001$ ). En la figura 25 se ilustran medias y desvíos estándar por categoría. En las figuras 26 a 29 se observan los cortes por estaciones desde el año 2012 al 2020. En la figura 30 se muestran las medias y desvíos estándar por categoría como así también el total por estación.

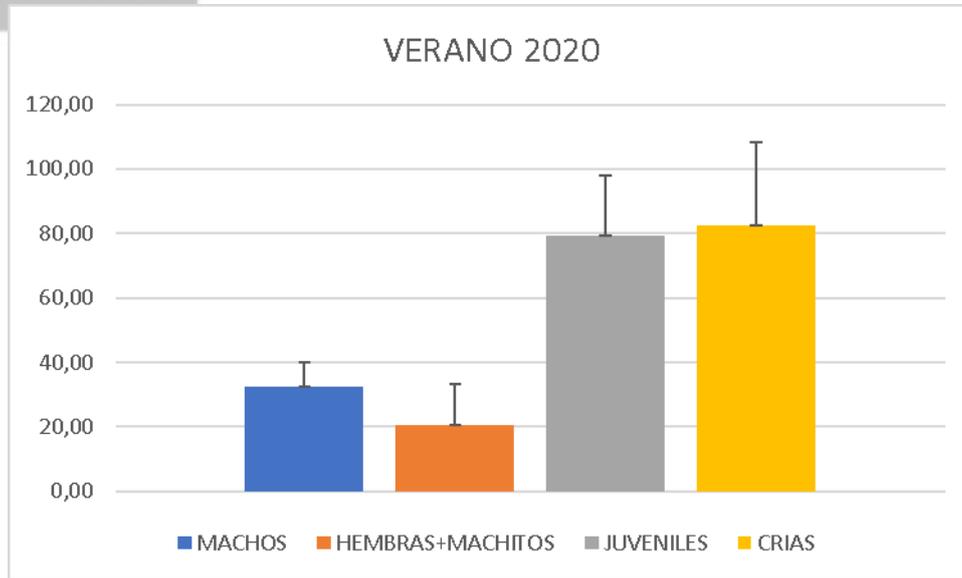


Figura 25. Media y desvío estándar de cada categoría en el verano del año 2020.

## Repositorio Digital de

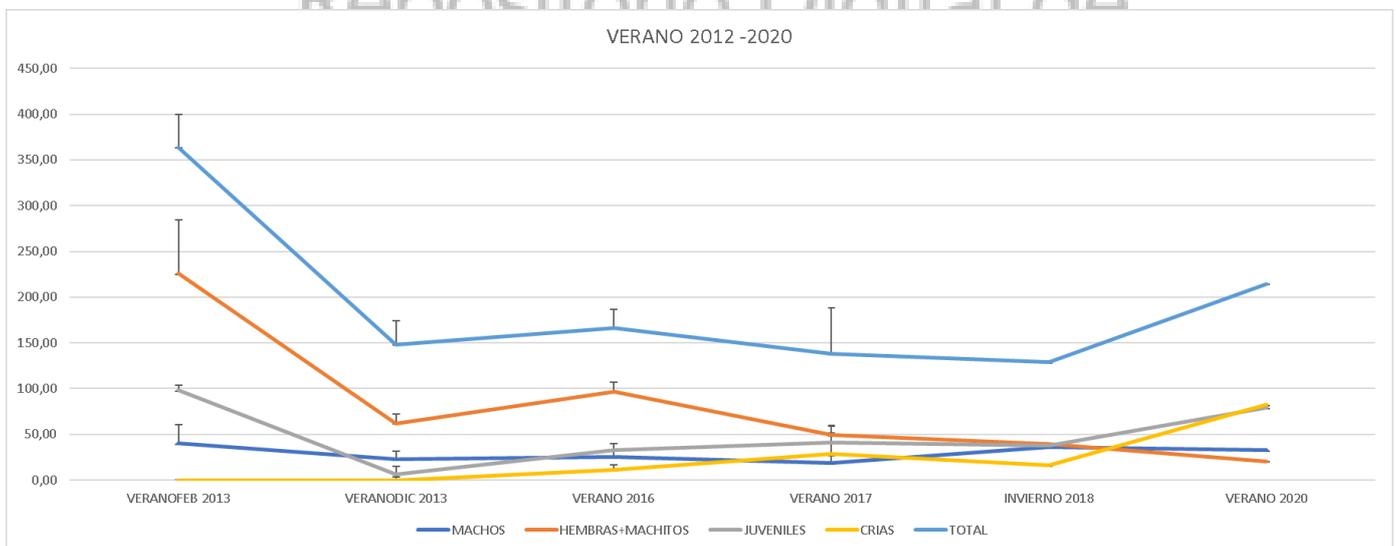
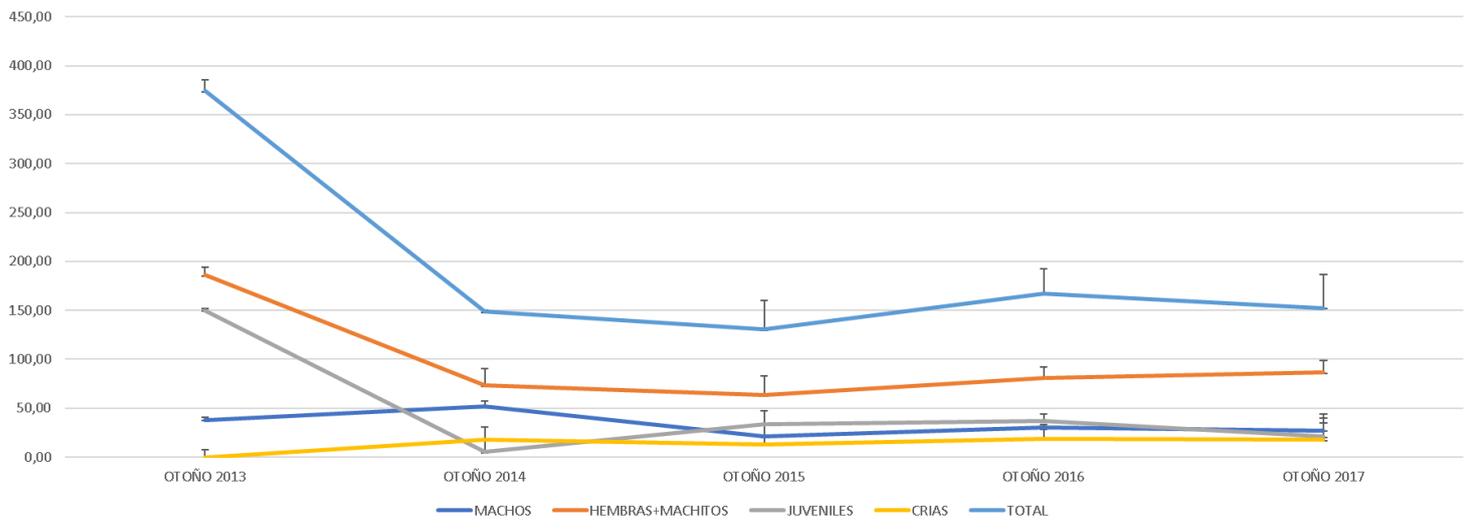


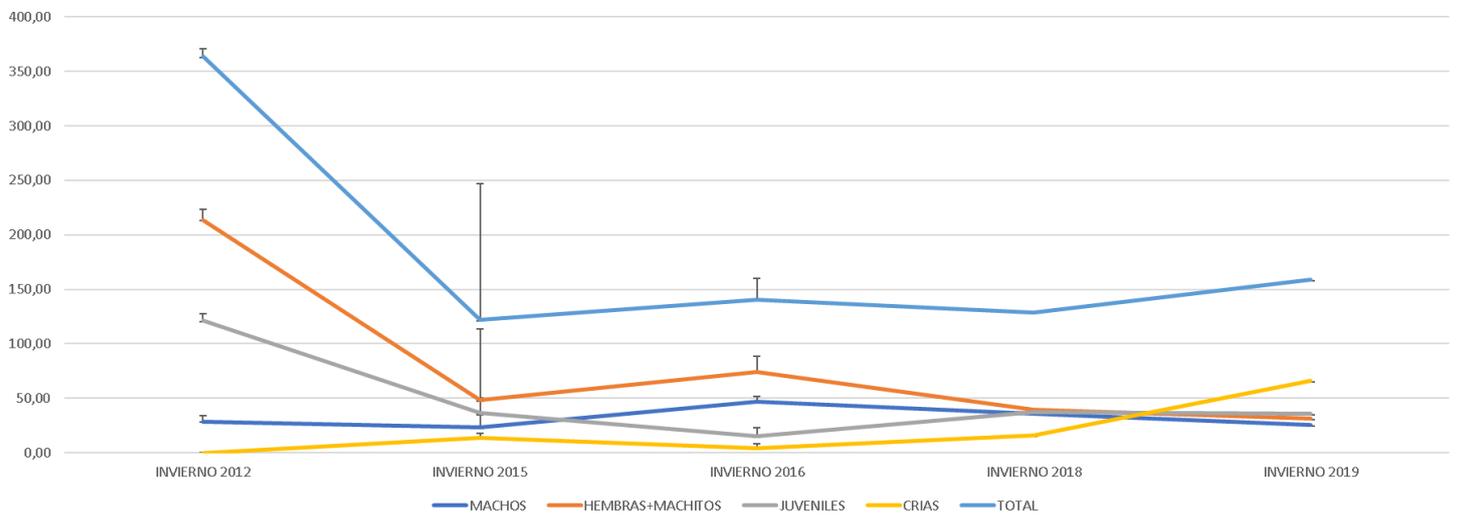
Figura 26. Media y desvío estándar de cada categoría y del total en el verano (2012 - 2020).

OTOÑO 2012 -2020



**Figura 27.** Media y desvío estándar de cada categoría y del total en el otoño (2012 - 2020).

INVIERNO 2012 -2020



**Figura 28.** Media y desvío estándar de cada categoría y del total en el invierno (2012 -2020).

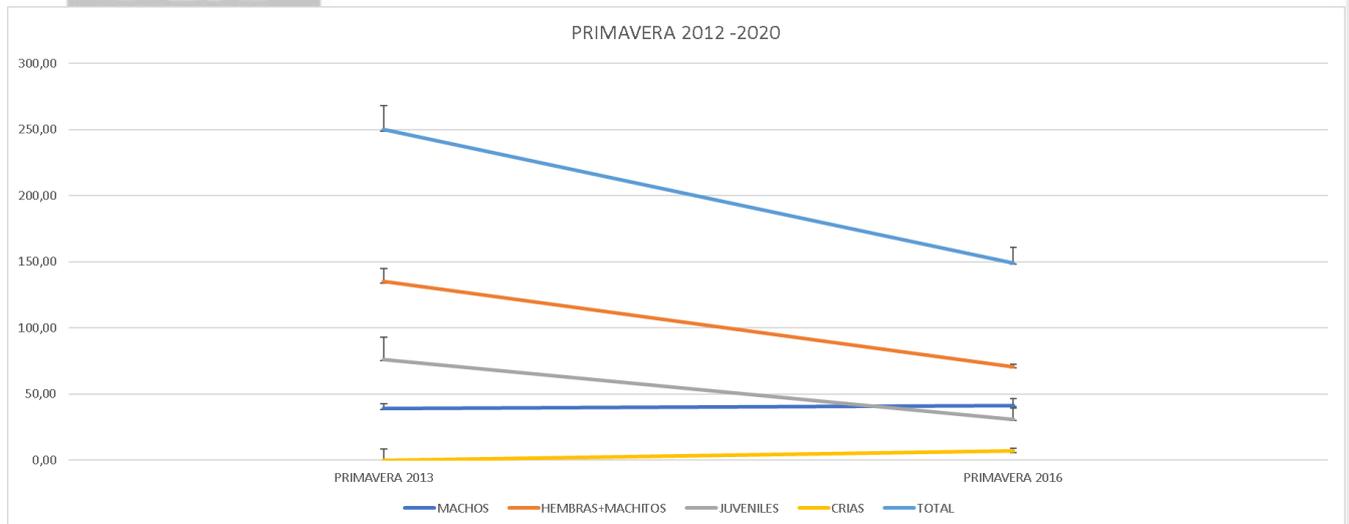


Figura 29. Media y desvío estándar de cada categoría y del total en la primavera (2012 -2020).

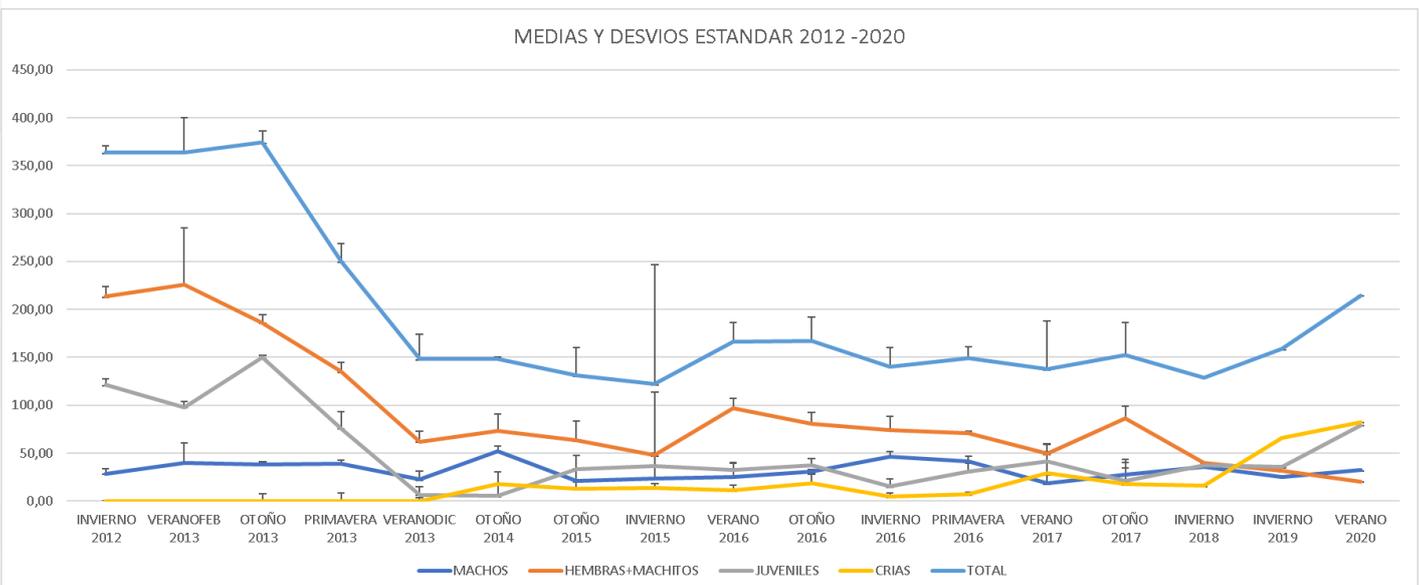


Figura 30. Medias y desvíos estándar de cada categoría y del total en el Camping y Centro Administrativo (2012- 2020).

### 3.2. Resultados : La Glorieta.

En la tabla 2 se muestran las medias y desvíos estándar para las categorías y el total de individuos de las estaciones muestreadas. No se observan diferencias significativas entre

el invierno y la primavera del año 2014, el invierno del año 2015 y el verano del año 2017. A su vez, la media de esta última estación y el invierno y la primavera del año 2014 son iguales a la media del año 2020 ( $p < 0,05$ ).

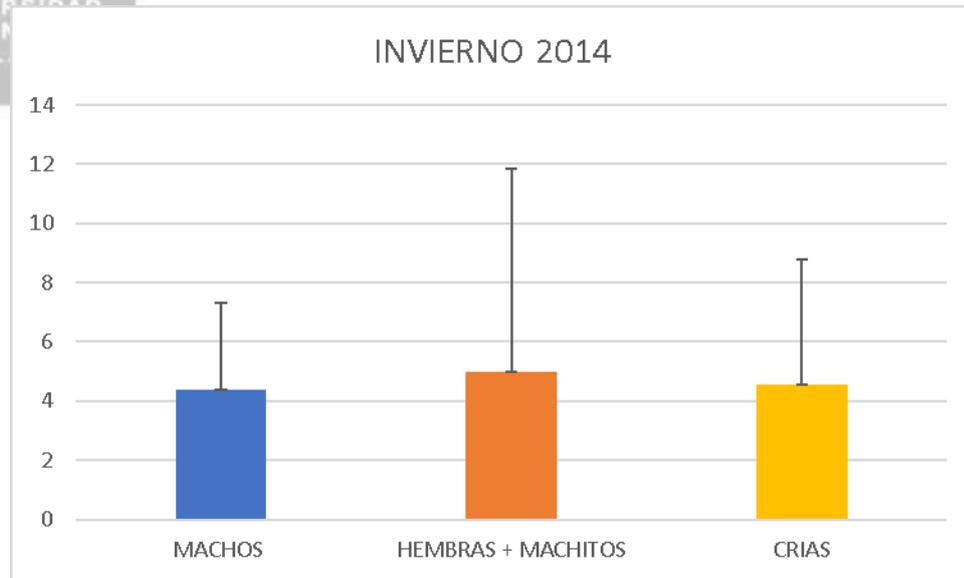
**Tabla 2.** Media y desvío estándar en La Glorieta

ESTACIÓN	MACHOS	HEMBRAS + MACHITOS	JUVENILES	CRÍAS	TOTAL
<b>Media invierno 2014</b>	4,00 (±2,94)	5,00 (±6,83)	0,00	5,00 (±4,23)	14,00 (±13,30)
<b>Media primavera 2014</b>	2,00 (±1,11)	4,00 (±2,34)	0,00	4,00 (±2,67)	9,00 (±3,00)
<b>Media invierno 2015</b>	1,00 (±0,78)	5,00 (±3,24)	0,00	0,00	8,00 (±5,34)
<b>Media verano 2017</b>	3,00 (±1,21)	5,00 (±1,38)	5,00 (±3,79)	1,00 (±1,03)	13,00 (±5,71)
<b>Media verano 2020</b>	4,00 (±1,64)	2,00 (±1,67)	6,00 (±4,06)	7,00 (±4,42)	20,00 (±7,64)

Con respecto a las medias de los machos, la media del invierno del año 2014 es igual a la media del verano del año 2017 y 2020. Estas dos últimas medias no mostraron diferencias significativas a la media de la primavera del año 2014 que, a su vez, es igual a la media del año 2015 y 2017. Las medias de las hembras y machitos no fueron significativamente diferentes para ningún año ( $p > 0,05$ ).

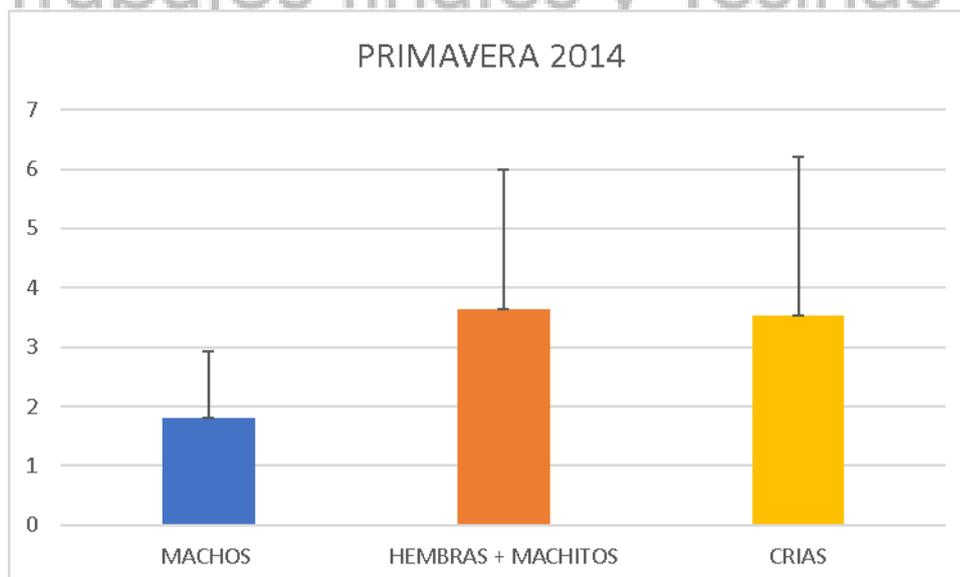
En relación a los juveniles, las medias del verano del año 2017 y 2020 no mostraron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ). Para las crías, la media del invierno del año 2015 es igual a la media del verano del año 2017 y a la primavera del año 2014. Esta última estación, el invierno del año 2014 y el verano del año 2017 son iguales. Por otro lado, la media del invierno y primavera del año 2014 no presentan diferencias significativas con el año 2020.

En el invierno del año 2014, la media total fue de 14 individuos y fue igual para todas las categorías ( $p > 0,0001$ ). No se observaron juveniles. En la figura 31 se ilustran medias y desvíos estándar por categoría.



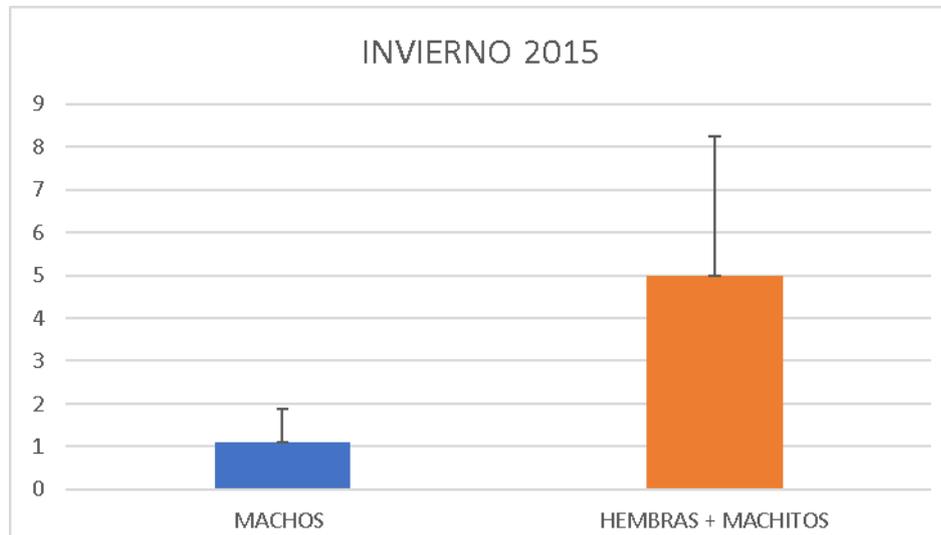
**Figura 31.** Media y desvío estándar de cada categoría en el invierno del año 2014.

En la primavera del año 2014, la media total fue de 9 individuos. Los machos tienen una media significativamente diferente mientras que las hembras y machitos y crías presentan medias iguales ( $p < 0,0001$ ). No se observaron juveniles. En la figura 32 se ilustran medias y desvíos estándar por categoría.



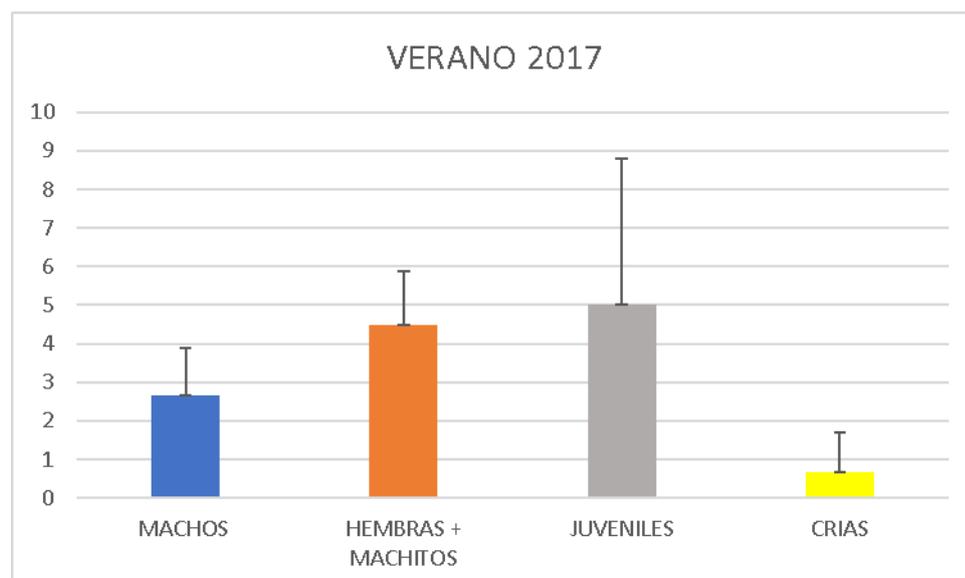
**Figura 32.** Media y desvío estándar de cada categoría en la primavera del año 2014.

En el invierno del año 2015, la media total fue de 8 individuos. La media fue diferente para las hembras y machitos y los machos ( $p < 0,0001$ ). No se observaron juveniles ni crías. En la figura 33 se ilustran medias y desvíos estándar por categoría.



**Figura 33.** Media y desvío estándar de cada categoría en el invierno del año 2015.

En el verano del año 2017, la media total fue de 13 individuos. La media fue igual para las hembras y machitos y los juveniles. Las crías tienen igual media que los machos y la media de estos últimos fue igual a la de las hembras y machitos y los juveniles ( $p < 0,0100$ ). En la figura 34 se ilustran medias y desvíos estándar por categoría.



**Figura 34.** Media y desvío estándar de cada categoría en el verano del año 2017.

En el verano del año 2020, la media total fue de 20 individuos y se mantuvo igual para todas las categorías ( $p > 0,1568$ ). En la figura 35 se ilustran medias y desvíos estándar por categoría. En las figuras 36 y 37 se observan los cortes estacionales de los años 2014 al 2020. En la figura 38 se muestran las medias y desvíos estándar por categoría y por total de cada estación.

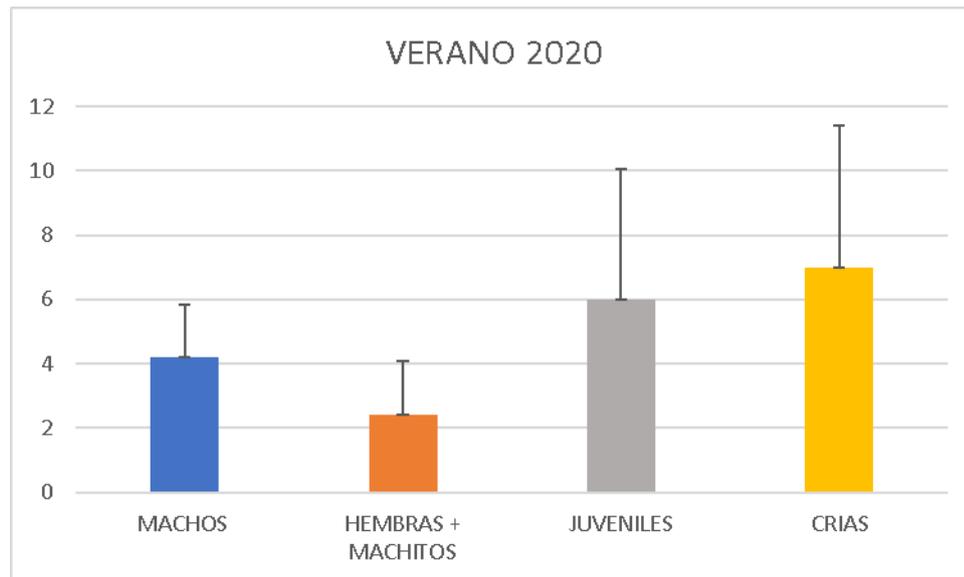


Figura 35. Media y desvío estándar de cada categoría en el verano del año 2020.

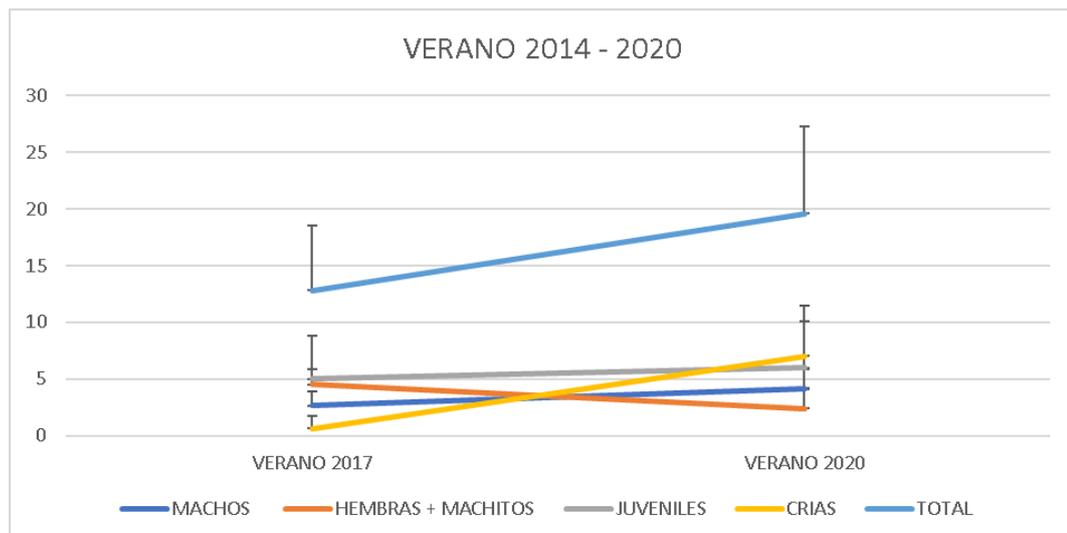
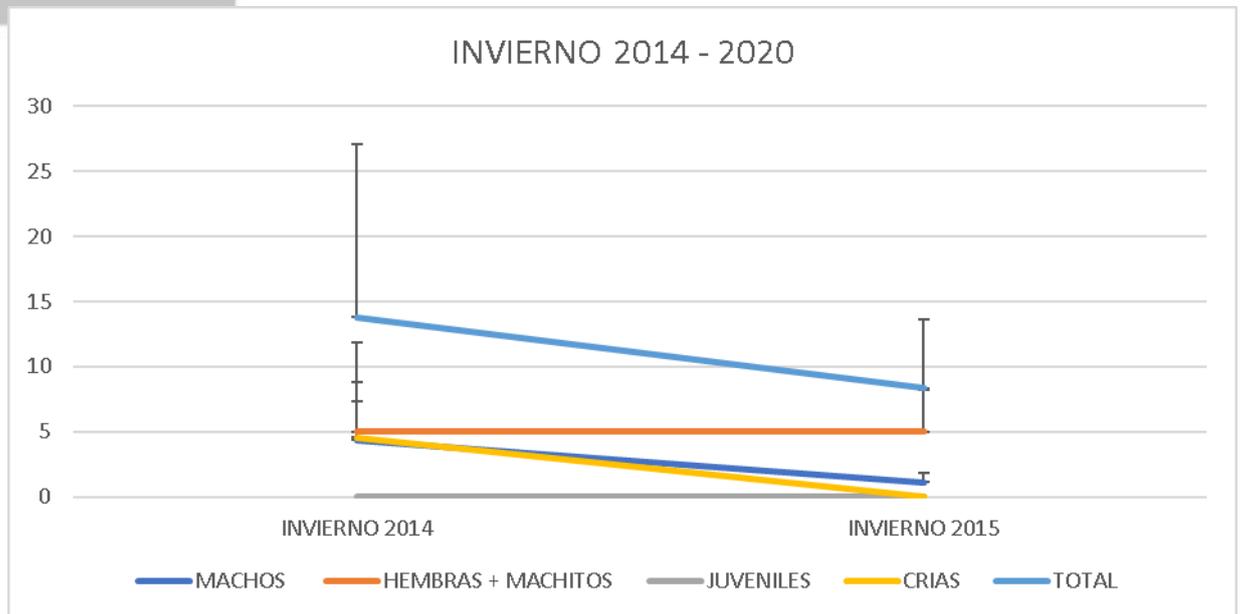
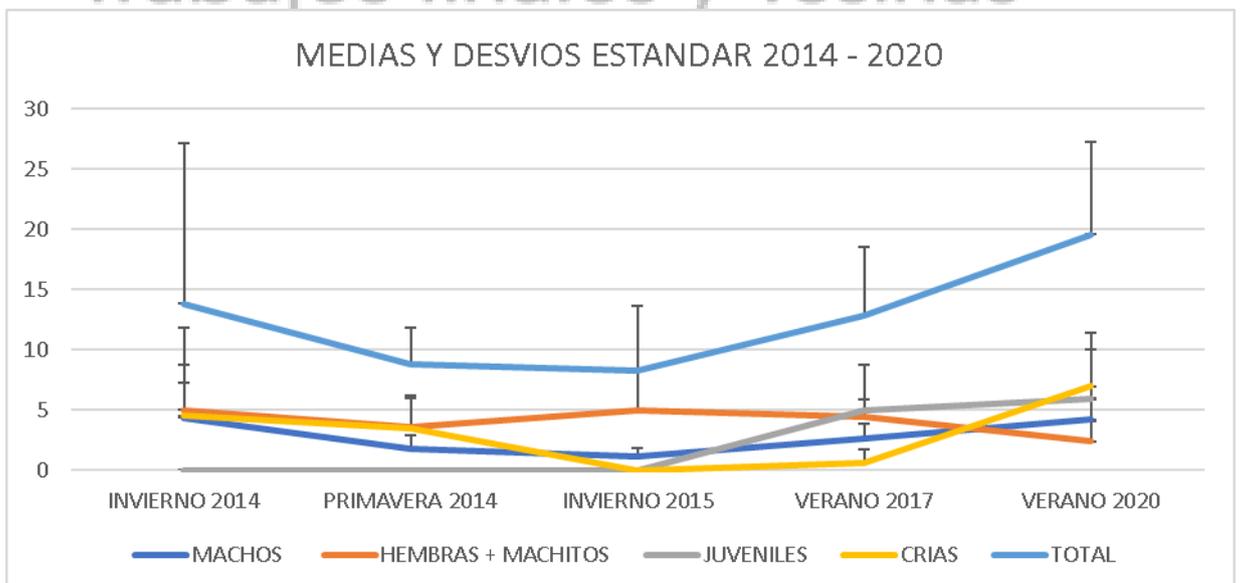


Figura 36. Media y desvío estándar de cada categoría y del total en el verano (2014 – 2020).



**Figura 37.** Media y desvío estándar de cada categoría y del total en invierno (2014 – 2020).

## Repositorio Digital de Trabajos finales y Tesinas



**Figura 38.** Media y desvío estándar de cada categoría y del total en La Glorieta (2014-2020).

## CAPITULO IV. DISCUSIÓN

La importancia relativa de los diferentes factores abióticos y bióticos (por ejemplo, el clima, los recursos alimentarios, los depredadores, el comportamiento social, etc.) como determinantes del tamaño de la población de herbívoros se ha debatido fervientemente durante más de 30 años. Estudios recientes sugieren que a menudo varios de estos factores pueden actuar juntos para determinar el tamaño de la población de los mamíferos (Branch, et. al 1994b). Comprender la variabilidad en el tamaño de la población no es sólo un problema de interés teórico en el campo de la ecología, sino que también es uno de los temas más críticos en la conservación de las poblaciones animales (Goodman, 1987; Lawton, 1988). Preliminarmente, el problema de la disminución poblacional de vizcachas en el PN El Palmar se analizó desde una perspectiva de gestión. Para ello, se identificaron las causas y consecuencias del problema, y los medios y fines necesarios para concretar soluciones, en base a la confección de árboles metodológicos, como propone la metodología del marco lógico para la elaboración de proyectos (Ortegón *et al.*, 2005) [Anexo II: Análisis del problema de disminución de la vizcacha en el PNEP]

Los patrones espaciales en la distribución de los animales, y de sus madrigueras en el caso de las especies fosoriales, pueden estar determinados por la distribución temporal o espacial de los recursos, el riesgo de ser predados o la competencia intraespecífica (Branch, 1993, 1993b). Ambos factores, la pérdida de hábitat y la presión de depredadores frente a una población disminuida y vulnerable, podrían llevar a la población de vizcachas a un estado crítico en cuanto a su capacidad de recuperación natural, y por lo tanto causar su extinción local.

Las vizcachas viven en hábitats que difieren mucho en la dinámica temporal y espacial de los recursos. Debido a que el sistema de madriguera comunal se utiliza para cubrirse de los depredadores, el rango de pastoreo es probablemente limitado por la distancia que los animales pueden pastar con seguridad fuera de sus madrigueras. El pastoreo será en grupos dentro de los 100 m de la vizcachera y, en consecuencia, tendrá un gran impacto en los recursos alimentarios cerca de las madrigueras (Branch, 1993a). Una densidad de vegetación demasiado débil, debido a una temporada de poca lluvia en la región tendrá como consecuencia, la pérdida de masa corporal, el cese de la reproducción (Branch et al., 1994) y una caída de la densidad del pastoreo, ya que, al no contar con vegetación, las vizcachas comienzan a extenderse hasta 200 m de su madriguera. Branch, (1993b) sostiene que, durante el declive de la vegetación, las vizcachas pasaron menos

tiempo alimentándose y más tiempo moviéndose por el rango doméstico en busca de alimentos. Esta reducción de la capa herbácea puede favorecer la depredación sobre esta especie de roedores (Pereyra et al., 2006). Branch (1993b) destaca que la proporción de la población consumida por los depredadores probablemente aumente durante el declive de la flora. La escasez de alimentos puede iniciar la disminución de la población al reducir la tasa reproductiva y la supervivencia juvenil, además, los depredadores a menudo tienen grandes impactos sobre las vizcachas durante la disminución de la vegetación (Keith, 1974; Owen-Smith, 1990; Messier 1991). Observamos aquí una primera disminución del número de vizcacha, causada por la predación.

Siguiendo esta línea, esa vegetación que antes era débil, en una temporada de lluvia crecerá, pero no habrá vizcachas para pastorearla, entonces, la eliminación de las vizcachas puede dar lugar a un aumento inmediato de los foros perennes y anuales (Branch et al., 1996). Así, solamente quedaran hojas secas a la altura del piso y, las hojas verdes que podrían ser pastoreadas no podrán ser alcanzada por estos mamíferos. Navarro et al. (1997) señalan que el mayor daño a la vegetación ocurrió principalmente durante las primeras etapas de crecimiento (altura promedio de 30 cm). El consumo de hojas por vizcachas disminuyó a medida que las plantas crecieron, llegando a ser prácticamente nulo cuando éstas alcanzaron > 1 m de altura y una densidad del follaje importante. Asimismo, esta vegetación densa y alta, disminuirá la visibilidad en los alrededores de las vizcachas y encerrará poco a poco a estos animales. Esto provoca el aislamiento de las poblaciones y rompe la red de comunicación, lo que hace la estrategia de defensa ineficiente. Una disminución del tamaño del grupo induce necesariamente una reducción de las interacciones sociales (Deredec, 2007). Además, esa densidad vegetal facilita el acercamiento discreto de los predadores hasta la madriguera. Así las vizcachas, son cada vez más vulnerables y los grupos desaparecen localmente.

En relación al aumento de la población de vizcachas en el año 2012, en el año 2006, año de la reintroducción de las vizcachas, y en el año 2007, el PNEP realizó un control de exóticas de 15 ha para favorecer el hábitat de la vizcacha y, si bien estas acciones no fueron monitoreadas, por información personal (Aldo Delaloye, responsable del Área Control de Exóticas) resultó beneficioso para aportar alimento y abrir el bosque cerrado. A la vez, durante el año 2006, se observó una disminución de zorros de monte en el PNEP cuya causa está relacionada a la enfermedad del moquillo para el cual varios de estos animales dieron positivo. Los estudios sobre las cepas de zorro, mostraron un 99% de grado de identidad con las cepas de perro. Los informes sobre la muerte de los zorros, comenzaron en el año 2006 luego del inicio del plan de control de especies exóticas en el parque, el cual,

autoriza las entradas de los cazadores y perros en el área protegida. Sumado a esto, también hay varios perros sin vacunar de los residentes locales. Es probable que los zorros se hayan contagiado la enfermedad en esta instancia. Los zorros, viven con otras especies que podrían ser vulnerables al virus, si bien no se detectaron muertes en otras especies como el hurón y el zorro gris, estas especies no son llamativas y no se observan regularmente, por lo que también podrían haber disminuido (Ferreyra, et. al 2009). Además, en el 2007 los jabalíes en el PNEP (una especie muy dañina que degrada hábitats, depreda la flora exótica cuyo resultado es la dispersión de semillas por diferentes sitios ayudando al crecimiento del bosque cerrado y disemina enfermedades) disminuyeron un 50% (Sobral Zotta, 2015) lo que podría haber ayudado a la recuperación de estos herbívoros.

Muchos factores, tanto bióticos como abióticos, impiden el éxito de las reintroducciones. Entre ellas está la dificultad que tienen las poblaciones pequeñas para sobrevivir y prosperar. Para muchas especies de animales y plantas, las poblaciones de baja densidad o de pequeño tamaño sufren de una tasa de crecimiento débil o incluso negativa, cualquiera de las cuales aumenta su riesgo de extinción; a esto se lo llama el Efecto *Allee*.

Aunque la definición de triunfo no siempre es clara, en general la mayoría de los programas de reintroducción tienen bajas tasas de éxito (44% en mamíferos). Es importante destacar aquí que cada especie debe ser evaluada por separado para determinar la susceptibilidad a las debilidades demográficas y genéticas en el tamaño de una población pequeña con el fin de optimizar el tamaño y número de liberaciones (Deredec, 2007). Los escenarios que podrían explicar la disminución de vizcachas luego del otoño del año 2013, son los siguientes:

✓ Las vizcachas son menos vulnerables a la depredación por parte de los zorros ya que utilizan el sistema de alarmas y este animal no puede entrar en las madrigueras, este sistema, por otro lado, no es eficiente para los hurones, ya que estos, a diferencia de los zorros, pueden entrar a las vizcacheras dado que se refugian en las madrigueras excavadas por las vizcachas (Canevari et al., 2007). Los depredadores podrían tomar hembras y juveniles dado que su contextura es más pequeña (Branch et al., 1994b). El plan de manejo del parque expresa que, en el año 2012 se contaron 370 vizcachas pero que se ha vuelto a observar una tendencia al aumento de predadores, principalmente hurones y zorros. Teniendo en cuenta que la población de los hurones comenzó a aumentar a partir del año 2010 (com. Pers. Aristóbulo Maranta), estos, sumados a otros depredadores de las vizcachas podrían haber logrado una mayor presión en la población de dichos roedores, más que nada, en hembras y crías como consecuencia del aumento de la

población de herbívoros luego del año 2006. Si bien las vizcachas de La Glorieta son más salvajes que las del Camping – Centro Administrativo, este escenario también puede explicar la disminución de la población de La Glorieta luego de su reintroducción en el año 2014.

✓ Se observa una mayor disminución de las hembras en los bordes: Zona 9 y Zona 17/18 del Camping-Centro Administrativo. Con respecto a esto, se destaca que los gatos montes utilizan predominantemente áreas de cubierta vegetativa densa porque proporcionan una mayor disponibilidad de presas y protección (Pereyra et al., 2006). En este sentido la transformación de los palmares y pastizales autóctonos en bosques cerrados puede verse favorecida por la fauna exótica presente en el PNEP. En un estudio en el Parque Nacional Lihue Calel, se observó que estando dos vizcachones a un metro de la vizcachera, un puma logró depredar a uno (Branch, 1999). Los zorros son probablemente demasiado pequeños para llevar machos adultos, pero podrían tomar hembras y juveniles (Branch, 1994b). Esto sugiere que las vizcachas que se encuentran en los bordes podrían ser más vulnerables a la depredación, más aún las hembras. Por otro lado, se observó que los zorros con frecuencia pasaban por las áreas de estudio (PN Lihue Calel) y que, las vizcachas, de vez en cuando daban una respuesta de alarma leve a la aparición de un zorro, pero nunca corrían (Branch, 1994b).

La disminución de vizcachas en este año, pudo haber resultado en un aumento inmediato de las hierbas perennes y anuales indicando que los herbívoros disminuían la cubierta vegetal, así como los pastos. Los pastos perennes exhiben un fuerte aumento a los 45 m de las vizcacheras activas (Branch et al., 1996), lo que indicaría que antes de la disminución de vizcachas en otoño del año 2013, las vizcacheras activas en el PNEP se encontraban a una distancia menor o igual a 45 m, entonces, todas las vizcachas pastoreaban y mantenían la vegetación corta junto con las vizcachas vecinas, sin embargo, al disminuir las vizcachas por la depredación, muchas de estas vizcacheras activas comenzaron a ser inactivas, por lo que la distancia entre una vizcachera activa y la otra, comenzó a aumentar. Aquí puede ocurrir que se rompa la red de comunicación debido a las distancias entre grupos y esto genere mayor vulnerabilidad, o que los grupos se aíslen dado que esa vegetación que era mantenida por el grupo al que depredaron, comienza a aumentar. Acá hay que tener en cuenta que el riesgo de depredación lejos del sistema de madrigueras, conduce a bajos niveles de superposición entre los grupos sociales (Branch, 1993). En otras palabras, dado que la depredación restringe los movimientos de los animales alrededor del sistema de vizcacheras (Branch, 1993), no es posible que otro grupo se encargue de pastorear el lugar que pastoreaban las vizcachas ya depredadas, por lo que

la vegetación crece en las colonias abandonadas como producto del cese de actividad de este roedor y se produce un aumento significativo en la cobertura de herbáceas latifoliadas que aísla a los grupos (Arias et al., 2003).

Los cambios en la vegetación después de la disminución (por ejemplo, la densa cobertura de perennes) hacen que el hábitat no sea adecuado para las vizcachas. Las vizcachas mantienen el hábitat abierto alrededor de sus madrigueras y alteran la composición de la especie de la vegetación (Branch, 1989). Estas alteraciones del hábitat pueden ser importantes para reducir el riesgo de depredación y/o los patrones cambiantes de disponibilidad de alimentos (cantidad y/o calidad). Branch et al., (1996) en un estudio en el Parque Nacional Lihue Calel, observaron una coincidencia entre la declinación poblacional de vizcachas en el PN Lihué Calel, con una marcada disminución en las precipitaciones, y por lo tanto en la oferta de forraje. En el caso del PN El Palmar no se ha observado una coincidencia similar con respecto a tales circunstancias climáticas.

Branch, (1993) observó que cuando ocurre una predación sobre un grupo de vizcachas, muchos de estos se fusionan con otros para superar los efectos negativos provenientes del crecimiento de la vegetación. Así, estos herbívoros crean una mayor efectividad en el sistema de defensa dado el aumento de individuos en cada grupo. Durante una disminución de la población, las hembras adultas y juveniles abandonan su vizcachera residente cuando el número de animales de la vizcachera se vuelve muy bajo y luego se trasladan como un grupo a la vizcachera existente más cercana (Branch et al., 1993) a pesar de que la fusión podría aumentar la competencia por los recursos alimenticios. Las vizcachas de una madriguera activa, migran hacia otra, dejando la primera inactiva, en esta última también crece la vegetación aislando los grupos, sin embargo, ahora las agrupaciones cuentan con un mayor número de individuos que aumenta la posibilidad de la detención temprana de los depredadores.

Del verano del año 2013 al invierno del año 2019 la población se mantuvo constante por lo que esa fusión de los grupos podría haber ayudado a la adaptación de la predación. Los aumentos en el tamaño del grupo podrían haber dado lugar a la detección temprana de depredadores y posiblemente ofrecieron protección adicional (por ejemplo, saciedad de los depredadores, menor probabilidad de que un depredador tome un solo animal a medida que aumentaba el tamaño del grupo) (Branch, 1993). Esta población constante podría estar relacionada con la capacidad de carga del área que sostiene la población actual de vizcachas. Tales áreas responden a las zonas con mayor presencia humana, el Camping y Centro Administrativo donde se realiza mantenimiento de vegetación y se ve favorecido el alejamiento de los depredadores.

Del invierno del año 2019 al verano del año 2020 la población de vizcachas aumento, quizás debido a la enfermedad del moquillo que sufrieron los zorros en el 2017-2018 que culminó en una disminución de su población (Com Pers. Aristóbulo Maranta). De nuevo, este escenario puede explicar el aumento de vizcachas en el verano del año 2017 en la sección La Glorieta. Suponemos que la gran cantidad de gente que visita el parque y se hospeda en el Camping, podría favorecer la recuperación del número de vizcachas en verano dado que los depredadores podrían asustarse fácilmente, sin embargo, se deberían realizar más estudios para confirmar esto.

Por último, es importante mencionar que se observa que estos roedores cumplen con una tendencia anual donde el número de vizcachas aumenta después de dos reclutamientos: Noviembre y abril y luego normalmente declina por mortalidad y predación en el periodo de otoño a primavera tardía. Se observa un ciclo poblacional en invierno del año 2015 y verano, otoño e invierno del año 2016 y un segundo ciclo en primavera del año 2016, verano y otoño del año 2017.

En otoño- invierno de 2015, se nota una disminución de las hembras. Para verano de 2016 el total de la población aumenta, en esta estación, notamos que hay más hembras en la población, pero podrían ser realmente juveniles provenientes del reclutamiento de octubre de 2015 que se censaron como hembras. Del verano a otoño del año 2016 la población queda estable y en invierno del 2016 disminuye. Si tenemos en cuenta que las hembras del verano de 2016 podrían haber sido realmente juveniles, estos últimos podrían haberse desarrollado como machos para el invierno de ese mismo año. En esta última estación se observa una declinación en el número de hembras, juveniles y crías que son más vulnerables a la depredación. Vemos que, en primavera, la población aumenta un poco, todas las categorías se encuentran estables menos la de los juveniles que aumenta. Las crías censadas en otoño de 2016 podrían haber sido juveniles para esta época.

La reducción del número de vizcachas en el PNEP en la temporada de otoño hasta la primavera tardía del año 2016, podría estar relacionada al encuentro entre los machos para defender sus madrigueras. La declinación del número poblacional se profundiza a medida que transcurre el invierno y la primavera temprana por la persistencia y, probablemente, por la facilitación de la predación dada por el efecto Allee, que aplicado a nuestro caso predice que la efectividad de las alertas antipredatorias están directamente relacionadas con la densidad poblacional (Courchamp et al. 1999). Branch, (1989) estudió el comportamiento de las vizcachas en el Parque Lihue Calel, y observó que durante el otoño los machos pasan más tiempo sentados en las entradas de las madrigueras satelitales y principales y que este comportamiento probablemente se relaciona con la defensa de las

madrigueras de los machos inmigrantes que quieren entrar a éstas para el apareamiento. No se observaron comportamientos que sugieran que las hembras tenían preferencias por los machos particulares. Sin embargo, si se produce la elección de la hembra, probablemente ocurre principalmente entre los machos dentro de una vizcachera. Debido a que las hembras son reclutadas en su vizcachera natal, la elección de los machos para la mayoría de las hembras se limita a los machos residentes en esa vizcachera. Este comportamiento que involucra la defensa de las madrigueras, también puede relacionarse con la defensa de las hembras de las madrigueras durante la preñez y la lactancia dado que es común entre muchas otras especies de marmotas y ardillas molidas y es importante en la protección de la descendencia del infanticidio por parte de hembras y machos (Sherman, 1982; McLean, 1983; Hoogland, 1985; Armitage, 1986). Es interesante notar que las vizcachas masculinas residentes desaparecieron en el Parque Nacional Lihue Calel y nuevos machos entraron en la vizcachera en el momento en que nacieron los jóvenes. Esto sugiere que el potencial de infanticidio debería haber sido alto. Se destaca, además, que en la temporada de otoño los vizcachones arrastran más palos en la parte superior de la madriguera y los marcan con olores. Estos roedores, frotan los lados de su cara en los palos y orinan sobre ellos. Además, se sostiene que los machos pastoreaban solos con mayor frecuencia durante el otoño y que, la mortalidad de los machos puede haber sido alta debido a lesiones durante encuentros con inmigrantes machos ya que las peleas generalmente eran violentas, particularmente entre estos, y consistían en la lucha libre bípeda, mordiendo los cuartos traseros y la garganta, rodando y pateando o debido a un mayor riesgo de depredación durante las exhibiciones territoriales como por ejemplo episodios de alarma replicado solo por machos en largas distancias. Las cicatrices y pérdidas de peso sugieren que el riesgo de las lesiones físicas y costos energéticos son altos durante el periodo de inmigración de los machos (Branch, 1993). Los machos lastimados siguen pastoreando solos y son más vulnerables frente a los depredadores. Al respecto, se destaca que otros taxones como vertebrados, anfibios y reptiles constituyen un recurso alimentario estacional que no está disponible durante los meses de invierno más fríos (Pereyra et al., 2006). Los depredadores son considerados como un depredador que se alimenta de la presa más abundante con el fin de maximizar el consumo (Pereyra, 2011). En este sentido, las poblaciones de depredadores responden a los cambios en la disponibilidad de presas, ya sea numérica o funcionalmente. En el censo realizado en verano del año 2020 en el PNEP, se observó que 5 de 7 zorros prefirieron alimentarse de anfibios que de vizcachas pequeñas como hembras o crías (Libreta de Censos, 2020). Se observa la misma situación con la paloma torcaza (*Zenaida auriculata*). Por lo que la presión de predación en esta estación

podría disminuir para las vizcachas del PNEP dado que los zorros se alimentan de otras especies, mientras que los cambios en la disponibilidad de presas y la reducción de la capa herbácea durante los meses más fríos puede favorecer la depredación sobre las especies de roedores (Pereyra et al., 2006). Las especies de roedores son el elemento de presa más frecuente durante el invierno, probablemente como resultado de su mayor vulnerabilidad a la depredación. Este hecho también se refleja en la estrecha amplitud de nicho trófico del gato montés durante esta temporada (Pereyra et al., 2008).

En el año 2017 la población disminuyó en verano y aumentó en otoño. Con respecto al verano de dicho año, vemos que desde la primavera del año 2016 hasta el verano del 2017 disminuyen los machos, esto podría estar relacionado al largo invierno donde los depredadores son más activos. Además, en la temporada de nacimientos (septiembre) los machos están más solos porque es la temporada donde nacen las crías y defienden las madrigueras. Todos estos factores podrían haber generado que los machos disminuyeran y, teniendo en cuenta que estos son los que repiten el sonido de alarma, esto pudo afectar a las hembras dado que no había machos que den el aviso cuando veían un depredador cerca y como consecuencia éstas también disminuyeron. Así en el censo realizado en enero del año 2017 se observa una disminución de estas categorías. En relación a los juveniles y crías, se observa un aumento. Las crías podrían ser aquellas que nacieron en septiembre del año 2016, mientras que los juveniles podrían ser realmente hembras que fueron censadas como juveniles en el fin del verano-otoño del año 2016. Notamos que el otoño del año 2014 corresponde al mes de abril y la población queda estable y que, en el otoño del año 2015 y 2016 los datos se tomaron luego del 10 de junio y la población disminuye. La categoría otoño del año 2017 corresponde al mes de mayo y la población aumenta, este censo puede coincidir con el segundo reclutamiento y por eso la población aumentó, a diferencia de los años 2015 y 2016 que corresponden a junio (largo invierno) y las vizcachas disminuyen. Además, la curva de las hembras en otoño del año 2017 aumenta mientras que las de los juveniles disminuye, acá se podrían haber censado como hembras los que realmente eran juveniles que habían sido censados como crías en el verano del año 2017.

## CAPITULO V. CONCLUSION

La declinación poblacional de vizcachas en el PN El Palmar es una situación advertida desde hace muchos años por los habitantes de la zona. Ante esto, se realizaron dos repoblaciones en dos puntos del parque (NOTA N° 1879/06). Sin embargo, no se ha logrado recuperar la población al nivel esperado. La ineffectividad de las acciones realizadas al respecto puede deberse a varias causas, como descoordinación entre áreas de la institución, ausencia de interés o conciencia, desinformación, recursos insuficientes; colaborando algunas en mayor o menor medida que otras, pero finalmente favoreciendo la extinción local de la vizcacha, y por ende la disminución del valor del parque (Figura 33). En contrapartida, las posibles soluciones se relacionan directamente con los problemas que se pueden identificar (Figura 34). La falta de efectividad en las medidas muchas veces puede relacionarse con la dificultad de aplicación de planes que son necesariamente complejos por los procesos ecológicos y las escalas que deben considerarse, como ocurre típicamente con el control de especies exóticas. El éxito de este tipo de planes requiere de continuidad y perfeccionamiento, aspectos que dependen necesariamente de una política clara y de largo plazo.

La información reunida en este trabajo da cuenta de la declinación poblacional de las vizcachas (*Lagostomus maximus*) en el Parque Nacional El Palmar. La misma está ligada en parte, a la predación de especies nativas como zorros, gatos monteses y hurones, donde todas poseen interés en conservación para el PN. Sin embargo, sumando la pérdida de hábitats y sin descartar otros factores, el reducido número de vizcachas representa una especial susceptibilidad ante la predación. De modo que, si no se maneja responsablemente, el animal emblema del PN El Palmar podría extinguirse localmente.

Para mitigar la disminución de la población de vizcachas se propone realizar un proyecto en donde se rehabiliten las madrigueras fuera de uso generando así una reconexión de la red de comunicación entre las vizcachas del Camping y el Centro Administrativo logrando una disminución de la vulnerabilidad de la población y el aumento del número de vizcachas.

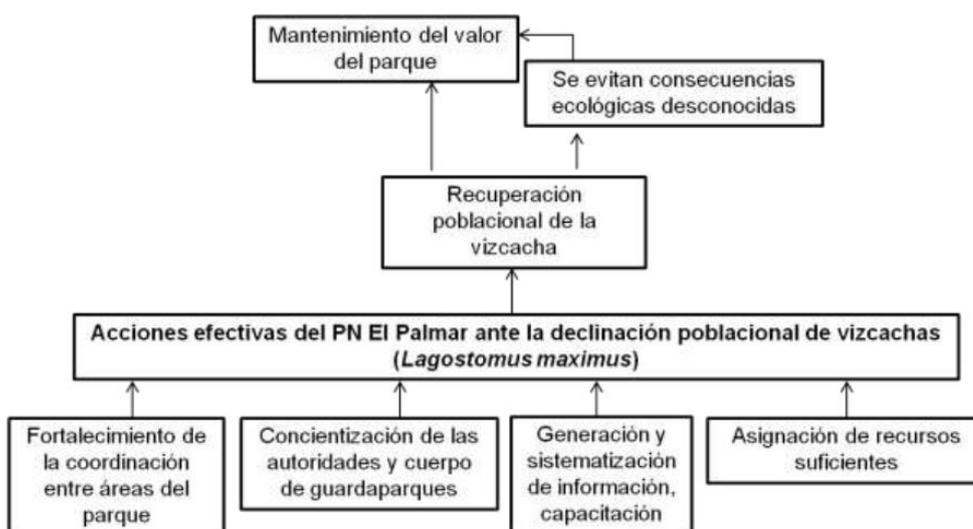
La pérdida de hábitat y la depredación son factores que contribuyen de forma determinante, disminuyendo las posibilidades de recuperación natural de la especie, y representando un riesgo de conservación para la población del parque. Tal contexto requiere del monitoreo constante de la situación poblacional y ambiental de las vizcachas, y

de sus potenciales depredadores, y la aplicación de medidas de manejo para conservar la especie emblema de este Parque Nacional.

La situación de extinción local de una especie puede conllevar otras consecuencias, que pueden ser aún desconocidas, dadas las complejas interacciones y sinergia que existen entre los numerosos componentes de un ecosistema. Siendo el palmar pastizal un área de conservación, la extinción de la vizcacha podría generar otros cambios, lo cual va en contra de los objetivos de conservación.



**Figura 33.** Árbol de problemas acerca de la ineffectividad de las medidas de conservación de la vizcacha en el PN El Palmar. Extraído de (Plan de manejo del PNEP, 2015).



**Figura 34.** Árbol de soluciones para mejorar la efectividad de las medidas de conservación de la vizcacha en el PN El Palmar. Extraído de (Plan de manejo del PNEP, 2015).

## CAPITULO VI. BIBLIOGRAFÍA

ÁLVAREZ, M.R. y R.A. MARTÍNEZ. 2006. Chinchillidae. Pp. 202-206. En: BARQUEZ, R.M., M DÍAZ y R.A. OJEDA (EDS.). Mamíferos de Argentina: Sistemática y distribución. SAREM, Buenos Aires.

ANGERBJORN, A., M. TANNERFELDT, AND S. ERLINGE. 1999. Predator– prey relationship, arctic foxes and lemmings. *Journal of Animal Ecology* 68:34–49.

APN 2019. Administración de Parques Nacionales. Parque Nacional El Palmar. [www.parquesnacionales.gov.ar](http://www.parquesnacionales.gov.ar). Última visita el 29 de junio de 2019.

APN. 1994. Plan de Manejo Preliminar del Parque Nacional El Palmar. Informe interno.

APN. 2008 (actualizado en 2010). Delegación Regional NEA, Sistema de Información de Biodiversidad (APN-DRNEA-SIG). Ordenamiento territorial de los bosques nativos en las áreas protegidas nacionales del noreste argentino. Informe técnico.

APN. 2015. Plan de Gestión del Parque Nacional El Palmar. Administración de Parques Nacionales. Informe inédito.

APN-SIB. 2019. Administración de Parques Nacionales. Sistema de Información de Biodiversidad. Parque Nacional El Palmar. Especies registradas. [www.parquesnacionales.gov.ar](http://www.parquesnacionales.gov.ar).

ARIAS S.M, NORA M. (2003). Estructura y composición de la vegetación en vizcacheras activas e inactivas en el delta del Paraná. *Mastozoología Neotropical*. 10 p.

ARIAS, S.M. (2000). Efectos de la actividad de la vizcacha (*Lagostomus maximus*) sobre la vegetación y el suelo en una antigua laguna litoral de la región del Delta del Paraná. Tesis de Licenciatura. Universidad de Buenos Aires. 69 pp.

ARMITAGE, K. B. (1986). Marmot polygyny revisited: determinants of male and female reproductive strategies. In *Ecological aspects of social evolution*: 303–331. Rubenstein, D. I. & Wrangham, R. W. (Eds). Princeton: Princeton University Press.

BALLARI, S. A. 2014. El jabalí (*Sus scrofa*) en el Parque Nacional El Palmar, Entre Ríos: uso de hábitat, dieta, impactos y manejo. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad de Córdoba.

BALLARI, S.A. & BARRIOS-GARCÍA, M.N. 2014. A review of wild boar *Sus scrofa* diet and factors affecting food selection in native and introduced ranges. *Mammal Review* 44:124–134.

BARBERIS, I. M., M. ROMANO, E. MONTANI, C. CORDINI Y E. J. DERLINDATI (2015). "Registro de vizcachas (*Lagostomus maximus*) en Pampa de las Lagunas, sur de Santa Fe, Argentina." *Nótulas Faunísticas* 182 Pp.

BEAUCHET-FILLEAU, L. (2006). Aspectos importantes de la ecología de *Lagostomus maximus*, Tomo I: Estudios bibliográficos. Documento interno PNEP.

BERDUC, A., P.L. BIERIG, A.V. DONELLO y C.H. WALKER. 2010. Lista actualizada y análisis preliminar del uso de hábitat de medianos y grandes mamíferos en un área natural protegida del Espinal con invasión de leñosas exóticas, Entre Ríos, Argentina. *Revista FABICIB*, 14: 9-27.

BERTONATTI, C.; CORCUERA, J. Situación ambiental argentina 2000. Buenos Aires: Fundación Vida Silvestre Argentina, 2000.

BONTTI, E. E.; BOO, R. M.; LINDSTROM, L. I. Y ELIA, O. R. (1999). Botanical composition of cattle and vizcacha diets in central Argentina. *Journal Of Range Management*, 52(4): 370–377.

BRANCH L. C ; D. VILLAREAL Y SOSA A. 1994c. Estructura de las colonias de vizcachas y problemas asociados con la estimación de la densidad poblacional en base a la actividad de las vizcacheras.

BRANCH, L. ; D. VILLAREAL, J. HIERRO y K. PORTIER. 1996. Effects of local extinction of the plains vizcacha (*Lagostomus maximus*) on semi-arid scrub. *Oecologia*, 106 :389-399.

BRANCH, L. C. (1993). Intergroup and intragroup spacing in the plains vizcacha (*Lagostomus maximus*) 891-898.

BRANCH, L. C., & VILLARREAL, D. (1989). Ecología y manejo de vizcacha en Argentina. *Flora, Fauna y áreas silvestres (FAO/PNUMA)*, 3(7), 30-33.

BRANCH, L. C., D. VILLARREAL Y M. MACHICOTE (2002). "Conservation challenges of ecosystem engineers: case studies from grasslands and shrublands of North and South America." *The Open Country* 4: 37–48 Pp.

BRANCH, L. C., ET AL. (1993). Social organization and mating system of plains vizcacha (*Lagostomus maximus*). 476-483 Pp.

BRANCH, L. C; D. VILLAREAL y G.S FOWLER. (1994b). Factores influencing population dynamics of the plains vizcacha (*Lagostomus maximus*, Mammalia, Chinchillidae) in scrub hábitat of central Argentina. (384-393).

BRANCH, L. y A. SOSA. 1994. Foraging behaviour of the plains vizcacha (*Lagostomus maximus*, Family Chinchillidae). *Vida Silvestre Neotropical*, 3(2):96-99.

BRANCH, L.; J.L. HIERRO y D. VILLAREAL (1996). Effects of local extinction of the plains vizcacha (*lagostomus maximus*) on vegetation patterns in semi-arid scrub. 391-396 Pp.

BRANCH, L.; J.L. HIERRO y D. VILLAREAL. (1999). Patterns of plant species diversity following local extinction of the plains vizcacha in semi-arid scrub. *Journal of Arid Environments*, 41(2) :173 182.

BRANCH, L.C.; D. VILLARREAL y G.S. FOWLER. (1993b). Recruitment, dispersal and group fusion in a declining population of the plains vizcacha (*Lagostomus maximus*, chinchillidae). 12-17 Pp.

BRANCH, L.C.; D. VILLARREAL y G.S. FOWLER. 1994a. Factors influencing population dynamics of the plains vizcacha (*Lagostomus maximus*, Mammalia, Chinchillidae) in scrub habitat of central Argentina. *Journal of Zoology, London*, 232 :383-395.

BRANCH, L.C.; D. VILLARREAL, R. ALBERTOSOSA (1994). Diet selection of the plains vizcacha (*Lagostomus maximus*, family Chinchillidae) 2215 Pp.

BROWN, J. S. 1988. Patch use as an indicator of habitat preference, predation risk, and competition. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 22:37-47.

BRUGGERS, R.L. y M.E. ZACCAGNINI. 1994. Vertebrate pest problems related to agricultural production and applied research in Argentina. *Vida Silvestre Neotropical*, 3(2):71-83.

BUCHER, E.H. 1982. Chaco and Caatinga – South American Arid Savannas, Woodlands and Thickets. Pp. 48-79. En: HUNTLEY, B.J. y B.H. WALKER (EDS). *Ecology of tropical savannas*. Springer Verlag, Berlin.

BURKANT R ; CARPINETTI B ; MOLINARI R. 2007. Las áreas protegidas de la Argentina. Herramienta superior para la conservación de nuestro patrimonio natural y cultural.

BURKART, R., N. O. BARBARO, R. O. SANCHEZ Y D. A. GOMEZ (1999). *Eco-regiones de la Argentina*. Buenos Aires, Administración de Parques Nacionales.

CABRERA A. L. (1976). "Regiones fitogeográficas argentinas". *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Fascículo 1, tomo II, segunda Edición. Editorial ACME S.A.C. T.

Carpeta de Censos de Guardaparques, Documento interno APN.

CASTELLANOS, A. & A. RAGONESE. 1949. Distribución geográfica de algunas palmas del Uruguay. *Lilloa* 20: 251-261 Pp.

CHAPPELL, M.A., 1980. Thermal energetics and thermoregulatory cost of small arctic mammals. *Journal of Mammalogy* 61, 278e291.

CLAUSS, M.; BESSELMANN, D.; SCHWARM, A.; ORTMANN, S. Y HATT, J. M. (2007). Demonstrating coprophagy with passage markers? The example of the plains viscacha (*Lagostomus maximus*). *Comparative Biochemistry and Physiology - A Molecular and Integrative Physiology*, 147(2 SPEC. ISS.): 453-459

COURCHAMP, FRANK, TIM CLUTTON-BROCK, BRYAN GRENFELL. (1999). Inverse density dependence and the Allee effect. University of Cambridge. Cambridge UK. 407 – 408 Pp.

CRAVINO JL, CALVAR ML, POETTI JC, BERRUTTI MA, FONTANTNA NA, BRANDO MF, FERNANDEZ JA (2000) Análisis holístico de la predación en Corderos: Un estudio de caso con énfasis en la acción de "zorros" (Mammalia: Canidae). *Veterinaria*, 35, 24-41.

DEL CASTILLO, ANA CLARA; FRANCISCONI, EMILIANO. Estudio de la población de vizcachas y su distribución geográfica histórica en el Parque Nacional El Palmar en el año 2012. Universidad Nacional de Misiones. Facultad de Ciencias Forestales.

DEMMENT, M. W. (1983). Feeding ecology and the evolution of body size of baboons. *Afr. J. Ecol.* 21: 219-233 Pp.

DEREDEC, A. (2007). Importance of the Allee effect for reintroductions. 440-451 Pp.

DESMAREST, 1817. Guía de Mamíferos del Sur de América del Sur. 236-238 pp.

DI BITTETI MS, DI BLANCO YE, PEREIRA JA, PAVIOLO A, JIMENEZ PEREZ I (2009) Time partitioning favors the coexistence of sympatric Crab-eating foxes (*Cercocyon thous*) and Pampas foxes (*Lycalopex gymnocercus*). *Journal of Mammalogy*, 90, 479-490.

EDUARDO, B: EDGAR FERNANDEZ (2001). Análisis de la tenencia de la tierra en nicaragua a partir del censo agropecuario 2001. 9 Pp.

FEREYRA, H.; CALDERON M.; MARULL C.; BARRIOS C. (2009). Canine distemper infection in Crab-eating Fox (*Cercocyon thous*) from Argentina. 1158-1162 Pp.

FERREYRA, H. UHART, M. (2007). Inmovilización química y evaluación de salud de vizcachas salvajes (*Lagostomus maximus*) en el chaco árido argentino. 92 p

GALINDEZ, GUADALUPE. 2008. Arbustización de las sabanas mesopotámicas: Estrategias de regeneración de los arbustos nativos y sus repuestas al fuego y a la herbivoría. 87 pp.

GIULIETTI, J. D. Y VENECIANO, J. H. (2005). La vizcacha. *Informativo Rural*, E.E.A INTA San Luis, 2(7): 8-10

GOBIERNO DE ENTRE RIOS. La provincia. *Relieve* <https://www.entrieros.gov.ar/portal/index.php?codigo=32>. Ultima visita 29 de junio de 2019.

GOODMAN, D. (1987). The demography of chance extinction. In *Viable populations for conservation*: 11-43. Soule, M. E. (Ed.). Cambridge: Cambridge University Press.

GOSLING, L.M. 1981. The role of wild plants in the ecology of mammalian crop pests. Pp. 341-346. In : Pest, pathogens and vegetation. (Thresh, J.M., ed.). Pitman Books Ltd., London

HAGEN, K. B.; BESSELMANN, D.; CYRUS-EULENBERGER, U.; VENDL, C.; ORTMANN, S.; ZINGG, R., KIENZLE E.; KREUZER M.; HATT J. M. Y CLAUSS, M. (2015). Digestive physiology of the plains viscacha - 41 - (*Lagostomus maximus*): A large herbivorous hystricomorph rodent. *Zoo Biology*, 34(4): 345-359

HAUSFATER, G. & HRDY, S. B. (EDS) (1984). *Infanticide: comparative and evolutionary perspectives*. New York: Aldine Publ. Co.

HOOGLAND, J. L. (1985). Infanticide in prairie dogs: lactating females kill offspring of close kin. *Science. Wash.* 230: 1037- 1040.

HUDSON, W. H. (1872). On the habits of the viscacha (*Lagostomus trichodactylus*). *Proc. zool. Soc. Lond.* 1872 822-833 Pp.

HUNTER, M.D. 1992. Interactions within herbivore communities mediated by the host plant: the keystone herbivore concept. *In Effects of resource distribution on animal-plant interactions. Edited by M.D. Hunter, T. Ohgushi, and P.W. Price.* Academic Press, Inc., San Diego. pp. 287-325.

HUNTLY, N. 1991. Herbivores and the dynamics of communities and ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 22: 477-503.

INSTITUTO NACIONAL DE ESTADISTICA Y CENSO (INDEC). 2011. Extraído de <https://www.indec.gov.ar/indec/web/Institucional-Indec-Glosario>. Ultima visita 11 de julio de 2021.

JACKSON, J. E.; BRANCH, L. C.; VILLARREAL, D. (1996). *Lagostomus maximus*. *Mammalian Species*, 543, 1-6 p.

JAVIER SEOANE. (2010). Especies clave y especies ingenieras de ecosistemas. ¿Hay ingenieros y especies clave por aquí? 2 – 3 pp.

KARBAN, R., AND MYERS, J.H. 1989. Induced plant responses to herbivory. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 20: 331-348.

KARLIN, U. O. et al. (1992) Caracterización del Chaco Árido y propuesta de recuperación del recurso forestal. *Sistemas agroforestales para pequeños productores de zonas áridas.* UNC-GTZ, p. 7-12

KEITH, L. B. (1974). Some features of population dynamics in mammals. *Proc. Int. Congr. Game Biol.* 11: 17-58.

LANGGUTH A (1979) Ecology and evolution in the South American canids. En: *The wild canids their systematics, behavioural ecology and evolution.* (ed. Fox MW), pp. 192-206. New York, NY: Van Nostrand Reinhold

LAWTON, J. H. (1988). More time means more *variation*. *Nature, Lond.* 334: 563.

LEPERCQ V. (2017). Estudio de la población de vizcachas (*Lagostomus maximus*). En el parque nacional el palmar. Informe de pasantía.

Ley N° 22351. Parques Nacionales. Extraído de <http://servicios.infoleg.gob.ar/infolegInternet/anexos/15000-19999/16299/texact.htm>. Última visita 30 de junio de 2019.

Ley N° 22421. Ley sobre Conservación de la fauna silvestre. <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/ley-22421-38116>. Última visita 30 de junio 2019.

Ley N° 25675. Ley General del Ambiente. Extraído de <http://servicios.infoleg.gob.ar/infolegInternet/anexos/75000-79999/79980/norma.htm>. Última visita 30 de junio de 2019.

LLANOS, A. C.; CRESPO, J. A. (1952) Ecología de la vizcacha (*Lagostomus maximus*), en el nordeste de la provincia de Entre Ríos. Revista de Investigaciones Agrícolas, Buenos Aires, t. 6, serie 10, p. 1-93; 289 – 378.

LOUDA, S.M., KEELER, K.H., AND HOLT, R.D. 1990. Herbivore influences on plant performance and competitive interactions. *In Perspectives on plant competition. Edited by J.B. Grace and D. Tilman. Academic Press, Inc., San Diego. pp. 413 -444.*

MACHADO F, HINGST ZAHER E (2009) Investigating South American biogeographic history using patterns of skull shape variation on *Cerdocyon thous* (Mammalia: Canidae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 98, 77-84 Pp.

MARES, M.A. y R.A. OJEDA. 1984. Faunal commercialization and conservation in South America. *Bioscience*, 34:580-584.

MCLEAN, I. G. (1983). Paternal behaviour and intraspecific killing in the Arctic ground squirrel (*Spermophilus parryi*). *Anim. Behav.* 31: 32-44.

MÉRIDA, E. y J. ATHOR (EDS.). 2006. Talares Bonaerenses y su conservación. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Buenos Aires

MESSIER, F. (1991). The significance of limiting and regulating factors on the demography of moose and white-tailed deer. *J. Anim. Ecol.* 60: 377-393.

MICOU, P. 2003. Riesgo ambiental por invasiones biológicas en una zona con alto valor de conservación: Las Cuencas de El Palmar Entre Ríos. Tesis de licenciatura en geografía. Facultad de Filosofía y Letras. Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires.

MORELLO, J. H.; MATTEUCCI, S.D.; RODRIGUEZ, A.F.; SILVA, M.E. & MENDOZA, N.E. 2008. Proyecto de Conservación de la Biodiversidad. Clasificación de Ambientes en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas. GEPAMA-FADU. Informe de consultoría.

MURDOCH, W. W, AND A. OATEN. 1975. Predation and population stability. *Advances in Ecological Research* 9:2–132.

MUZZACHIODI, N. y R.A. SABATTINI. 2002. La mastofauna como indicador de conservación del bosque nativo en un área protegida de Entre Ríos. *Revista Científica Agropecuaria*, 6: 5-15.

NAVARRO, J. L.; ROSATI V. R. Y FRAIRE, E. C. (1997). Incidencia de vizcachas (*Lagostomus maximus*) en un cultivo de soja. *Mastozoología Neotropical*, 4(2): 137–144

NOTA N° 1879. (2006). Barrios Caro, L. X. & Márquez, C. G. Informe técnico: traslocación de vizcachas (*Lagostomus maximus*) en el Parque nacional El Palmar, primera etapa. Documento interno PNEP

NOVARO, A. J.; FUNES, M. C. Y WALKER, S. R. (2000). Ecological extinction of native prey of a carnivore assemblage in Argentine Patagonia. *Biological Conservation*, 92(1): 25-33

OJEDA, R.A. y S. TABENI. 2009. The mammals of the Monte Desert revisited. *Journal of Arid Environments*, 73: 173-181

OJEDA, R.A., V. CHILLO y G.B. DÍAZ ISENATH. 2012. Libro rojo de mamíferos amenazados de la Argentina. SAREM, Buenos Aires. 257 Pp.

OSTFELD, R. S. (1985). "Limiting Resources and Territoriality in Microtine Rodents." *The American Naturalist* 126(1): 1-15.

OWEN-SMITH, N. (1990). demography of a large herbivore, the greater kudu *tragelaphus strepsiceros*, in relation to rainfall. *j. anim. ecol.* 59: 893-913.

PACKER, C. & PUSEY, A. E. (1983). Adaptations of female lions to infanticide by incoming males. *Am. Nat*

PEÑA, C. (2016). Entre Jangadas, Naranjas y Eucaliptos. Trayectoria y Dinámica Socio-técnica de la Actividad Forestal en el Noreste de Entre Ríos, desde los inicios hasta comienzos del siglo XXI.

PEREIRA, J. A.; QUINTANA, R. D. Y MONGE, S. (2003). Diets of Plains Vizcacha, Greater Rhea and Cattle in Argentina. *Journal of Range Management*, 56(1): 13–20 Pp.

PEREYRA, J.A (2010). Activity pattern of Geoffroy's cat (*Leopardus geoffroyi*) during a period of food shortage. 1106-1109 Pp.

PEREYRA, J.A; P. TETA; R.D QUINTANA. (2011). Rodent selection by geoffroy's cats in a semi-arid scrubland of central Argentina. 1027 Pp.

PEREYRA, J.A; R.S WALKER, A.J NOVARO. (2012). Effects of livestock on the feeding and spatial ecology of geoffroy's cat. 36-41 Pp.

PEREYRA, J; FRACASSI, N; UHART, M. (2006). Numeral and spatial responses of geoffroy's cat (*Oncifelis geoffroyi*) top rey decline in Argentina. 1132-1139 Pp.

- PEREYRA, J; TETA P; BISCEGLIA, S (2008). Food habits of Geoffroy's cat (*Leopardus geoffroyi*) in the central monte deserto of Argentina. 1124-1125 Pp.
- POCOCK, R.I. (1922). On the external characters of hystricomorph rodents. *Proceedings of the zoological Society of London*. 365-427 Pp.
- PUIG, S.; VIDELA, F.; CONA, M. I.; MONGE, S. Y ROIG, V. (1998). Diet of the vizcacha *Lagostomus maximus* (Rodentia, Chinchillidae), habitat preferences and food availability in Northern Patagonia, Argentina. *Mammalia*, 62(2): 191-204.
- RENDEL, C. (1990). Estimación de daños causados por la vizcacha (*Lagostomus maximus*) en la provincia de Córdoba. *Revista Argentina de Producción Animal*, 10(1): 63-79.
- RINGUELET. 1961. Rasgos Fundamentales de la Zoogeografía Argentina. 8-15 pp.
- RODMAN, P. S. & MITANI, J. C. (1987). Orangutans: sexual dimorphism in a solitary species. In *Primates societies* : 146-154 Pp.
- ROLHAUSEN A. 2002. Las comunidades vegetales de los palmares de *Butia yatay*. 50 p
- ROLHAUSER, A. 2007. Expansión de poblaciones arbóreas nativas en el Parque Nacional El Palmar: patrones y procesos en las escalas de paisaje y de parche. Tesis de Magister Scientiae, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
- ROSARIO IGLESIAS, M; HAYDEE BARCHUK, A. (2010). Estimación de la biomasa aérea de seis leguminosas leñosas del chaco árido (Argentina). 73 Pp.
- SANTONI, L. (2017). La población de vizcachas (*Lagostomus maximus*) en el PN El Palmar. Informe de Pasantía. 4 p.
- SCOTT, M. (1998). The impact of infection and diseases on animal populations: Implications for conservation biology. *Conservation biology*, v. 2, n. 1, p. 40-56, 1998.
- SELANDER, R. K. (1972). Sexual selection and sexual dimorphism in birds. In *Sexual selection and the descent of man*: 180-230. Campbell, B. G. (Ed.). Chicago: Aldine.
- SHERMAN, P. W. (1982). Infanticide in ground squirrels. *Anim. Behav.* 30: 938-939 Pp.
- SHERMAN, P. W. (1982). Infanticide in ground squirrels. *Anim. Behav.* 30: 938-939 Pp.
- SIB. 2019. Sistema de Información de Biodiversidad. Parque Nacional El Palmar. Especies registradas. [www.sib.gob.ar](http://www.sib.gob.ar). Última visita el 29 de junio de 2019.
- SOBRAL ZOTTA, N. (2015). Evaluación del plan de Control de Mamíferos exóticos Invasores. 6-8 Pp..

VILLARREAL, D.; CLARK, K. L.; BRANCH, L. C.; HIERRO, J. L. Y MACHICOTE, M. (2008). Alteration of - 42 - ecosystem structure by a burrowing herbivore, the plains vizcacha (*Lagostomus maximus*). *Journal of Mammalogy*, 89(3): 700–711.

VUCETICH, GUIMAR, Y DIEGO VERZI (1995) Los roedores caviomorfos. En *Evolución biológica y climática de la región Pampeana durante los últimos cinco millones de años. Un ensayo de correlación con el Mediterráneo occidental*, editado por María Alberdi, Gabriello Leone y Eduardo Tonni, pp. 211–226. Monografía 12. Museo de Ciencias Naturales de Madrid Madrid

WARD, R. M., AND C.J KREBS .1985. Behavioural responses of lynx to declining snowshoe hare abundance. *Canadian Journal of Zoology* 63:2817–2824.

WEIR, B.J (1974a). The tuco-tuco and plains vizcacha 113-130 Pp in *The biology of hystricomorph rodents* (I.W. Rowlands and B.J. Weir, eds). *Symposia of the Zoological Society of London* No. 34. Academic Press, London, 482 Pp.

YUILL, T. M. (1986). *Diseases as components of mammalian ecosystems: mayhem and subtlety*. Madison: School of Veterinary Medicine, University of Wisconsin.

ZIELINSKI, W.J., 2000. Weasels and martens e carnivores in northern latitudes. In: Halle, S., Stenseth, N.C. (Eds.), *Activity Patterns in Small Mammals. Ecological Studies*, vol. 141. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, pp. 95e118.

Repositorio Digital de
   
 Trabajos finales y Tesinas

## 6.1. Anexo I

### Vizcacheras en el PNEP



Mapa de la zona de vizcacherales en el área de uso intensivo del Parque Nacional El Palmar.  
Referencias: ● vizcachera central; ○ vizcachera satélite; **V**: vivero; **Cam**: Camping; **P**: proveeduría; **E**: estacionamiento; **C**: cabalgatas; **CV**: centro de visitantes; **Bar**: barrio de guardaparques; **In**: intendencia; **T**: taller. Extraído de (Santoni, 2017).

## 6.2. Anexo II

### Análisis del problema de disminución de la vizcacha en el PNEP

