



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

Departamento de Ecología, Genética y Evolución

# Ocupación y detección. Su aplicación en el manejo de una especie invasora, el castor canadiense, en Tierra del Fuego

Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires en el área de Ciencias Biológicas

**Pablo Matías Jusim**

Director de tesis: Dr. Adrián Schiavini

Directora adjunta de tesis: Dra. Andrea Goijman

Consejera de Estudios: Dra. Viviana Alder

Lugar de trabajo: Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC-CONICET). Ushuaia, Argentina.

Ushuaia, 7 de marzo de 2022

## Ocupación y detección. Su aplicación en el manejo de una especie invasora, el castor canadiense, en Tierra del Fuego

### Resumen

Las especies exóticas invasoras (EEI) son uno de los principales factores de cambio ecológico global. En 1946 se introdujeron en Tierra del Fuego, Argentina, 20 castores canadienses (*Castor canadensis*) con fines peleteros. El castor se expandió, ocupando la mayor parte de las cuencas del archipiélago y convirtiéndose en una EEI con diversos impactos en el ambiente y las actividades humanas. Los castores son roedores semiacuáticos que viven en colonias y cortan árboles y arbustos para alimentarse y para construir diques y madrigueras, producto de lo cual inundan grandes áreas. Hacia 1981 comenzaron las medidas de control, pero resultaron inefectivas. En 2008 Argentina y Chile firmaron un acuerdo para restaurar los ambientes afectados por el castor a través de su erradicación. Como parte de ese proceso se realizaron erradicaciones experimentales en 2014 y entre 2016 y 2018 en siete áreas piloto, abarcando diferentes ambientes y tenencia de la tierra, en lo que representa la primera experiencia de erradicación a mediana escala de un mamífero exótico invasor en Argentina. Los resultados de estas operaciones son analizados en esta tesis.

La erradicación de una EEI es desafiante porque demanda una alta capacidad de detección en bajas densidades, tanto para la captura de los últimos individuos como para asegurar la ausencia de la especie, dado que la probabilidad de detección disminuye con la densidad poblacional. Además requiere decidir cuándo un programa se declara exitoso, es decir, cuando se ha logrado el objetivo de cero individuos. El objetivo de esta tesis es contribuir con conocimientos necesarios para avanzar hacia la erradicación del castor canadiense de su distribución patagónica, a través de la evaluación de factores que afectan la probabilidad de captura, y de los análisis de esfuerzo de captura y detección requeridos a bajas densidades.

El modelo con mayor respaldo indica que la probabilidad de captura es afectada principalmente por el tipo de trampa y el lugar de colocación de la misma. La probabilidad de captura se maximiza usando trampas de golpe colocadas en los toboganes frontales. El efecto de otras variables tuvo menor respaldo pero su análisis independiente fue significativo, mostrando una mayor probabilidad de captura con un mayor esfuerzo en trampas-noche, con mayor experiencia de los tramperos, en invierno y primavera, con un menor nivel de iluminación lunar en verano, al romper el dique y en los ambientes de ecotono y estepa. Es recomendable intervenir varios grupos de colonias a la vez revisando las trampas de forma espaciada en el tiempo siempre que se usen trampas de captura muerta. El entrenamiento y experiencia previa de los tramperos disminuye la tasa de lesiones y las activaciones de trampas sin captura, evitando un posible aprendizaje de los castores. La menor tasa de lesiones mejora el bienestar animal y el respaldo de la sociedad hacia la erradicación. El entrenamiento debe incluir la toma de datos digital y recolección de muestras.

El esfuerzo de captura por kilómetro de cauce es muy variable entre ambientes y entre áreas piloto en el ambiente de bosque. Este ambiente presentó mayor número de capturas y requirió el mayor esfuerzo, tanto en cantidad de trampas colocadas (TC) y visitas a las mismas como en trampas-noche (TN), con una mediana de 43 TN y 9 TC, pudiendo llegar a 126 TN y 14 TC. En el ecotono se requirieron 23 TN y 2 TC, y en la estepa 22 TN y 2 TC por kilómetro.

Las cámaras trampa resultan efectivas en la detección de castores remanentes o aquellos que reocuparon sitios recientemente erradicados. La estación del año y el ambiente influyen en la detección de los castores. El esfuerzo en cámaras-noche (CN) requerido para asegurar la detección de castores remanentes con un error del 5%, fue menor en el ecotono (5 CN), mientras

que en el bosque fue menor en primavera (8 CN) y mayor en verano (19 CN). No fue posible analizar la detectabilidad en la estepa debido a la falta de detecciones.

Entre las conclusiones de esta tesis se destacan el uso preferente de trampas de golpe, la colocación en frentes de dique y la necesidad de colocación de cámaras-trampa durante diferentes tiempos según el ambiente y la estación. Estas y otras conclusiones pueden contribuir a orientar y mejorar la eficiencia de las herramientas utilizadas para el manejo del castor canadiense en su distribución patagónica.

**Palabras clave:** Especies exóticas invasoras, detección, erradicación, castor canadiense, cámaras-trampa

## **Occupation and detection. Its application in the management of an invasive species, the Canadian beaver, in Tierra del Fuego**

### **Abstract**

Invasive alien species (IAS) are one of the main drivers of global ecological change. In 1946, 20 American beavers (*Castor canadensis*) were introduced to Tierra del Fuego, Argentina for fur purposes. Beavers expanded occupying most of the archipelago's basins and becoming an IAS with various impacts on the environment and human activities. Beavers are semi-aquatic rodents that live in colonies and cut down trees and shrubs to obtain food and to build dams and lodges, resulting in large flooded areas. Towards 1981 control measures began, but were ineffective. In 2008, Argentina and Chile signed an agreement to restore the environments affected by the beaver, through its eradication. As part of this process, experimental eradications were carried out in 2014 and between 2016 and 2018 in seven pilot areas covering different environments and land tenure, in the first medium-scale eradication experience of an invasive exotic mammal in Argentina. In this dissertation, I analyze the results of these operations.

The eradication of an IAS is a great challenge because it demands a high detection capacity at low densities, both to capture of the last individuals and to ensure the absence of the species, since the probability of detection decreases with population density. It also requires deciding when a program will be declared successful, that is, when the goal of zero individuals has been achieved. The objective of this dissertation is to contribute with the necessary knowledge to advance towards the eradication of the American beaver from its Patagonian distribution through the assessment of the factors affecting capture probabilities, and the analysis of the capture and detection efforts required at low densities.

The model with the greatest support indicates that the type of trap and the place where it is located mainly affect the capture probability. The use of body-grip traps placed on the front slides maximize the chance of capture. The effect of other variables had less support but their independent analysis was significant, showing a greater capture probability with greater effort in night-traps, with greater experience of trappers, in winter and spring, with a lower level of lunar illumination in summer, when breaking the dam and in the ecotone and steppe environments. It is recommended to intervene in several groups of colonies at the same time, with check of traps spaced in time whenever kill traps are used. Training and the previous experience of trappers decreases the rate of injuries and the traps activations without capture, avoiding a possible learning by beavers. The lower injury rate improves animal welfare and society's support towards eradication. Training should include digital data collection and sample collection.

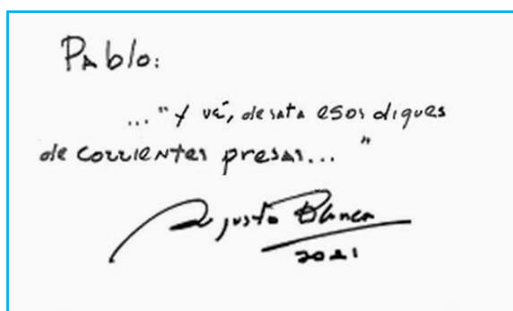
The capture effort per kilometer of riverbed is highly variable between environments and between pilot areas in the forest environment. This environment presented a greater number of captures and required the greatest effort, in both number of traps placed (TP) and visits to them as well as night-traps (TN), with a median of 43 TN and 9 TC, being able to reach 126 TN and 14 TP. In the ecotone, 23 TN and 2 TP were required per kilometer, and 22 TN and 2 TP in the steppe.

The camera traps are effective in detecting beavers remaining or those reoccupying recently eradicated sites. The season of the year and the environment influenced the detection of beavers. Night camera effort (NC) required to ensure the detection of remaining beavers with an error of 5%, was lower in the ecotone (5 NC), while in the forest it was lower in spring (8 NC) and higher in summer (19 NC). It was not possible to analyze the detectability in the steppe because of the lack of detections.

Among the conclusions of this thesis, the preferential use of body-grip traps, placement on dam and the need to place camera-traps at different times depending on the environment and the season stand out. These and other conclusions will contribute to the orientation and improvement of the efficiency of the tools used for the management of the American beaver in its Patagonian distribution.

**Keywords:** Alien invasive species, detection, eradication, American beaver, camera traps

## Agradecimientos



*No olvides que una vez tú fuiste sol, Augusto Blanca*

Creo que haber llegado a esta instancia de mi vida y presentar esta tesis no hubiera sido posible sin el apoyo de mucha gente en el camino. Hay muchas personas que escapan de esta lista pero saben que les agradezco. Sin embargo, no quiero dejar de mencionar a algunas de las personas que más me impulsaron y agradecerles:

A mis directores, Adrián Schiavini y Andrea Goijman, por impulsarme para que pueda lograr no solo esta tesis sino seguir adelante con mi carrera científica, por su paciencia para responder mil veces a las mismas preguntas y leer las infinitas versiones de cada capítulo y, en especial, por compartir su conocimiento y experiencia.

A Julio Escobar, sin tu invaluable conocimiento de campo y tu ayuda las campañas no hubiesen sido posibles.

A Viviana Alder, mi Consejera de Estudios, Graciela Chiappini, secretaria del Departamento de Ecología, Genética y Evolución de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la UBA, y en general al personal del Departamento, de la Secretaría de Postgrado y de la Facultad; por la paciencia y por la ayuda con muchos pasos de mi doctorado.

A los jurados que aceptaron evaluar esta tesis, por dedicarle su tiempo para que este manuscrito sea mejor y contribuya a la sociedad.

A mi toda mi familia, pero en especial a mi vieja Sonia Unger, a mi viejo Alejandro Jusim, a mis hermanos Martín, Lucas y Cachi y a mis tíos Daniel Unger y Mario Unger; por su apoyo incondicional en todas las circunstancias de mi vida, por su optimismo y ánimo, por animarme a seguir, por sus visitas pese a estar tan lejos y por toda su ayuda.

A mis compañeros de laboratorio y oficina, Celina Flores, Eloísa Giménez, Andreana Cadaillón, Natalia Asplanato, Clara Rodríguez y Julieta Kaminsky, por su ayuda y por las charlas y las comidas que alegraban el día.

A Cristina San Martín, Ximena Flores Melo, Javier Rojo, Victoria García y Florencia Veira por la compañía, el buen humor y ayuda en las campañas.

A Aylén Odetto, Aimé Astrada, Mara Dicenta, Alana Weber, Julie, Ryne Flanagan y tantos otros y otras quienes tuvieron un paso fugaz por el CADIC pero dejaron una impronta indeleble.

A mis amigas y amigos de CADIC y de por ahí cerca, Eloísa Giménez, Érica Bedoya, Luciana Mestre, Paola Villatarco, Belén Reartes, Lucas Ferreyra, Fernando Encinas, Marina Tagliaferro, Andreana Cadaillón, Clara Rodríguez, Irupé Fernández, Renata Bonetto, Sergio Fontenla, Ximena Flores Melo, Agustín Sosa, Maité Latorre, Lucas Hinca, Alejandro Escuredo, Solange Grinber e Ignacio “Iñaki” Gómez; que más que amigos son mi familia fueguina. Gracias por ofrecer su amistad, por su apoyo todos estos años y por los grandes momentos compartidos.

A Catherine Cruz Pinzón, por tu apoyo y tu invaluable compañía, aun a la distancia.

A Leila Abdala, que aunque no lo notes sos un ejemplo de perseverancia y éxito.

A Diana Cruz Pinzón, Claudia Valenzuela, Eliana Colin, Sebastián Pinto, Jessica Prada, Jessica Reyman y Nazareli Abularach; por tantos años de amistad y experiencias compartidas.

A los editores y revisores anónimos de la revista Biological Invasions, por su ayuda para mejorar y publicar mi trabajo, que me dio energía para seguir adelante.

A Osvaldo Mella y el resto de la gente de HeliUshuaia, por llevarme lejos para poder realizar mi trabajo.

A la gente de la Dirección General de Áreas Protegidas de Tierra del Fuego y en especial a Erio Curto y María Luisa Carranza, por llevar adelante el proyecto de erradicación.

A todos los tramperos y colaboradores que trabajaron en los proyectos piloto, tanto del 2014: Fernando Encinas, Raúl Torres; como del 2016/8: Juan Busso, Francisco Zunino, Carlos D’anuncio, Fernando Encinas, Daniel Guzmán, Esteban Lobo, Humberto Molina, Jonatan Scapino, Oscar Iñigo, Ignacio Allende, Bruno Corbetto, Martín Argamonte, Nicolás Ludueña, Agustín Scepansky, Leonardo Vélez y Arturo Forestelo; sin su invaluable trabajo nunca habría podido realizar esta tesis.

A todo el personal que trabaja en CADIC, dirección, personal administrativo, de limpieza y guardias, quienes hacen un trabajo silencioso pero indispensable para que el sistema científico funcione.

A Alexandra Elbakyan, por contribuir a que todos tengamos acceso al conocimiento.

Al CONICET y la UNTDF por financiarme una beca que me permitió desarrollar esta investigación.

Al fondo GEF, por financiar el proyecto piloto en que basé mi tesis.

A toda el pueblo argentino por financiar la ciencia, herramienta imprescindible para el desarrollo.

## Publicaciones asociadas a esta tesis

**Jusim, P.**, Goijman, A. P., Escobar, J., Carranza, M. L., & Schiavini, A. (2020). First test for eradication of beavers (*Castor canadensis*) in Tierra del Fuego, Argentina. *Biological Invasions*, 22(12), 3609-3619.



## Índice

<b>Capítulo 1 – Introducción general.....</b>	<b>10</b>
De las especies exóticas invasoras .....	10
Introducción de los castores en la Patagonia.....	11
Biología de los castores .....	12
Impacto de los castores.....	20
Historia del control del castor en Tierra del Fuego .....	23
Erradicación.....	24
Objetivos y organización de la tesis .....	26
Área de estudio .....	28
<b>Capítulo 2 - Análisis de captura en dos proyectos piloto de erradicación del castor.....</b>	<b>32</b>
Introducción .....	32
Subcapítulo 2A – Proyecto piloto 2014.....	34
Materiales y métodos .....	34
Resultados .....	41
Subcapítulo 2B – Proyecto piloto 2016-2018.....	45
Materiales y métodos .....	45
Resultados .....	51
Discusión integrada del capítulo 2 .....	58
Conclusiones aplicadas al manejo del castor .....	66
<b>Capítulo 3 – Verificación del éxito de la erradicación .....</b>	<b>68</b>
Introducción .....	68
Materiales y métodos .....	70
Resultados.....	78
Discusión .....	82
Conclusiones aplicadas al manejo del castor .....	85
<b>Capítulo 4 – Discusión general.....</b>	<b>86</b>
Del proyecto de erradicación del castor canadiense y esta tesis .....	86
De las herramientas y la organización de un proyecto de erradicación del castor .....	87
Temas pendientes para futuros proyectos piloto de erradicación .....	90
Conclusiones .....	92
<b>Referencias .....</b>	<b>94</b>
<b>Anexo I.....</b>	<b>110</b>
<b>Anexo II.....</b>	<b>115</b>

## Capítulo 1 – Introducción general

### De las especies exóticas invasoras

De forma intencional o accidental, individuos de muchas especies son llevados fuera de su rango de distribución nativo por los humanos (Vitousek et al., 1997). Los vertebrados, particularmente los mamíferos, así como otras especies de importancia económica, son introducidos en mayor medida de forma intencional (Camus et al., 2008; Elton, 1958; Mack et al., 2000; Pimentel et al., 2002). Estas especies, trasladadas por medios humanos a lugares a los que no llegarían por sus propios medios, son llamadas “especies exóticas” (Richardson et al., 2000; Shine et al., 2000). Sin embargo, no todas las especies exóticas se vuelven invasoras (Shine et al., 2000). Solo unas pocas especies que alcanzan un nuevo hábitat llegan a sobrevivir y reproducirse. De esas, son pocas las que se naturalizan, superando barreras bióticas y abióticas, y llegando a sostenerse por varios ciclos de vida sin intervención humana (Richardson et al., 2000). De estas últimas, una pequeña cantidad se vuelven invasoras, es decir que infligen impactos ambientales, sociales y/o económicos negativos (Jaksic & Castro, 2014; Lockwood et al., 2007; Mack et al., 2000; Shine et al., 2000). Richardson et al. (2000) proponen definir a las especies exóticas invasoras (EEI) de plantas, como aquellas especies naturalizadas que producen descendencia en gran número y a distancias considerables de las plantas madre. A su vez, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) define que las EEI son las que se establecen en un ecosistema o hábitat natural o seminatural e inducen cambios y amenazas a la diversidad biológica nativa (Shine et al., 2000). Lockwood, Hoopes, y Marchetti (2007) coinciden con dicha definición agregando que las EEI generan además daños económicos.

Para poder sobrevivir en un nuevo ambiente, una población de una especie exótica debe contar con un mínimo número de individuos que pueda absorber los factores estocásticos vinculados a los nacimientos y muertes. Esos individuos deben tener satisfechos los requerimientos fisiológicos de la especie (Lockwood et al., 2007). Además, para que una especie llegue a ser invasora, debe superar diversas barreras (Lockwood et al., 2007) y deben darse varios factores, entre los cuales se destacan: ausencia de control por enemigos naturales, la presencia de ecosistemas favorables a la invasión y rasgos muy adaptables de estas especies invasoras (Pimentel et al., 2002). Al colonizar nuevas áreas, los individuos inmigrantes se van a ver libres de gran parte de sus competidores, parásitos y depredadores (Lockwood et al., 2007). Gracias a esto aumentan su crecimiento, longevidad y éxito reproductivo (Mack et al., 2000). Por otro lado, la resistencia de los ecosistemas a una invasión puede ser afectada por factores bióticos y abióticos, como disturbios previos, factores climáticos, interacciones entre especies, manejo, etc. (Lockwood et al., 2007).

Los impactos de las EEI van desde el nivel individual al nivel global (Lockwood et al., 2007), pudiendo devastar ecosistemas enteros y causar extinciones (O’Connell Jr. et al., 2006; Wittenberg & Cock, 2004). Entre otros efectos, las EEI compiten por alimento y hábitat con especies nativas, además de introducir y mantener enfermedades y parásitos (Long, 2003). Estos impactos generan gran influencia sobre la composición y estructura biótica y abiótica de una comunidad (Lizarralde & Escobar, 1999; Wittenberg & Cock, 2004), afectando el patrimonio natural del área invadida (Camus et al., 2008). Además, pueden afectar las actividades productivas y la salud humana (Camus et al., 2008). A nivel global, las introducciones llevan a una homogeneización y empobrecimiento de la biota (García-Berthou et al., 2015; Mack et al., 2000; Mckinney & Lockwood, 1999). El conjunto de impactos ha hecho que se considere a las invasiones biológicas como uno de los mayores agentes de cambio global actual (Mack et al., 2000).

Una invasión biológica genera dos clases de costos desde el punto de vista económico: en primer lugar, el costo en pérdidas de producción, daños en infraestructura, etc. y, en segundo lugar, el costo de controlar a la población invasora (Mack et al., 2000). Dentro de las pérdidas, se deben considerar la degradación de los servicios ecosistémicos, algunos de los cuáles son difíciles de cuantificar (Shine et al., 2000). Pimentel et al. (2002) estimaron, solo para Estados Unidos, en U\$S138.000 millones el costo anual producto del daño y de los esfuerzos de control de las especies invasoras, sin incluir impactos ecológicos como extinciones.

### Introducción de los castores en la Patagonia

La introducción intencional de especies por causas humanas data, al menos, del neolítico y se mantiene hasta la actualidad, pese a que los impactos de las EEI son conocidos desde principios del siglo XX (Blackburn et al., 2015; Ritchie, 1922). Entre los motivos de las introducciones se destacan: “enriquecimiento estético” del ambiente, como fuente de alimento para las personas o el ganado, como animales de caza o para peletería, etc. (Jaksic & Castro, 2014). En particular la introducción de mamíferos de importancia comercial por su pelaje, comenzó hace más de un siglo en Norteamérica y Oceanía (Hansen & Lizarralde, 1991). Sobre esta base, se desarrollaron un gran número de industrias de productos de cuero y piel, por los que los efectos económicos y socioculturales de las especies introducidas se consideraron oportunamente más importantes que los efectos negativos de una invasión (Long, 2003; Shine et al., 2000).

La Isla Grande de Tierra del Fuego es una de las últimas áreas con elevado grado de silvestría del mundo (Mittermeier et al., 2003). Sin embargo, es hábitat de al menos 24 especies de vertebrados invasores (Valenzuela et al., 2014). Varias de estas introducciones se realizaron a partir de 1930, cuando imperaba en Tierra del Fuego el imaginario social del desarrollo. Bajo esta idea y con el fin de poblar el sector argentino de la Isla Grande, el Gobierno Nacional buscó introducir diversas especies para desarrollar la economía (Archibald et al., 2020). Para esto se analizaron los desarrollos de lugares con climas similares, en particular Canadá. Producto de esta investigación se decidió “enriquecer” el ambiente fueguino con la introducción de varias especies con valor pilífero (Díaz, 1947; Hansen & Lizarralde, 1991; Lizarralde, Deferrari, Alvarez, et al., 1996; Pietrek et al., 2016). El objetivo de estas introducciones era el desarrollo de una industria peletera local (Fasanella & Lizarralde, 2012).

Particularmente, en 1946 se trajeron 20 castores, *Castor canadensis*, desde Manitoba, Canadá, por orden del Ministerio de Marina (Jaksic et al., 2002; Pietrek & Fasola, 2014). Estos animales, al presentar doble pelaje, han sido muy apreciados por su piel desde hace siglos (Crean, 1962; Massoia & Chébez, 1993). Estos castores fueron liberados en las cercanías de la desembocadura del río Claro, al norte del lago Khami (Fagnano) (Church, 1948; Hansen & Lizarralde, 1991). Con el fin de evitar la pronta extinción de esta incipiente población, se decretó una veda de caza (Godoy, 1963).

Los castores presentan varias características que los hacen buenos invasores: gran capacidad de dispersión, gran capacidad reproductiva y corto tiempo generacional, además de ocupar una gran variedad de ecosistemas en un extenso rango nativo (Novillo & Ojeda, 2008). Además de las características intrínsecas de la especie, la naciente población de castores en Tierra del Fuego se vio favorecida por la ausencia de depredadores y competidores, por las condiciones ambientales favorables, la inaccesibilidad de muchas de las áreas colonizadas y la compleja red hidrográfica de la isla (Fasanella & Lizarralde, 2012). A esto se sumó la ayuda del personal de las

estancias locales, quienes colaboraban con los castores colocando rocas en el río con el objetivo de ayudar a construir diques y madrigueras (Church, 1948).

Si bien en 1942 en Argentina ya se consideraba el impacto de algunas especies exóticas (Cabrera, 1942), el impacto potencial de los castores no fue considerado en ese momento. Cuando fueron introducidos, no se pensaba que pudieran expandirse sin ayuda por toda la Isla Grande (Church, 1948). Sin embargo, ya en 1962 se los detecta en el Parque Nacional Tierra del Fuego y en Isla Navarino (Massoia & Chébez, 1993). Hacia 1964 son detectados en el sector chileno de la Isla Grande (Skewes et al., 1999), lo que era esperable ya que la única barrera física a lo largo de la frontera era un alambrado, que permitió el intercambio de especies introducidas (Jaksic et al., 2002). Para 1971 se los encuentra también en Bahía Buen Suceso, por lo que para este año ya se habían expandido por la totalidad del sector sur argentino de la Isla Grande (Massoia & Chébez, 1993). Mediante estudios de dendrocronología se estimó que en 1976 llegan a la Península Brunswick, comenzando la expansión por el continente (Graells et al., 2015). Hacia 1999 ya habían ocupado la totalidad de la Isla Navarino y tres cuartas partes de la Isla Grande (Skewes et al., 1999). Hacia 2006 se estimaba que habitaban 100.000 castores en toda la Patagonia (Menvielle et al., 2008; Schiavini et al., 2016). Actualmente los castores están muy arraigados en la cultura local, tanto en Argentina como en Chile (Natcher et al., 2007). Esto puede verse en lugares como el principal centro de esquí (Cerro Castor), centros de deportes invernales (Llanos del Castor), cursos de agua (arroyo de los Castores en el Parque Nacional Tierra del Fuego) y valles (Valle de los Castores, en Chile). Además, se realizan excursiones para avistar castores y en la ciudad de Ushuaia se comercializan recuerdos inspirados en este roedor.

La velocidad de expansión estimada en el sector chileno de la isla fue muy variable: desde 2,6 km/año en el sector central hasta 6,2 km/año en la zona norte (Skewes et al., 1999). La mayor velocidad de expansión en la zona norte pudo deberse a la abundante red de drenaje y a la escasez de recursos adecuados para construir embalses, lo que obligaría a los castores a continuar el avance en busca de más recursos (Fasanella & Lizarralde, 2012). En su hábitat original del hemisferio norte presentan mayores densidades al sur de los 49°N, lo que puede relacionarse con la menor severidad del clima (Jarema et al., 2009). Tierra del Fuego presenta un clima más moderado respecto a latitudes similares del hemisferio norte, lo que podría explicar en parte las mayores densidades encontradas, llegando a 3,27 colonias por kilómetro de cauce (Skewes et al., 1999). A su vez, las distintas condiciones ambientales explicarían las distintas densidades observadas según el sector de la Isla Grande (Skewes et al., 1999). Sin embargo, una invasión biológica alcanza en algún punto su límite geográfico y ambiental, dejando de expandirse (Mack et al., 2000). Basándose en las condiciones geográficas de los sitios ocupados hasta el momento, se estima que a futuro la expansión puede llegar aproximadamente hasta los 35°S, sin embargo se especula con que este avance se vea limitado por la presencia del puma, *Puma concolor* (Fasanella & Lizarralde, 2012; Menvielle et al., 2008).

### Biología de los castores

El castor canadiense (*Castor canadensis*, Kuhl 1820; fig. I-1) es un roedor semiacuático de la familia *Castoridae* (Jenkins & Busher, 1979), que incluye un solo género con dos especies actuales *C. canadensis* y *C. fiber*, además de la extinta *C. californicus* (Lizarralde & Escobar, 1999). El castor canadiense es el segundo roedor más grande, luego del carpincho, *Hydrochoerus hydrochaeris* (Hansen & Lizarralde, 1991; Massoia & Chébez, 1993). Su distribución natural abarca la mayor parte de Norteamérica, evitando la tundra y los desiertos (Jenkins & Busher,

1979). Actualmente se distribuyen también por el extremo austral de la Patagonia de Argentina y Chile, así como por parte del norte de Europa (Bressan & Hurel, 2018; Linzey et al., 2013).



**Figura I-1.** Castor canadiense (*Castor canadensis*) adulto.

Presentan varias adaptaciones anatómicas y fisiológicas que favorecen la natación, como membranas interdigitales, membranas nictitantes, nariz y oídos valvulares (Hansen & Lizarralde, 1991; Jenkins & Busher, 1979; Lizarralde & Escobar, 1999; Massoia & Chébez, 1993). Además, presentan adaptaciones fisiológicas que favorecen el buceo, como una disminución en la frecuencia cardíaca en condiciones de apnea y eritrocitos de gran tamaño (Irving & Orr, 1935; Kizhina et al., 2019). Gracias a esto, los castores bucean regularmente uno o dos minutos, pudiendo llegar a los 15 minutos en situación de alarma (Irving & Orr, 1935). Además presentan adaptaciones del sistema nervioso para climas fríos (Jenkins & Busher, 1979; L. K. Miller, 1967).

Los adultos alcanzan una longitud de 120 cm, destacando la cola aplanada de entre 23 y 33 cm de largo y 9 a 20 cm de ancho. El peso oscila entre 16 y 27 kg, pudiendo alcanzar los 40 kg en raras ocasiones (Hansen & Lizarralde, 1991; Jenkins & Busher, 1979; Massoia & Chébez, 1993). La longevidad en estado silvestre es de aproximadamente 15 años pudiendo ocasionalmente llegar a los 20 años (Larson, 1967; Long, 2003). Distintos autores reconocen tres grupos de edad: cría hasta el año de vida, añales o juveniles entre 1 y 2 años y adulto con más de 2 años (Beer, 1955; Leege, 1968). No se observa dimorfismo sexual, excepto durante la lactancia, y los genitales desembocan a una cloaca común (Fasanella & Lizarralde, 2012; Jenkins & Busher, 1979; Lizarralde & Escobar, 1999).

La unidad poblacional básica es la colonia o grupo familiar (Lizarralde, Deferrari, Escobar, et al., 1996). Sus miembros ocupan un estanque o una sucesión de estanques que comparten un único comedero y mantienen diques en común (Bradt, 1938; Fasanella & Lizarralde, 2012). Si bien la composición de la colonia varía según la calidad del hábitat (Lizarralde, Deferrari, Escobar, et al., 1996), en promedio se compone de cinco individuos (dos adultos reproductivos, uno o dos juveniles de la temporada reproductiva anterior y uno o dos crías de la última temporada) (Bradt,

1938; Lizarralde, Deferrari, Escobar, et al., 1996; Svendsen, 1980). Un estudio en Canadá encontró colonias de entre uno y 10 individuos (media de 3,2 individuos), las cuales se componen, en promedio, de dos a cuatro crías, dos juveniles y dos adultos (Svendsen, 1980). En Tierra del Fuego el tamaño de colonia medio descrito resultó mayor en la estepa (siete individuos) que en el bosque (cinco individuos) (Pietrek et al., 2016). A su vez, el tamaño de las colonias en el bosque estuvo negativamente asociado al diámetro de los árboles vecinos al embalse (Pietrek et al., 2016). En muy pocos casos se han reportado más de una hembra fértil por colonia, o más de dos adultos por colonia (Novak, 1977). Las parejas son monógamas, salvo raros casos en condiciones de alta densidad poblacional (Jenkins & Busher, 1979; Massoia & Chébez, 1993). Si el macho muere, otro macho puede reemplazarlo, en cambio, si la hembra muere, la colonia es abandonada (Beer, 1955). La longitud de cauce ocupada por una sola colonia es muy variable, pudiendo superar los 300 m (Marconi & Balabusic, 1980), lo que dificulta a campo la diferenciación entre colonias.

El período reproductivo en Tierra del Fuego va de junio a diciembre, con un pico en julio (Hansen & Lizarralde, 1991; Lizarralde & Escobar, 1999). La reproducción se produce una vez al año, con las pariciones concentradas en el comienzo de la primavera luego de una gestación de entre tres y cuatro meses (Bradt, 1939; Fasanella & Lizarralde, 2012). El tamaño de la camada se asocia con la calidad y cantidad de alimento disponible y con el clima invernal (Jenkins & Busher, 1979). Si bien se han reportado hasta seis embriones por camada, las hembras presentan cuatro mamas (Jenkins & Busher, 1979), lo que se asocia con el número de crías que podrían amantar. Las dos mamas inferiores exudan más leche, dando ventaja competitiva a las crías que logren ocuparlas (Jenkins & Busher, 1979). El tamaño promedio de las camadas en Tierra del Fuego varía entre 1,7 y 3,4 crías según el ambiente, siendo similar al promedio en Norteamérica de 2,7 crías por camada (Fasanella & Lizarralde, 2012; Pietrek et al., 2016; Svendsen, 1980).

El primer año de vida se caracteriza por un rápido aumento de peso (Bradt, 1939). Durante el primer mes la crías no salen de la madriguera (Fisher, 2016). Cuando las crías cumplen un año construyen su propia madriguera dentro del territorio de los padres. Sin embargo, para pasar el invierno todo el grupo comparte una misma madriguera. Al cumplir dos años el juvenil abandona el territorio paterno durante la primavera, en busca de un nuevo territorio donde establecerse (Leege, 1968; Lizarralde & Escobar, 1999; Svendsen, 1980), aunque permanecen en el territorio paterno en raras ocasiones (Beer, 1955). Esta dispersión puede causar que la mayor mortalidad, tanto natural como por caza, se de a esta edad (Lizarralde & Escobar, 1999). A los dos años los juveniles de ambos sexos ya comienzan a ser reproductivos, aunque suelen aparearse por primera vez al tercer año de vida (Fisher, 2016; Hansen & Lizarralde, 1991; Jenkins & Busher, 1979).

El movimiento de los juveniles al abandonar el territorio paterno usualmente sigue un cauce y en general corriente abajo, pudiendo también desplazarse en ocasiones por tierra o por aguas marinas (Leege, 1968; Skewes et al., 1999). Los machos presentan mayor movilidad que las hembras (Leege, 1968). La dispersión cambia en diferentes áreas; Beer (1955) estimó un promedio de 19 km de distancia de dispersión, mientras que Hibbard (1958) encontró un promedio de 9,5 km, con un individuo que se trasladó 108 km (en todos los casos en línea recta). Al pasar por un territorio ocupado durante su migración, los juveniles son expulsados por los ocupantes mediante agresiones, por lo que es frecuente capturar castores con marcas de mordida en la cola, incluyendo la falta de algunas partes de la misma (Rosell et al., 1998).

Para establecerse, un juvenil puede elegir tanto un territorio desocupado como uno recientemente ocupado por otro juvenil del sexo opuesto. El principal requisito del hábitat para



el establecimiento del castor es la presencia de cursos de agua, pudiendo habitar tanto arroyos, ríos, estanques, márgenes de grandes lagos, etc., como aguas salobres e incluso turberas sin corrientes superficiales (Bonino 2005; Jenkins y Busher 1979; Skewes et al. 1999; obs. pers.). En ambientes de estepa, donde existen menos cursos de agua, se observó que un flujo del tamaño de un hilo de agua es suficiente para fabricar un dique y establecerse (Obs. pers.). Se encontró una ocupación diferencial de ríos por sobre chorrillos, y de estos por sobre turberas (Skewes et al., 1999). En particular, eligen ríos de primer o segundo orden, en mayor medida en cauces secundarios o meandros abandonados, con un flujo de agua permanente y no excesivamente torrentoso, evitando los cursos de agua que drenan frentes de ladera o los que tienen lecho rocoso (Coronato et al. 2003; McComb, Sedell, and Buchholz 1990; fig. I-2). La colonización comienza en las partes baja y media de la cuenca, pasando luego a la parte alta (Cunningham et al., 2006). Los ambientes muy acidificados por acción humana o presencia de actividad humana no parecen afectar la selección de hábitat (McComb et al., 1990; Nixon & Ely, 1969).



**Figura I-2.** Cauce de río colonizado por castores. En ríos caudalosos los castores no embalsan el cauce principal sino que desvían parte del agua e inundan áreas aledañas.

Por otro lado, la selección del hábitat se relaciona con la disponibilidad de comida (Jenkins & Busher, 1979). Si bien han conseguido cruzar cadenas montañosas, su límite altitudinal para colonizar está dado por la presencia de vegetación. Por lo tanto, en Tierra del Fuego no colonizan a más de 600 a 800 msnm (Fasanella & Lizarralde, 2012; Marconi & Balabusic, 1980; Skewes et al., 1999), salvo raras excepciones (obs. pers.). Para garantizar la alimentación y la provisión de materiales de construcción, suelen ocupar territorios con bosques ribereños, seleccionando áreas con abundantes renovales, dado que estos son más sencillos de talar. Sin embargo, se cree que evitan ocupar sitios en áreas con abundancia de árboles viejos o enfermos, por el riesgo de caída de estos (Escobar, com. pers.). No obstante los castores son capaces de establecerse en zonas sin cobertura arbórea ni arbustiva (Pietrek et al., 2016).

Al ocupar un área, los castores construyen diques y madrigueras, lo cual es favorecido por su habilidad para cortar madera (Jenkins & Busher, 1979). Los embalses generados al endicar y las madrigueras brindan un refugio contra depredadores, mientras que las madrigueras tienen una temperatura estable y superior a la del exterior en época invernal (Stephenson, 1969). Los diques les permiten mantener un elevado nivel del agua de forma constante (fig. I-3). Pueden tener hasta 150 m de longitud y 5 m de altura, determinando el tamaño del área inundada (áreas llamadas estanques de castor; Marconi and Balabusic 1980; Massoia and Chébez 1993). Los diques más grandes aumentan el área inundada, beneficiando el desplazamiento hacia las fuentes de alimento y brindando mayor movilidad cuando se congela la superficie del dique (Anonymous, 1995; Fisher, 2016; Marconi & Balabusic, 1980). En ocasiones, construyen además un dique nivelador, cuya función es disminuir la presión de agua sobre el dique principal, así como la turbulencia y la erosión hídrica (Marconi and Balabusic 1980; Massoia and Chébez 1993). En su área de distribución nativa se encontraron embalses con un tamaño promedio de 167 m<sup>2</sup>, aunque se han registrado embalses de hasta 50.000 m<sup>2</sup> al inundar planicies aluviales, estando los más grandes en sectores bajos de cuenca (Cunningham et al., 2006; McComb et al., 1990; Nyssen et al., 2011).





**Figura I-3.** Diques de castor. Arriba: dique en ambiente de bosque. Abajo: dique en ambiente de estepa. Según el ambiente cambian los materiales de construcción.



Las madrigueras son construcciones de base circular, alojando una o dos cámaras, con un diámetro promedio de 5 m (Marconi and Balabusic 1980; fig. I-4). Son construidas con tierra y, en general, con ramas de árboles y arbustos (Skewes et al., 1999). Usualmente se ubican en medio del estanque, manteniendo siempre dos o más accesos completamente sumergidos que impiden el ingreso a potenciales depredadores (Bonino, 2005; Fustec et al., 2003; Jenkins & Busher, 1979). Sin embargo, en ocasiones los castores evitan la generación de un embalse y construyen una madriguera cavando en los bordes del estanque o del curso de agua, en particular en ríos muy caudalosos (Butler & Malanson, 2005; Coronato et al., 2003; Fustec et al., 2003). Se encontró que el castor europeo realiza estas galerías aprovechando sistemas de raíces como sustento (Fustec et al., 2003); sin embargo en la Patagonia se encontraron galerías de hasta 3 metros borde adentro en suelo de turba (obs. pers.). Para marcar su territorio, los castores producen marcas de olor con barro y castóreo, una sustancia producida por una glándula ubicada en la base de su cola (Aleksiuk, 1968; Fisher, 2016). En general realizan dos a siete marcas por colonia y suelen ubicarlas en los bordes del territorio, aumentando su número en primavera y río arriba del territorio (Aleksiuk, 1968; Rosell et al., 1998).



**Figura I-4.** En primer plano se observa la principal madriguera de la colonia, la cual está adosada al borde del estanque. Se distingue de otras madrigueras por la presencia del comedero (en la foto, tras la madriguera).

La alimentación es estrictamente herbívora, considerándose los “casi” generalistas (Fisher, 2016; Jenkins & Busher, 1979; Marconi & Balabusic, 1980). Para su alimentación seleccionan árboles y arbustos (fig. I-5), y en menor medida herbáceas y plantas acuáticas, incluyendo hierbas cercanas al estanque (Gallant et al., 2016; Lizarralde & Escobar, 1999; Marconi & Balabusic, 1980). De acuerdo con la disponibilidad de árboles, presentan cierto grado de selectividad, mostrando un consumo diferencial de la lenga (*Nothofagus pumilio*) en el sur de Tierra del Fuego

y por el ñire (*N. antartica*) en el sector chileno de la Isla Grande (Jenkins & Busher, 1979; Marconi & Balabusic, 1980; Skewes et al., 1999). De la vegetación leñosa consumen la corteza y el cambium, lo que explicaría la selección de árboles de menor diámetro (Fisher 2016; Pietrek et al. 2016; Skewes et al. 1999; fig. I-5). Llegan a cortar entre 245 y 295 tallos por año por individuo, en general a no más de 100 m de la madriguera (Nixon & Ely, 1969; Skewes et al., 1999). En la estepa fueguina utilizan el arbusto mata negra, *Chilliotrichum diffusum*, tanto para alimentarse como para obtener material de construcción (Jaksic et al., 2002; Pietrek et al., 2016). Ante la falta de alimento pueden ingerir frutos, raíces y hasta madera seca (Jenkins y Busher 1979; Escobar, com. pers.). Durante el otoño acumulan alimento cerca de la entrada de la madriguera, formando un amontonamiento de material conocido como “comedero”, que les permite tener alimento en invierno cuando la superficie del embalse se congela impidiendo la salida (Jenkins and Busher 1979; Novakowski 1967; fig. I-4). En inviernos más suaves, en los que no se congela la superficie del embalse, los castores salen del embalse a buscar comida todo el año (Schiavini, com. pers.; obs. pers.). Al tener incisivos de crecimiento continuo, necesitan gastarlos aunque ya hayan cubierto sus necesidades nutricionales, lo que motoriza comportamientos de roído (Jenkins & Busher, 1979).



**Figura I-5.** Lengua (*N. pumilio*) talada por castor. Se observa que la corteza a lo largo del tronco fue consumida después de la tala.

Los castores son animales crepusculares y nocturnos, presentando mayor actividad entre el atardecer y el amanecer (Green, 2021; Jenkins & Busher, 1979; Nix et al., 2018). La comunicación intraespecífica se realiza a través de posturas, vocalizaciones, golpes de cola y montículos de olor. La cola plana, además de servirles como timón, les permite realizar golpes contra el agua como señal de advertencia o alarma, lo que genera una respuesta de buceo hacia aguas profundas en el resto de los miembros de la colonia (Fisher, 2016; Jenkins & Busher, 1979; Massoia & Chébez, 1993).

## Impacto de los castores

Latinoamérica es una zona con gran riqueza biótica y el mantenimiento de esta es parte de la sostenibilidad ambiental, fundamental para un crecimiento económico sostenible (Ernst, 2019; Obschatko, 2019; Sánchez, 2019). Cualquier aumento o disminución importante de las propiedades o procesos ecológicos debido a las EEI puede considerarse impacto ecológico (García-Berthou et al., 2015). Este impacto puede llegar a propagarse por las cadenas tróficas y tener efectos no solo en el ecosistema invadido, sino también en los adyacentes (Baxter et al., 2004).

En general, los herbívoros introducidos pueden tener múltiples efectos ecológicos, incluyendo la afectación de la regeneración del bosque, de la estructura y composición del sotobosque, de la comunidad de invertebrados y de diversos procesos ecosistémicos (Vázquez, 2002), pudiendo llegar a extinguir especies vegetales (Pimentel et al., 2002). A esto se suma el favorecimiento de la invasión de plantas exóticas que, a su vez, pueden beneficiar a otros herbívoros exóticos (Vázquez, 2002). Los impactos son más importantes en la flora y fauna de islas, donde las EEI pueden proliferar si no tienen depredadores (Witmer & Pitt, 2012). Por otro lado, los roedores son muy efectivos al invadir una nueva área, ya que son capaces de sobrevivir períodos prolongados de inclemencias climáticas o de poca abundancia de alimento gracias a que almacenan alimento para el futuro (Witmer & Pitt, 2012).

Entre los roedores herbívoros, los castores destacan como EEI. Estos influyen tanto en los ambientes de agua dulce como en la interacción agua-tierra (LeBlanc et al., 2007). Los impactos que causan tienen efectos tanto positivos como negativos para el área invadida (Skewes et al., 1999). En particular la tala, junto a la inundación de grandes áreas, son los principales impactos negativos (Church, 1948; Marconi & Balabusic, 1980; Wright et al., 2002). Este comportamiento ha hecho que se los considere ingenieros ecosistémicos y especies clave (Bailey & Schweitzer, 2010; Fasanella & Lizarralde, 2012; Wright et al., 2002). Distintos autores consideran que los impactos del castor llegan a escala de paisaje y que su intensidad depende de la etapa de colonización (Anderson et al., 2009; Bailey & Schweitzer, 2010; Rosell et al., 2005; Saad et al., 2013). En Tierra del Fuego, Church (1948) registró impactos desde el año posterior a su introducción.

El uso diferencial de árboles de diámetro menor a 8,5 cm perjudica la regeneración del bosque (Skewes et al., 1999). Esto produce pérdidas millonarias a la industria forestal, ya que llegan a cortar más árboles de lo que pueden consumir en el corto plazo (Gallant et al., 2016). El forrajeo se produce hasta a 100 m del embalse, por lo que una colonia daña en promedio 0,58 Ha de bosque (Skewes et al., 1999). Una población pequeña es capaz de acabar con un bosque ribereño, incluso en su rango de distribución nativa, además de producir daños a otras plantaciones (Hill, 1976; F. W. Miller, 1948; Roest, 1951).

Al deterioro del bosque ribereño se suman las extensas áreas que inundan al construir diques (fig. I-6). En Tierra del Fuego el tamaño de los estanques resulta muy variable, abarcando de 4 m<sup>2</sup> a 160.000 m<sup>2</sup> (Lizarralde 1993; obs. pers.). En el área de bosque, los estanques de mayor tamaño suelen ubicarse en valles planos, mientras que los estanques de las laderas son mucho más pequeños. En el área de estepa, donde el impacto es menor, el tamaño es muy variable posiblemente debido a la menor disponibilidad de agua (Henn et al., 2016; Iturraspe & Urciuolo, 2000). Con los años, los castores amplían el tamaño de los diques, aumentando el área inundada, lo que les permite acceder a nuevos recursos (LeBlanc et al., 2007). Las inundaciones modifican los humedales boscosos, transformándolos en aguas abiertas y en humedales arbustivos, y generando estanques con un estatus trófico mayor a cualquier otro cuerpo de agua de la región



(Cunningham et al., 2006; Saad et al., 2013). Muchas de las especies vegetales locales, que no coevolucionaron con el castor, no están adaptadas a mantener las raíces bajo el agua y mueren ahogadas (Marconi & Balabusic, 1980). Las inundaciones afectan tanto a los ambientes naturales como a pasturas, cultivos y plantaciones, perjudicando a gran parte de la producción animal ya que entorpecen el movimiento de ganado, arruinan alambrados, provocan el ahogamiento de animales y reducen áreas de pastura (Leege, 1968; Massoia & Chébez, 1993; Skewes et al., 1999). Las alcantarillas en caminos son uno de los sitios seleccionados para endicar, por lo que inundan caminos de estancia y rutas (Massoia & Chébez, 1993; Nolte et al., 2005; Skewes et al., 1999). Esto hace que en el área esteparia de la isla la actividad del castor esté considerada entre los principales disturbios (Peri et al., 2013). Luego que los castores abandonan un área, el estanque se seca y se forma una denominada “pradera de castor” con una composición de especies vegetales modificada respecto al momento previo a la inundación (Anderson et al., 2008).



**Figura I-6.** Área embalsada por castores al construir diques, los cuales se observan a izquierda, derecha y arriba del embalse (foto: Julio Escobar).

La combinación de los efectos previamente mencionados modifica la estructura física y las propiedades de los ecosistemas boscosos y ha llegado a afectar hasta el 28% de los bosques en algunas zonas de la Isla Grande, acabando prácticamente con la totalidad de los bosques ribereños de las zonas impactadas (Anderson et al., 2008; Menvielle et al., 2008). Algunos autores consideran que esta es la mayor alteración producida en los bosques subantárticos desde la última glaciación (Anderson et al., 2008; Fasanella & Lizarralde, 2012). Los efectos se agravan en primavera, debido a que la escorrentía producto del derretimiento de nieve puede provocar el colapso de algunos diques (Butler & Malanson, 2005). Esto genera mayores inundaciones, deslizamientos masivos de suelo y obstrucción de cuencas, daños a infraestructura de transporte, pudiendo incluso causar muertos y heridos (Butler & Malanson,

2005; Skewes et al., 1999). Las áreas ribereñas afectadas por el castor presentan alto valor de conservación debido a la gran proporción de especies exclusivas de este ambiente, lo que hace más considerable el impacto (Anderson et al., 2008). La recuperación de estos ambientes es muy lenta dado que el período de rotación de los bosques de lenga es de 150 años (Marconi & Balabusic, 1980).

Los castores producen además varios impactos secundarios. Se destaca el favorecimiento de otras EEI, tanto porque los disturbios favorecen las invasiones como por relaciones de comensalismo con el castor (LeBlanc et al., 2007; Lockwood et al., 2007; Mack et al., 2000; Shine et al., 2000). Por ejemplo, en Patagonia los castores crean hábitats para mamíferos invasores como la rata almizclera, *Ondatra zibethicus*, lo que favorece al visón, *Neovison vison* (Crego et al., 2016; Marconi & Balabusic, 1980). Estos ambientes también son ocupados por peces como la trucha de arroyo, *Salvelinus fontinalis*, la trucha arcoiris, *Oncorhynchus mykiss*, y el salmón Chinook, *O. tshawytscha* (Bouwes et al., 2016; Long, 2003; Moorman et al., 2009). La trucha de arroyo se beneficia al utilizar las aguas más profundas de los embalses para pasar el invierno (Johnson et al., 1992). Por su parte los salmones aprovechan que varios arroyos permanecen con agua para utilizarlos como lugar de cría, además de ver favorecida su dieta por la presencia de macro invertebrados (Malison et al., 2014). Los salmones, además, depredan sobre el pez nativo puyen, *Galaxias maculatus* (Glova, 2003; Ibarra et al., 2011).

Por otro lado, el endicamiento y la erosión de las riberas afectan la fisicoquímica de los cuerpos de agua. Esto provoca pérdida de suelos y grandes aportes de sedimento y materia orgánica a los cursos de agua (Granados-Sánchez et al., 2006; Skewes et al., 1999). Además transportan contaminantes entre sistemas terrestres y acuáticos (Borchert et al., 2019; Skewes et al., 1999). Cuando ocupan ríos que son fuente de agua potable pueden incluso afectar a la provisión y la calidad de la misma, lo que redundará en efectos en la salud pública (Massoia & Chébez, 1993; Menvielle et al., 2008). La acumulación de sedimento y detritus debido al endicamiento aporta nutrientes al suelo afectando el ciclado de nutrientes, aumentando las concentraciones de nitrógeno inorgánico y de carbono, nitrógeno y fósforo orgánicos (Butler & Malanson, 2005; Lizarralde, Deferrari, Alvarez, et al., 1996; Massoia & Chébez, 1993; Vázquez, 2002). La consecuencia es que los estanques de castor presenten el mayor estatus trófico de la región (Saad et al., 2013).

Los herbívoros invasores no tienen una historia evolutiva común con la vegetación nativa, lo que acentúa sus impactos (Bailey & Schweitzer, 2010). Además pueden disminuir la riqueza y abundancia de aves y artrópodos (Bailey & Schweitzer, 2010). Se suma el impacto de los diques en la conectividad hidrológica (Malison et al., 2014), lo que puede interrumpir las rutas migratorias y la reproducción de peces nativos como el puyen (Anderson et al., 2008; LeBlanc et al., 2007).

En su hábitat natural, los castores tienen diversos depredadores: lobos, *Canis lupus* (Gable et al., 2016; Thurber & Peterson, 1993; Voigt et al., 1976), oso negro, *Ursus americanus* (Popp et al., 2018; Smith et al., 1994), pumas, *Puma concolor* (Bauer et al., 2005; Elbroch et al., 2017; Lowrey et al., 2016), carcajú, *Gulo gulo* (Jenkins & Busher, 1979), ocasionalmente nutrias, *Lontra canadensis* (Greer, 1953), además de los visones, que pueden depredar sobre crías de castor (Jenkins & Busher, 1979). Se ha registrado que los lobos (que pueden matar al 40% de una población de castores anualmente) junto con los osos americanos explican parcialmente la densidad de castores en Canadá (Gable & Windels, 2018; Jarema et al., 2009). Los castores, además, tienen algunos competidores, como la liebre americana, *Lepus americanus*, y el alce, *Alces alces*. Por el contrario, en Tierra del Fuego no hay ningún depredador ni competidor

(Hansen & Lizarralde, 1991), aunque hay unos pocos registros recientes de ataques por perros asilvestrados. Esto puede explicar la mayor tasa de supervivencia respecto a su distribución original (Pietrek et al., 2016).

Por otro lado, no todas las especies nativas se ven perjudicadas por el castor. La presencia de estanques artificiales representa un nuevo hábitat para el pez nativo puyen, y para una gran variedad de aves (Bulluck & Rowe, 2006; Francomano et al., 2021; Massoia & Chébez, 1993; Moorman et al., 2009). En particular varios anátidos y otras aves acuáticas los utilizan como lugar de anidamiento, cría y hábitat (Fasanella & Lizarralde, 2012; Long, 2003; Rempel et al., 1997; Renouf, 1972; Skewes et al., 1999). Los embalses aportan un nivel de agua relativamente constante a lo largo del año, poseen islas (madrigueras) como lugares de reproducción protegidos de depredadores, y aportan crustáceos y pastos tiernos que crecen en los bordes del embalse (McCall et al., 1996; Skewes et al., 1999). Por otro lado, la mayor disponibilidad de hábitat disminuye las disputas territoriales (McCall et al., 1996). Los establecimientos ganaderos en el área esteparia también aprovechan las áreas inundadas para brindar agua al ganado debido a los escasos cauces naturales (Iturraspe & Urciuolo, 2000). A esto se suma el valor turístico que se da a los castores, lo que genera beneficios económicos (Rojel Figueroa, 2009).

### Historia del control del castor en Tierra del Fuego

El Convenio sobre la Diversidad Biológica (1992) establece que las partes deben, en la medida de lo posible, controlar o erradicar a las especies exóticas que amenacen ecosistemas, hábitats o especies.

Las primeras medidas de control del castor comenzaron a ser analizadas en 1980, cuando el entonces Servicio Nacional de Parques Nacionales desarrolló un proyecto de control del castor buscando evitar el daño ambiental producido por esta especie en el Parque Nacional Tierra del Fuego. Este proyecto planteaba un control intensivo anual en toda el área de ese Parque Nacional (Marconi & Balabusic, 1980). En el año 1981 se levanta la veda de caza impuesta en la introducción de los castores, autorizándose su caza y dando inicio el control (Lizarralde & Escobar, 1999; Schiavini et al., 2016). Para 1983 inició la caza comercial regulada, aunque con poco interés en el aprovechamiento del castor (Fasanella & Lizarralde, 2012; Lizarralde & Escobar, 1999). Aun en 1989, se había investigado poco acerca de la biología y del impacto del castor en Tierra del Fuego (Lizarralde, 1989). Debido a la creciente oposición social al trampeo comercial, se desarrolla en el país el trampeo humanitario, utilizando trampas que minimicen el sufrimiento animal (Lizarralde & Escobar, 1999). En 1999 comenzó el primer plan de control del castor en toda la provincia, entregando trampas y capacitando sobre su uso para el aprovechamiento peletero (Schiavini et al., 2016). Esta estrategia no resultó efectiva ya que el aislamiento de Tierra del Fuego encarece los costos de transporte de mercaderías, sumado al declive mundial del mercado peletero (González Cáceres, 2014; Skewes et al., 1999). Por otro lado, la falta de una cultura de caza, tanto deportiva como comercial, provocó que el único medio para sostener la caza de control fuera con financiamiento estatal, el cual no es continuo (González Cáceres, 2014).

Si bien solo el 15% de un castor es aprovechable para consumo de carne (lomo y cuartos), hacia 1999 se fomentó el consumo de carne de castor para gastronomía (Skewes et al., 1999). Sin embargo, el consumo no fue adoptado masivamente debido, en parte, a que esta carne es de inferior calidad organoléptica que otras carnes habituales como la de vaca o cordero, lo que la hace menos aceptable para el consumidor (Skewes et al., 1999). Siguiendo el modelo de control

de la nutria (*Myocastor coypus*) en Norteamérica, en el 2001 se sumó como incentivo el pago por cola (Schiavini et al., 2016; Witmer & Pitt, 2012). Sin embargo, esta clase de manejo lleva a que los cazadores solo realicen un control poblacional mientras exista alta densidad poblacional y la caza sea sencilla y rentable (Kendrot, 2008). Debido a la inaccesibilidad de la mayor parte de la Isla Grande, la caza se concentró alrededor de los caminos y de zonas fácilmente accesibles, con nula presión de caza en otras áreas, creando una dinámica de fuente-sumidero (González Cáceres, 2014; Menvielle et al., 2008; Schiavini et al., 2016). Estos planes de manejo no tuvieron éxito debido a que funcionaron de manera discontinua por la falta de compromiso institucional, a lo que se sumó una mayor velocidad de colonización de nuevas áreas, producto de las acciones de manejo (Lizarralde, Deferrari, Escobar, et al., 1996; Schiavini et al., 2016).

Las medidas de control de EEI suelen comenzar cuando los costos económicos del impacto son demasiado altos (Panzacchi et al., 2007). En 1999, un informe del Servicio Agrícola y Ganadero de Chile da cuenta de la conveniencia económica de manejar la población de castores, considerando que los costos de manejo eran inferiores a las pérdidas económicas producidas por el castor, a lo que podría sumarse la venta de las pieles obtenidas (Skewes et al., 1999).

### Erradicación

Las medidas de control o contención para evitar la expansión de una EEI requieren inversiones por tiempo indefinido, por lo que solo suelen ser efectivas en áreas limitadas (Sanguinetti et al., 2014; Wittenberg & Cock, 2004). En cambio la erradicación, si bien requiere una gran inversión inicial y a corto plazo, brinda mejores oportunidades para la recuperación de la biodiversidad nativa y es más rentable en el largo plazo (Wittenberg & Cock, 2004; Zavaleta et al., 2001). Durante el siglo XX, la sobreexplotación con fines peleteros llevó al castor a la extinción local en varias zonas de Norteamérica, lo que demuestra la viabilidad de erradicación de esta especie (White et al., 2015). La erradicación consiste en la remoción de todos los ejemplares del área que está siendo gestionada (Wittenberg & Cock, 2004). Si bien este tipo de medidas son de difícil aplicación en territorio continental, en islas son practicables (Krajick, 2005), como lo demuestran varias erradicaciones de EEI, particularmente en islas de pequeño tamaño (Hanson et al., 2015; Macdonald et al., 2019; Zavaleta et al., 2001). Una erradicación puede generar beneficios y disminuir costos asociados con EEI, tanto ambientales como económicos y asociados a la salud humana (Brocknerhoff et al., 2010; Opperl et al., 2011). Estos y otros ejemplos han permitido obtener un importante conocimiento sobre erradicación aplicable a la erradicación del castor (Kendrot, 2008). Se ha determinado que la erradicación del castor en toda su distribución patagónica actual es la solución más deseable y la única definitiva (González Cáceres, 2014; Parkes et al., 2008; Wittenberg & Cock, 2004).

En 2005 se sancionó en Tierra del Fuego la Ley Provincial N° 696, declarando al castor especie dañina y perjudicial. Distintos análisis dan cuenta que para lograr restaurar los ambientes afectados por el castor es primordial su erradicación, para lo cual la cooperación transfronteriza resulta fundamental (Menvielle et al., 2008). En 2006 se firmó entre Argentina y Chile el documento base de la "Estrategia Binacional para la Erradicación del castor en Patagonia Austral" (Malmierca et al., 2011). Esta estrategia estaba basada en la erradicación continental e insular, evitando los riesgos de reinvasión (Schiavini et al., 2016). Ese mismo año se llevó a cabo un taller binacional en el cual se acordó avanzar hacia la erradicación del castor (Menvielle et al., 2008). Sin embargo, una erradicación solo se debe intentar si las probabilidades de éxito son altas, considerando la movilización de recursos (Wittenberg & Cock, 2004). Por ello se acordó realizar un estudio de factibilidad de la erradicación del castor en toda su distribución patagónica



(Menvielle et al., 2008). El estudio determinó que la erradicación es factible luego de resolver ciertos riesgos de fracaso (Parkes et al., 2008). En 2008 se firmó entre ambos países el “Acuerdo sobre la restauración de los ecosistemas australes afectados por el castor canadiense (*Castor canadensis*)”, el cual establece como objetivo la restauración de los ambientes afectados por el castor a través de su erradicación.

Son varias las dificultades técnicas (inaccesibilidad, red hidrográfica compleja, clima, etc.; Fasanella and Lizarralde 2012) y no técnicas (generación de conocimiento aplicado, desarrollo de la capacidad de gestión, etc.; Ojeda 2016) que se deben resolver previamente a comenzar un programa de erradicación. Entre las dificultades, se destaca la posibilidad que la población que se creía extinta en verdad no lo esté, llamado efecto Lázaro (Flessa & Jablonski, 1983). Luego de la remoción de individuos disminuye la densidad poblacional, disminuyendo también la detectabilidad, por lo que debe estimarse el esfuerzo de detección necesario a bajas densidades. Detener la búsqueda de remanentes demasiado pronto es un error del tipo I, (*sensu* Ramsey et al., 2011) y puede conducir a la aparición del efecto Lázaro y al fracaso de la erradicación (Campbell & Donlan, 2005; Morrison et al., 2007). Para evitar el fracaso además es necesario que todos los individuos de la población sean puestos en riesgo y que la presión de erradicación supere al reemplazo (Morrison et al., 2007).

Las decisiones relativas a EEI deben basarse en información técnica y científica (Shine, Williams, and Gündling 2000). Por ello, y como parte de la estrategia de erradicación, en el taller realizado en 2006 se recomendó la generación de experiencias demostrativas, con el fin tanto de generar capacidades técnicas como de analizar los esfuerzos requeridos (Menvielle et al., 2008). Para resolver estos aspectos, en 2009 Argentina postuló al Fondo Mundial para el Medio Ambiente (GEF) el proyecto “Fortalecimiento de la gobernabilidad para la protección de la biodiversidad a través de la formulación e implementación de la Estrategia Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras (ENEI)” (Schiavini et al., 2016). El componente cuatro de ese proyecto planteó la generación de capacidades técnicas y de organización para la erradicación del castor en unidades demostrativas.

Considerando los objetivos del componente cuatro del proyecto mencionado, en el año 2014 se realizó un primer proyecto piloto de erradicación del castor en el río Mimica, dentro de la reserva Corazón de la Isla (Schiavini et al., 2016). Este proyecto se desarrolló en una única área piloto durante dos meses y no contó con una verificación independiente del éxito de la erradicación (Schiavini et al., 2016). Tomando los aprendizajes de este proyecto se desarrolló un segundo proyecto piloto entre 2016 y 2018. El mismo abarcó siete áreas piloto en tres ambientes y contó con una verificación del éxito de la erradicación mediante cámaras trampa. En la presente tesis se analizan los resultados de estos proyectos piloto de erradicación del castor canadiense en la Patagonia Argentina.

## Objetivos y organización de la tesis

El objetivo general de la presente tesis es contribuir con conocimientos necesarios para avanzar hacia la erradicación del castor canadiense (*Castor canadensis*) de su distribución patagónica, a través del análisis del esfuerzo de captura requerido y del estudio de los factores que afectan la probabilidad de captura y de detección a bajas densidades.

Los objetivos específicos y sus respectivas hipótesis son:

- Evaluar los factores que influyen en la probabilidad de captura del castor mediante trampeo.

El trampeo es un método recomendado para el control de castores, sin embargo las técnicas de trampeo son variadas (Fisher, 2016; Hill, 1976). Los cambios en variables como el tipo de trampa utilizada, el lugar de colocación u otras afectan la probabilidad de captura. Conocer las variables que más influyen y los niveles óptimos de estas variables puede mejorar la probabilidad de captura de una futura erradicación, aumentando no solo su eficiencia sino también la probabilidad de éxito. Se espera que el tipo de trampa, el lugar de colocación de la misma, la rotura del dique y el número de noches que se dejan las trampas influyan significativamente en la eficiencia de captura. A su vez, se espera que las variables que más influyan sean distintas según se realice un primer trampeo en el área o se trampee luego de una primera remoción.

- Estimar los esfuerzos necesarios para erradicar al castor en diferentes ambientes.

El esfuerzo requerido para erradicar la población de castores en las áreas piloto puede ser escalado para que los gestores puedan estimarlo para la erradicación en toda la Provincia. Se espera que los esfuerzos necesarios varíen entre ambientes por la variación de características topográficas, hidrológicas, ecológicas, etc. Sin embargo, se predice un mayor esfuerzo requerido en el ambiente de bosque respecto a los otros ambientes debido a la mayor densidad de cursos de agua y la topografía que complica la circulación de los tramperos.

- Comparar los métodos de trampeo secuencial y aglomerado.

El trampeo secuencial (trampear en pocas colonias vecinas al mismo tiempo, con revisión intensiva de trampas y pasando al siguiente sector una vez se declara la erradicación nominal del primero) puede aumentar la eficiencia de erradicación a nivel de colonia. Sin embargo, el trampeo aglomerado (trampear varios sectores de colonias al mismo tiempo, espaciando las visitas a las trampas), permite una mayor eficiencia de erradicación global para el área piloto.

- Estimar el número de noches que es necesario utilizar cámaras trampa para evaluar el éxito de la erradicación a nivel de colonia con un margen de error explícito.

Las capturas pueden cesar tanto porque la erradicación fue exitosa, como porque los castores remanentes aprendieron a esquivar las trampas, o por otros motivos. Por esto, resulta necesario realizar una evaluación independiente del éxito de la erradicación. Si bien las cámaras trampa son un método comprobado, el tiempo que permanecen activas pueden influenciar la probabilidad de detección (Pietrek et al., 2016). Mientras que tener cámaras activas un mayor período de tiempo mejora la probabilidad de detección, también aumenta el costo del estudio

ya que se necesitan más cámaras para cubrir un área en un plazo determinado. Entonces es necesario estimar el tiempo mínimo que deben dejarse colocadas las cámaras para poder declarar la erradicación operativa con un margen de error aceptable y explícito. Se espera además que el tiempo necesario de actividad de las cámaras trampa varíe en función de la estación del año y del ambiente por las diferencias en la actividad del castor.

El presente capítulo, constituye la introducción general, describiendo la historia del castor en la Patagonia junto con sus impactos. El capítulo 2 abarca los análisis del trampeo de los dos proyectos de erradicación mencionados y responde a los tres primeros objetivos específicos. El subcapítulo 2-A incluye el proyecto piloto desarrollado en 2014 y el capítulo 2-B el proyecto piloto desarrollado entre 2016 y 2018. El capítulo 3 analiza la verificación de erradicación con cámaras-trampa, realizada como parte del segundo proyecto piloto de erradicación y responde al cuarto objetivo específico. Finalmente en el capítulo 4 se desarrolla una conclusión general, destacando los aportes de este trabajo a la erradicación del castor canadiense de su distribución patagónica.

## Área de estudio

La Isla Grande es la mayor isla del archipiélago de Tierra del Fuego, con una superficie de 47.992 km<sup>2</sup>, de los cuales el 39% corresponde a la provincia argentina de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur. El sector argentino de la Isla Grande se puede dividir en cuatro áreas ecológicas según los tipos de cuencas hidrológicas, la topografía y la vegetación (Collado 2007; Iturraspe and Urciuolo 2000; Oliva et al. 2001; fig. I-7):

- El área de Cordillera se encuentra al suroeste y abarca 7.775 km<sup>2</sup>. La topografía es montañosa, con picos que no superan los 1.500 msnm, grandes valles entre cordones montañosos y valles laterales menores. Presenta una densa red de drenajes, con ríos con fuertes pendientes y caudal moderado. El clima es húmedo, con precipitaciones anuales mayores a 520 mm anuales. La temperatura media en enero es de 9,5°C y en julio de 0,9°C, con una temperatura media anual de 5,4°C. El ambiente es un mosaico de bosques, mayormente de lenga, *Nothofagus pumilio*, con otros bosques de ñire, *N. antartica*, y guindo, *N. betuloides*, hasta un límite de 600 msnm. Por sobre esta altitud se encuentra vegetación de alta montaña y, a mayor elevación, zonas carentes de vegetación. En los fondos de valle se asientan turbales de *Sphagnum* sp. o pastizales.
- El área de transición o Ecotono se encuentra en el centro de la Isla Grande y abarca 5.400 km<sup>2</sup>. La topografía es ondulada, con colinas bajas separadas por valles. Presenta drenajes serpenteantes, con ríos de suave pendiente. El clima es subhúmedo oceánico, con precipitaciones que oscilan entre 370 y 500 mm anuales. La temperatura media anual es de 4°C. El ambiente predominante es una transición entre el bosque subantártico y un paisaje estepario. Se encuentran bosques aislados y abiertos de ñire y, en menor medida, bosques de lenga, alternados con estepas de coirón, *Festuca gracillima*, junto con algunas vegas de *Carex* spp. y turbales de *Sphagnum* sp.
- La zona de Estepa Magallánica se encuentra al norte y abarca 4.050 km<sup>2</sup>. La topografía es entre ondulada y plana. Presenta una red de drenaje escasa con poco caudal. El clima es semiárido, con precipitaciones que oscilan entre 300 y 350 mm anuales. La temperatura media es de 10°C en verano y 0°C en invierno, con una temperatura media anual es de 5,6°C. Predominan fuertes vientos desde el cuadrante oeste. El ambiente no presenta árboles, en cambio predomina una estepa gramínea de coirón, aunque también se encuentran otras gramíneas (*Poa rigidifolia*, *Deschampsia flexuosa*, *Ritidosperma virescens* y *Carex* spp.). En zonas ganaderas predominan las praderas de pastos cortos de *P. pratensis*. Además se encuentran arbustales de mata negra, *Chilliotrichum diffusum*, junto con calafate, *Berberis buxifolia*, y parrilla, *Ribes magellanicum*, y arbustales de murtilla, *Empetrum rubrum*.
- La zona de las Turbales se encuentra al este y abarca 3.000 km<sup>2</sup>. La topografía oscila entre planicies onduladas y colinas. Presenta cursos de agua lentos delimitados por turbales. El clima tiene carácter oceánico, con precipitaciones entre 600 y 1.500 mm anuales y predominancia de fuertes vientos. El ambiente está constituido principalmente por turbales de *Sphagnum* sp. y turbales de *Marsippospermum grandiflorum* y otras juncáceas, encontrándose además bosques de guindo y bosques mixtos. En esta zona no se encuentran poblados ni rutas vehiculares.



**Figura I-7.** Ubicación de las áreas piloto en la Isla Grande de la Provincia de Tierra del Fuego, Argentina. Cada sector de la isla se clasifica por tipo de ambiente según sus cuencas hídricas (Modificado de Iturraspe & Urciuolo, 2000).

Las áreas piloto de los proyectos de erradicación analizados en la presente tesis fueron seleccionadas por la Secretaría de Ambiente de la Provincia de Tierra del Fuego con anterioridad al comienzo de esta tesis. Las áreas piloto fueron seleccionadas para abarcar la mayor diversidad posible en tipos de cuencas hidrográficas, propiedad de la tierra y estado de conservación. Estas áreas se distribuyeron en los tres primeros ambientes, omitiéndose la erradicación en un área en la zona de Turbales debido a limitaciones presupuestarias. Para mayor información sobre las áreas piloto consultar en Schiavini (2016).

Dentro del ambiente de bosque se localizaron cinco áreas piloto:

- Esmeralda (fig. I-8A): Abarca los sectores de las cuencas de los ríos Esmeralda y Lasifashaj, mientras discurren por el valle de Tierra Mayor y valles laterales, ocupando 5,4 km<sup>2</sup> dentro de un área declarada reserva turística, siendo la propiedad pública. Esta zona es la que presenta mayor disturbio antropogénico.
- Grande (fig. I-8B): Abarca la cuenca media y alta del arroyo Grande, ocupando 12 km<sup>2</sup>. Se encuentra repartida entre el Parque Nacional Tierra del Fuego, el sitio RAMSAR Glaciar Vinciguerra y Turberas asociadas, y otras áreas adyacentes de dominio público. El arroyo Grande abastece de agua a la ciudad de Ushuaia.

- Indio (fig. I-8C): Abarca la cuenca del arroyo Indio, ocupando 1,4 km<sup>2</sup>. Se encuentra dentro de la reserva provincial Río Valdez, propiedad del Estado Provincial.
- Mimica (fig. I-8D): Abarca la cuenca del río Mimica y afluentes menores hasta su desembocadura en la laguna Sofía, ocupando 4,9 km<sup>2</sup>. Se encuentra dentro de la Reserva de Usos Múltiples Corazón de la Isla, propiedad del Estado Provincial.
- Pipo (fig. I-8E): Abarca las cuencas media y alta del río Pipo, ocupando 6,3 km<sup>2</sup>. Se encuentra en una zona remota y sin uso público dentro del Parque Nacional Tierra del Fuego. El río Pipo abastece de agua a la ciudad de Ushuaia.

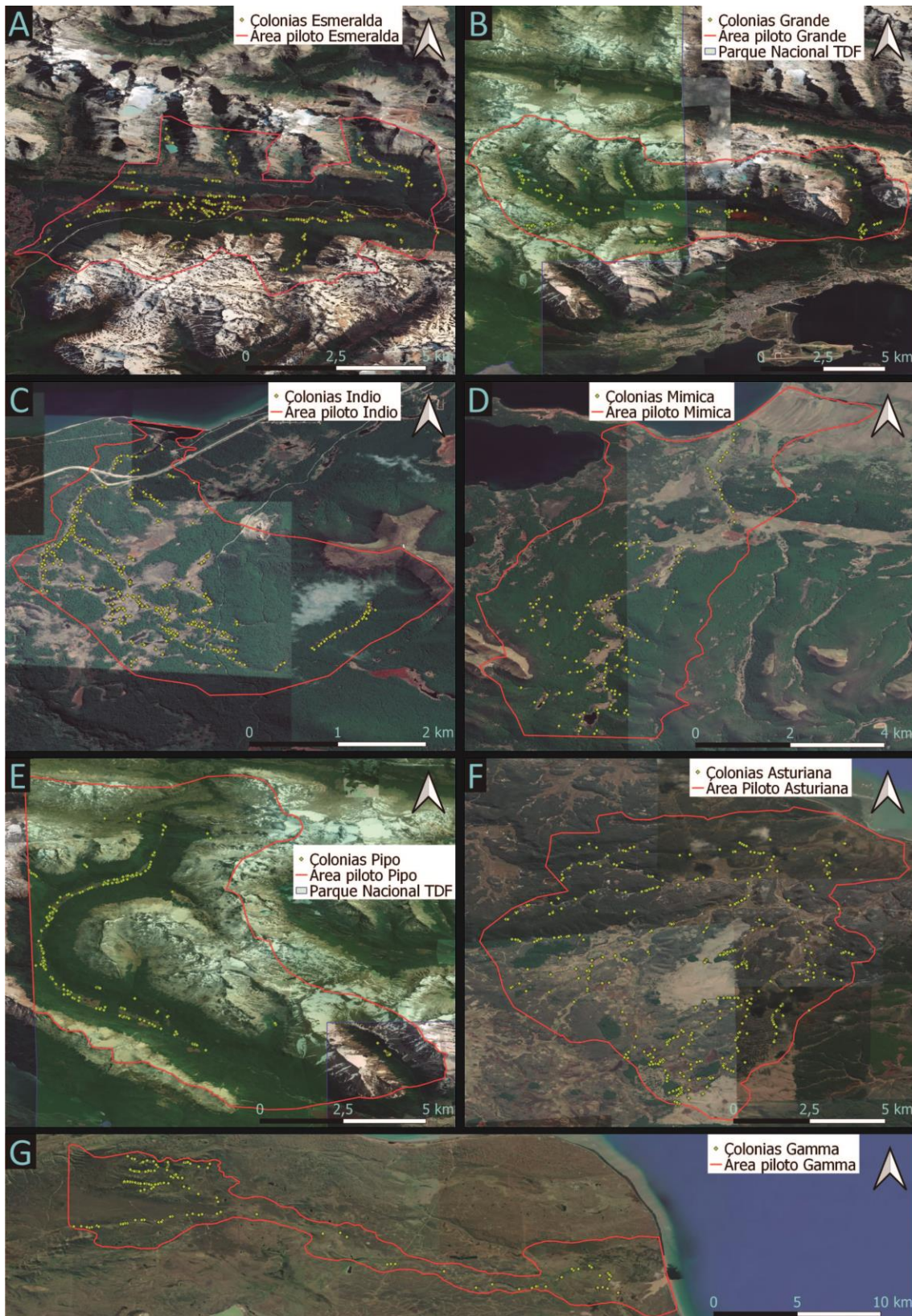
Dentro del ambiente de Ecotono se localizó un área piloto:

- Asturiana (fig. I-8F): Abarca la cuenca del río Asturiana, ocupando 14,3 km<sup>2</sup>. Se encuentra repartida entre las Estancias Rolito y Pirinaica, ambas de propiedad privada y utilizadas para ganadería bovina y ovina.

Dentro del ambiente de Estepa se localizó un área piloto:

- Gamma (fig. I-8G): Abarca la cuenca del arroyo Gamma hasta su desembocadura en el Océano Atlántico, ocupando 17,2 km<sup>2</sup>. Se encuentra dentro de la Estancia Sara, de propiedad privada y es utilizada para ganadería ovina y bovina y para extracción petrolera.





**Figura I-8.** Mapa de cobertura de las áreas piloto del proyecto de erradicación de 2016 a 2018. Se indican con puntos amarillos las colonias identificadas previamente mediante imágenes satelitales (Eljall, 2017; Kreps, 2016). Para las áreas piloto Grande y Pipo, se indica además el área abarcada por el Parque Nacional Tierra del Fuego. Para referencia de ubicación de cada mapa ver la figura I-7. **A:** Esmeralda. **B:** Grande. **C:** Indio. **D:** Mimica. **E:** Pipo. **F:** Asturiana. **G:** Gamma.

## Capítulo 2 - Análisis de captura en dos proyectos piloto de erradicación del castor

### Introducción

El Convenio sobre la Diversidad Biológica (1992) llama a los Estados parte a controlar o erradicar a las especies exóticas invasoras (EEI). La erradicación, cuando es viable, resulta la estrategia más deseable, ya que por ser permanente es más rentable al evitar los costos recurrentes del control. El uso de proyectos piloto previo a operaciones de gran escala no solo brinda información para analizar los recursos necesarios sino también permite probar las metodologías involucradas (Cromarty et al., 2002; R. H. Taylor et al., 2000). La República Argentina, luego la recomendación generada a partir del estudio de factibilidad, decide implementar proyectos piloto de erradicación del castor (Malmierca et al., 2011; Parkes et al., 2008).

En el presente capítulo se analizan los proyectos piloto de erradicación del castor llevados a cabo en 2014 (PP 14 en adelante; subcapítulo 2A) y entre 2016 y 2018 (PP 16 en adelante; subcapítulo 2B). Ambos proyectos se desarrollaron luego de que en el estudio de factibilidad llevado a cabo en el 2007, Parkes et al. (2008) recomendaran implementar proyectos piloto para llenar los vacíos críticos identificados en el estudio de factibilidad y para desarrollar capacidades. Estos proyectos piloto tenían el objetivo de evaluar la viabilidad de la erradicación de los castores a partir de ensayos a pequeña escala, documentar los beneficios de la erradicación en el medio ambiente (es decir, el grado de recuperación de los bosques ribereños) y resolver los aspectos no técnicos que garantizarían la sostenibilidad de una erradicación a gran escala en toda la distribución del castor en Sudamérica (Parkes et al., 2008; Schiavini, 2016).

El PP 14 fue el primer proyecto piloto de erradicación de una especie de mamífero invasor realizado en Argentina. Abarcó una única área piloto en el ambiente de Bosque, donde se trabajó por dos meses. El trampeo se llevó a cabo en otoño, considerando que en esta estación los castores generalmente se concentran en una madriguera, identificable por la presencia de un comedero (Hay, 1958). Entonces, la caza en otoño resultaba, a primera vista, una estrategia que permitiría concentrar los esfuerzos donde es más probable encontrar castores. Al finalizar la etapa de trampeo no fue posible realizar una verificación independiente de las capturas debido a un cese del financiamiento, por lo que la erradicación nominal (ausencia de capturas) se tomó como erradicación operativa o exitosa.

Entre 2016 y 2018 se realizó el segundo proyecto piloto de erradicación del castor, en el marco de un proyecto más amplio destinado a desarrollar una Estrategia Nacional para Especies Exóticas Invasoras (Proyecto GEF GCP / ARG / 023 / GFF). Las conclusiones obtenidas del PP 14 fueron utilizadas como insumo para la planificación de este nuevo proyecto piloto. Este abarcó siete áreas piloto en tres ambientes y durante todas las estaciones del año (ver Área de estudio en capítulo 1), permitiendo una extrapolación de los resultados a gran parte del sector argentino de la Isla Grande y ampliando las conclusiones del primer proyecto. Los resultados se pueden aplicar, tanto para estimar el esfuerzo y el consiguiente costo de captura requeridos para controlar o erradicar los castores de una cuenca en particular o de toda la Isla Grande, como para orientar los métodos de captura más adecuados según las circunstancias.

Los objetivos generales del presente capítulo son determinar qué variables afectan la eficiencia de captura del castor y cuál es el esfuerzo necesario para erradicar a los castores de un segmento determinado de cuenca. Los objetivos específicos son:



- Evaluar las variables que afectan la eficiencia de captura y las interacciones entre estas (subcapítulos 2A y 2B).
- Determinar si las variables que afectan la eficiencia de captura son dependientes de la etapa de la erradicación a nivel de colonia, considerando como etapas separadas la remoción de los primeros individuos y la erradicación de los individuos restantes (subcapítulo 2A).
- Estimar el esfuerzo de captura de castor por kilómetro de cauce necesario para la erradicación en una cuenca, de modo de poder extrapolar el esfuerzo estimado a otras cuencas (subcapítulo 2B).
- Comparar los esfuerzos de captura requeridos entre ambientes y áreas piloto para estimar la variabilidad y el costo diferencial por ambiente (subcapítulo 2B).
- Comparar los métodos de trampeo secuencial (trampeo al mismo tiempo en un único grupo de colonias cercanas entre sí) y aglomerado (trampear al mismo tiempo en varios grupos de colonias) (subcapítulo 2B).

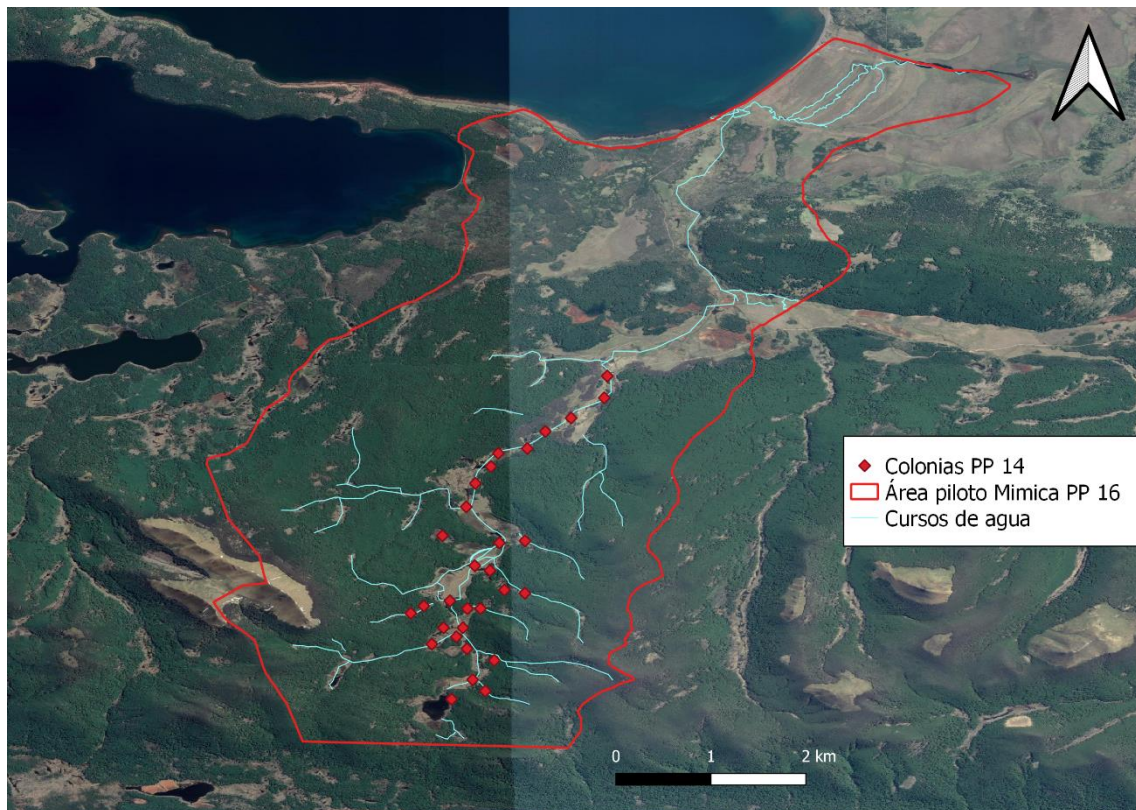
## Subcapítulo 2A – Proyecto piloto 2014

Desarrollo y análisis del proyecto piloto de erradicación del castor canadiense llevado a cabo en 2014 (PP 14). La mayor parte del presente subcapítulo se encuentra publicado (Jusim et al., 2020).

### Materiales y métodos

#### Trampeo

El proyecto piloto fue realizado en un sector del área piloto Mimica descrita en el Capítulo 1, cubriendo un área de aproximadamente 8 km<sup>2</sup> con 32 km lineales de cauces (Fig. II-1; Schiavini et al., 2016). Las operaciones de trampeo se realizaron entre abril y mayo de 2014, durante nueve semanas, de lunes a viernes (denominados bloques de captura), y durante el día. Siguiendo la recomendación de Kendrot (2006), se trabajó con tramperos que fueron remunerados con un monto fijo por mes. Los tramperos, con experiencia previa en la captura de castores, fueron capacitados por la empresa “Patagonia Wildlife” de Chile y fueron responsables tanto de las capturas como de la recolección de datos. La organización consistió en tres parejas de tramperos coordinados por un líder de grupo. Los miembros de cada pareja rotaban periódicamente para fomentar el intercambio de experiencias entre ellos.



**Figura II-1.** Ubicación de las colonias manejadas durante el PP 14. A fines comparativos, se marca el contorno del área piloto Mimica del PP 16.

El trampeo es considerado la herramienta más efectiva para el control poblacional del castor (Lizarralde & Escobar, 1999). Su efectividad para la erradicación del castor ha sido demostrada

en su hábitat natural, donde fue localmente extirpado en diversas áreas de su rango original de distribución (Naiman et al., 1988). Este proyecto utilizó trampas de captura muerta y de captura viva, dos de las herramientas utilizadas históricamente por los tramperos en Tierra del Fuego (junto con el disparo de arma de fuego). Las trampas, a diferencia de las armas, presentan una alta eficiencia para capturar animales en el primer encuentro del animal con la trampa. Una mayor eficiencia de captura durante el primer encuentro reduce la probabilidad de un eventual "aprendizaje" de un animal que sobreviva al primer encuentro con la herramienta, lo que dificultaría posteriormente su captura y aumentaría su probabilidad de supervivencia. Reducir el aprendizaje es clave para la incrementar probabilidad de éxito de una operación de erradicación (Macdonald et al., 2019; Parkes et al., 2010). Las trampas de captura muerta utilizadas fueron las denominadas trampas de golpe (similares a la trampa Conibear #330), que están certificadas de acuerdo con los estándares de captura humanitaria ("Acuerdo entre la UE, Canadá y la Federación Rusa sobre normas internacionales de captura no cruel", 1998; Lizarralde et al., 1996). Las trampas de captura viva consistieron en lazos, probados en castores en Estados Unidos (McNew et al., 2007). Como se indica en los estándares de trampeo humanitario, se espera que menos del 20% de las capturas presenten lesiones provocadas por la trampa y que menos del 20% de todas las capturas estén representadas por especies no blanco. Las trampas de golpe se colocaron parcial o totalmente sumergidas para evitar la captura de especies no blanco y se revisaron entre 1 y 3 días después de colocadas. Los lazos se colocaron en tierra, muy cerca del agua, para permitir que los animales capturados volvieran a entrar en el agua, reduciendo el estrés asociado con la captura. Los lazos fueron revisados al día siguiente de la colocación y los castores capturados fueron sacrificados con un arma de aire comprimido. Cada pareja de tramperos colocó trampas de golpe o lazos en lo que identificaron como una colonia, en base a su experiencia. Para atraer a los castores a las trampas, en algunas colonias los tramperos rompieron diques creando una única vía de agua, lo cual atrae a los castores debido al sonido del agua fluyendo y al descenso en el nivel del embalse (J. D. Taylor & Singleton, 2014).

Los tramperos identificaron 38 colonias y asignaron un número de identificación a cada una. Cada pareja registró los datos operativos en una ficha de papel ad hoc. Registraron la fecha y hora de colocación y retiro de cada trampa, el tipo de trampa (de golpe o de lazo), la localización de la trampa (canal, madriguera, tobogán lateral o tobogán frontal), rotura o no del dique y el resultado de la captura (nada, activación sin captura o captura). Para cada animal capturado, los tramperos tomaron las medidas (longitud total, longitud y ancho de la cola), categoría de edad estimada por la longitud del animal (cría, juvenil o adulto), sexo, lugar del cuerpo atrapado por la trampa (abdomen, cabeza, cuello, tórax, otros a detallar por los tramperos) y lugares del cuerpo eventualmente lesionados por la trampa (abdomen, cabeza, cuello, tórax, miembro anterior, otros a detallar por los tramperos). El sexo se evaluó palpando el área inguinal para buscar el hueso peneano o baculum, presente únicamente en los machos (Osborn, 1955). Se cree que el largo y ancho de la cola pueden estar relacionados con el grupo etéreo, por lo que estas medidas podrían utilizarse para conocer el grupo etéreo del castor en campo (Larson, 1967). Los tramperos llevaban un receptor GPS (iGotU GT-120, Mobile Action) que registraba su recorrido automáticamente, lo que permitía visualizar en gabinete la distancia recorrida y la ubicación de las trampas. Esta información se utilizó para evaluar la ubicación de las colonias con fines analíticos, basándose en la distribución espacial de las colocaciones y retiros de las trampas con el mismo número de identificación.

Las capturas se redujeron progresivamente en una colonia a medida que los tramperos colocaban trampas repetidamente a lo largo de los días. Los tramperos declararon la erradicación nominal de la colonia (sensu Ramsey et al., 2011) y pasaron a intervenir en otra

colonia, luego de 7 días sin capturas y sin detectar nuevos signos de actividad de castores (por ejemplo, huellas, reparación del frente del dique, etc.). Sin embargo, no continuaron colocando trampas después de la última captura en todas las colonias (Fig. II-2A). Después de la declaración de erradicación nominal, no se realizó una verificación independiente de la ausencia de animales, como se recomienda en Ramsey & Will, (2012) Por ello, se tomó la declaración de erradicación nominal como erradicación operativa.

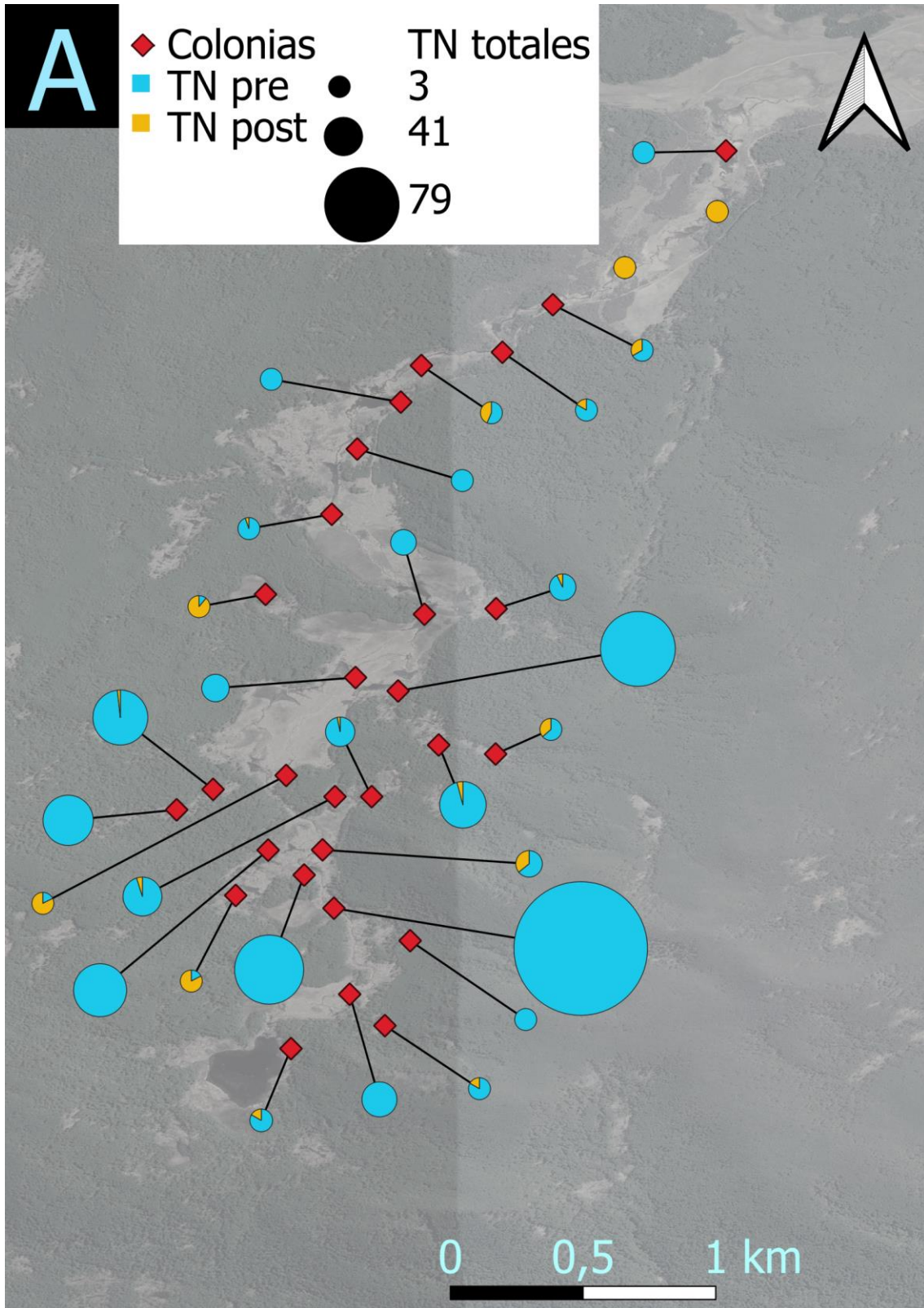
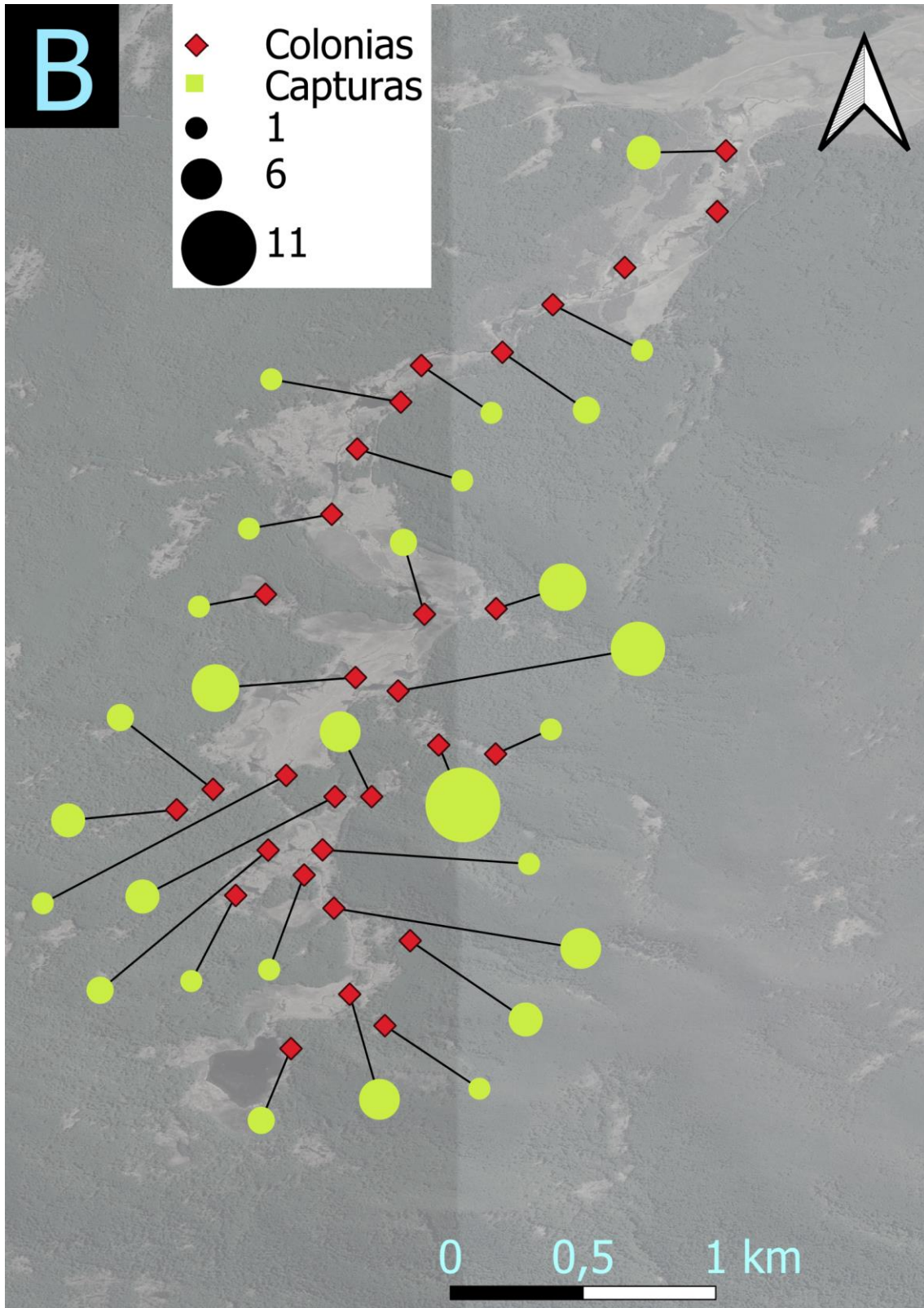


Figura II-2. Parte 1 de 2.





**Figura II-2.** Parte 2 de 2. **A:** Esfuerzo de trampeo en cada colonia del PP 14, el tamaño del círculo es proporcional al número total de trampas-noche (TN) en la colonia; el área celeste representa las trampas-noche desplegadas antes de la captura del último individuo; el área naranja representa las trampas-noches desplegadas después de su captura. **B:** Capturas por colonia, el tamaño del círculo es proporcional al número de castores capturados en cada colonia.

### *Análisis de los datos*

Revisé la identificación de colonias realizada por los tramperos, considerando la ubicación espacial de las colonias identificadas, la ubicación de los tramperos durante la colocación y retiro de trampas, la separación entre colonias por tramo de cauce y la distribución de sexos y edades de las capturas. Reclasifiqué como única colonia a colonias que los tramperos consideraban distintas en los casos bajo las siguientes condiciones: en una colonia se capturaron dos o más adultos del mismo sexo, mientras que en una colonia vecina no se hubiera capturado ningún adulto de ese sexo; los embalses de las dos colonias vecinas se encontraban a menos de 50 metros de cauce entre sí o las ubicaciones de las trampas colocadas en esas dos colonias estuvieran intercaladas. Los posteriores análisis se realizaron a partir de las colonias reclasificadas.

Luego de que una trampa se active (con o sin captura), los tramperos debían restablecerla. Hasta que fuese reestablecida, la trampa quedaba inutilizada, reduciendo la eficiencia general de la captura en el área. Evalué las diferencias entre trampas de golpe y lazos en las proporciones de activación sin capturas en relación a las activaciones totales (con y sin capturas) mediante la prueba de diferencia de proporciones del software InfoStat (Di Rienzo et al., 2020), basada en la prueba exacta de Fisher (Balzarini et al., 2008). Usé la prueba de Chi cuadrado mediante el software R (R Core Team, 2020) para evaluar las diferencias en la proporción de sexos de los individuos capturados entre los tipos de trampa, y también para evaluar el lugar del cuerpo donde cada tipo de trampa atrapó al animal. Se espera que los lazos colocados de manera adecuada capturen a los castores por el cuello y que las trampas de golpe colocadas de manera adecuada capturen por el cuello o el torso (Fisher, 2016; Iossa et al., 2007).

La “probabilidad de captura” y la “eficiencia de captura” son numéricamente equivalentes y ambas refieren a número de capturas en relación a una determinada unidad de esfuerzo. En el presente trabajo se utilizará “eficiencia de captura” por ser de uso habitual en la literatura especializada. Esta podría depender del tipo de trampa que se utilice (golpe o lazo), o de la forma de colocación de las trampas (lugar en la colonia, rotura del dique, tiempo durante el que se deja la trampa), entre otras variables. Modelé la eficiencia de la captura utilizando modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) de la familia binomial, en relación con cuatro variables de efecto fijo (Tabla II-1). Usé la identidad de la colonia como variable de efecto aleatorio dado que se colocaron varias trampas y durante varias noches en una misma colonia, por lo que la captura en una trampa puede afectar la eficiencia de captura de otra trampa ubicada en la misma colonia. A diferencia de otras experiencias de erradicación, donde los individuos blanco se distribuyen extensivamente en un ambiente, los castores se concentran espacialmente en las colonias o en su área de influencia territorial, a lo largo de tramos de cauce.

**Tabla II-1.** Variables consideradas en los modelos, con sus niveles y justificación de su inclusión.

<b>Variab</b> les	<b>Nombre corto</b>	<b>Niveles</b>	<b>Justificación</b>
Tipo de trampa	Tipo	2 (Trampas de golpe y lazos)	El funcionamiento y la colocación diferencial de ambas trampas podrían afectar la eficiencia de captura
Lugar de colocación	Lugar	4 (Canal, madriguera, tobogán frontal y tobogán lateral)	Algunos lugares más frecuentados por el castor tendrían mayor eficiencia de captura
Rotura de dique	Rotura	2 (sin corte, con corte)	Al atraer a los castores aumentaría la eficiencia de captura (Rosell & Kvinlaug, 1998)
Número de trampas-noche	Trampas-noche	2 (0-1, 2 o más)	Mientras más tiempo permanezca una trampa colocada sería más probable que capture a un castor

Se entiende por canales a los caminos que se forman por el paso repetido de los castores, tanto en zonas poco profundas del embalse como en terrenos inmediatos a este, los cuales presentan una profundidad mayor que las zonas aledañas. Las madrigueras incluyen tanto las salidas de las mismas como los toboganes o deslizaderos utilizados por los castores para subir a estas. Se entiende por toboganes frontales a los deslizaderos por los que transitan los castores en sentido ascendente o descendente por el frente del dique. Se entiende por toboganes laterales a los deslizaderos utilizados por los castores para entrar o salir del embalse hacia las zonas no inundadas aledañas al mismo y que no representan canales.

La mayoría de las trampas se colocaron durante una noche (80%), con pocas trampas desplegadas durante menos de una noche (trampas retiradas el mismo día en que fueron colocadas; 1%) o dos o más noches (19%). Por esta razón, dividimos nuestros datos en dos categorías de trampas-noches: cero y una noche, y dos o más noches.

En varios programas de erradicación, se lleva a cabo una primera fase de extracción para reducir la población objetivo, seguida de una segunda fase de extracción para eliminar los individuos restantes. Existe la posibilidad de que los individuos no capturados en la primera extracción "aprendan" a esquivar las herramientas utilizadas en la primera etapa y que por tanto se requiera de herramientas de captura adicionales para ser capturados en la segunda fase. Esta necesidad de implementar nuevas herramientas puede tener implicancias en el manejo. Para tener en cuenta este factor, cada resultado de la captura se asignó a una de dos categorías ordinales basadas en la cantidad de castores restantes en una colonia antes de que se colocara la trampa. Definí al número de castores restantes como el número de castores presentes en la colonia en el momento de colocar cada trampa, retro calculado a partir de todas las capturas en la colonia, suponiendo que todos los castores de la colonia fueron capturados en el momento de haber declarado la erradicación nominal de esa colonia. La primera categoría ordinal establecida fue "muchos", que incluye colonias con tres o más castores restantes, lo que representa la situación de una primera extracción. La segunda categoría ordinal fue "pocos", que incluye colonias con dos o menos castores restantes, lo que representa la situación de una segunda fase o fase tardía de extracción para eliminar los remanentes; esta categoría incluye



también colonias con uno o dos castores al inicio de la captura. Incluí en el análisis las trampas colocadas en colonias donde posteriormente se determinó que había “cero remanentes”, ya que al momento de la colocación de las trampas no se había declarado la erradicación nominal. Analicé modelos idénticos para cada condición de castores remanentes.

Definí a priori siete modelos, que incluían de una a tres variables de efectos fijos, basadas en conocimientos previos y en observaciones de campo. Dada la escasa cantidad de datos disponibles para algunas combinaciones de variables, en este subcapítulo no consideré las interacciones entre variables. Evalué las siguientes hipótesis sobre la eficiencia de captura:

1. El tipo de trampa es la única variable que afecta la eficiencia de captura: Tipo
2. El lugar de colocación de la trampa afecta la eficiencia de captura, ya que es más fácil predecir los movimientos de los castores en base a signos de movimiento observados por ejemplo en toboganes que en canales: Lugar
3. Además del lugar de colocación de la trampa, la rotura del dique afecta la eficiencia de captura ya que los castores se sientan atraídos por el sonido a reparar el dique: Lugar + Rotura.
4. El lugar de colocación y el tipo de trampa son las principales variables: Lugar + Tipo.
5. El lugar de colocación y el esfuerzo de trampeo (medido en trampas-noche) afectan la eficiencia de captura: Lugar + Trampas-noche.
6. El tipo de trampa, el lugar de colocación y el número de trampas-noche determinan en conjunto la eficiencia de captura: Lugar + Tipo + Trampas-noche.
7. Modelo nulo, únicamente con la colonia como variable de efecto aleatorio, establecido a fines comparativos.

Evalué la plausibilidad relativa de los diferentes modelos siguiendo un enfoque de teoría de la información utilizando el criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc) (Akaike, 1974). Descarté las observaciones a las que les faltaba algún valor para alguna de las variables antes de ejecutar los modelos. Realicé los análisis con GLMM usando el software R v. 3.4.4 (R Core Team, 2020) usando paquetes lme4 (Bates et al., 2015) y AICcmodavg (Mazerolle, 2020). Consideré que no había evidencia suficiente para descartar ningún modelo con  $\Delta AICc < 2$ , por lo que analicé los intervalos de confianza de todos los coeficientes de todas las variables presentes en esos modelos con el paquete MuMIn (Barton, 2020). Consideré como variables importantes para la eficiencia de captura a aquellas variables con al menos un estado con coeficiente cuyo intervalos de confianza no incluía el cero.

Para las variables importantes estimé la eficiencia de la captura, considerando el efecto de una sola variable a la vez. Calculé la eficiencia para cada estado de la variable como el número de trampas con captura sobre el número total de trampas. Comparé las eficiencias de captura de distintos estados de la variable con la prueba de diferencia de proporciones.

## Resultados

En base a la concentración espacial de las operaciones, las capturas y la estructura de edad de los castores, reclasifiqué las 38 colonias previamente identificadas en 30 colonias intervenidas (Fig. II-2). Se colocaron un total de 676 trampas (473 de golpe y 203 lazos) durante 855 trampas-noche. Para esto, los tramperos caminaron 1374 km en 313 h de operación, divididas en 108

incursiones. Después de 37 días de trapeo, el esfuerzo desplegado fue de 590 trampas-noche para las trampas de golpe y 265 trampas-noche para los lazos. Las trampas de golpe resultaron más eficientes, ya que realizaron 95 capturas (16,10% de eficiencia) contra 20 capturas con lazos (7,55%;  $p=0,0007$ ; Fig. II-2). La eficiencia combinada fue del 13,45%. La proporción de activaciones sin captura fue mayor para los lazos (61%) que para las trampas de golpe (28%;  $p<0,0001$ ).

La proporción de sexos de las capturas difirió entre las trampas de golpe y los lazos ( $p = 0,03$ ). Las trampas de lazo capturaron más machos (4,7: 1;  $p=0,008$ ), mientras que la proporción de sexos fue de aproximadamente 1: 1 para las trampas de golpe ( $p=0,5$ ). En general, se capturaron más adultos (63%), seguidos de juveniles (29%) y crías (8%), sin diferencias entre tipo de trampa ( $p=0,06$ ).

La mayoría de las trampas de golpe capturaron a los castores por el cuello (67%,  $p<0.001$ ), con el resto de las capturas distribuidas uniformemente por el resto del cuerpo (Tabla II-2). Las capturas con trampas de lazo se distribuyeron uniformemente por el cuerpo. Diez castores (8,7% de las capturas) resultaron heridos por las trampas (cinco con trampas de golpe y cinco con lazos); de los cuales seis presentaron heridas en una extremidad anterior, tres en los nudillos y dos en el cuello. Las capturas incidentales representaron un 1,7% de las capturas totales y se limitaron a dos individuos de la EEI rata almizclera (*Ondatra zibethicus*, Lizarralde, 2016) capturados con trampas de golpe.

**Tabla II-2.** Sitio del cuerpo capturado por la trampa, discriminado por tipo de trampa.

Tipo de trampa	Abdomen	Cabeza	Cuello	Tórax	Otros	Total
<b>Golpe</b>	9	8	64	7	8	95
<b>Lazo</b>	4	2	5	4	5	20
<b>Total</b>	13	10	69	11	13	115

El mejor modelo que explicó la eficiencia de captura para la situación de "muchos" castores restantes, incluyó las variables Tipo de trampa y Lugar de colocación (peso=0,61; Tabla II-3a). El segundo mejor modelo, con  $\Delta AICc < 2$ , incluyó Tipo de trampa, Lugar de colocación y Trampas-noches (peso=0,31). Únicamente las variables Tipo de trampa y Lugar de colocación presentaron estados cuyo intervalo de confianza excluye el cero (Tabla II-4). Las trampas colocadas en toboganes fueron hasta un 300% más eficientes que las trampas colocadas en canales ( $p<0.01$ ; Fig. II-3a). Las trampas de golpe fueron más eficientes que los lazos ( $p<0.01$ ).

El mejor modelo que explica la eficiencia de captura para la situación de "pocos" (cero a dos) castores restantes, incluyó solo la variable Lugar de colocación (peso=0,28; Tabla II-3b). Los otros tres modelos con  $\Delta AICc < 2$  incluyeron Trampas-noche, Rotura del dique y Tipo de trampa. Únicamente la variable Lugar de colocación presentó un estado cuyo intervalo de confianza excluye el cero (Tabla II-4). La mayoría de las capturas ocurrieron en trampas ubicadas en toboganes frontales, mientras que el menor número de capturas ocurrió en los canales ( $p<0.01$ ; Fig. II-3b).

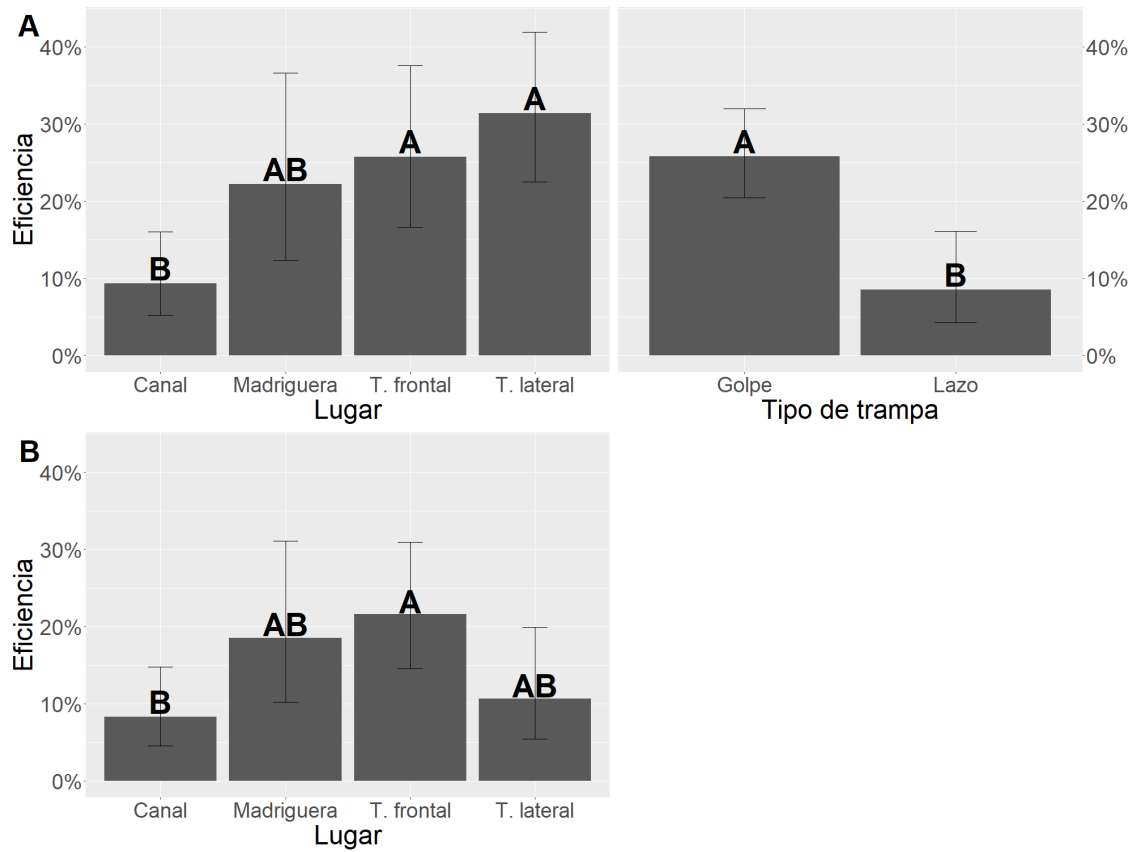
**Tabla II-3.** Predictores de los modelos con las variables utilizadas para explicar la eficiencia de captura, junto con el número de parámetros (K), los valores de  $\Delta AICc$ , los pesos de Akaike ( $w_i$ ) y los pesos acumulados (Cum. Wt). **A** (arriba): modelos para “Muchos” (tres o más) castores restantes. **B** (abajo): modelos para “Pocos” (cero a dos) castores restantes.

Modelo	K	$\Delta AICc$	$w_i$	Cum. Wt
Lugar + Tipo	6	0,00	0,67	0,67
Lugar + Tipo + Trampas-noche	7	1,55	0,31	0,98
Tipo	3	9,52	0,01	0,99
Lugar	5	9,74	0,01	1,00
Lugar + Rotura	6	11,46	0,00	1,00
Lugar + Trampas-noche	6	11,65	0,00	1,00
Modelo nulo	2	21,15	0,00	1,00

Modelo	K	$\Delta AICc$	$w_i$	Cum. Wt
Lugar	5	0,00	0,28	0,28
Lugar + Trampas-noche	6	0,33	0,24	0,52
Lugar + Rotura	6	0,95	0,17	0,69
Lugar + Tipo	6	1,61	0,13	0,82
Lugar + Tipo + Trampas-noche	7	2,10	0,10	0,92
Modelo nulo	2	3,43	0,05	0,97
Tipo	3	4,25	0,03	1,00

**Tabla II-4.** Medias de los coeficientes con sus intervalos de confianza al 95% respecto al intercepto (por variable: canal, trampa de golpe, 0-1 trampas-noche, sin rotura de dique) de los estados de las variables más importantes para “Muchos” y “Pocos” castores restantes. Se resaltan en verde los intervalos de confianza que no incluyen al cero.

Variable	Estado de la variable	Muchos	Pocos
Lugar	Madriguera	0,92; IC: (-0,04 – 1,87)	0,88; IC: (-0,09 – 1,86)
	Tobogán frontal	1,03; IC: (0,17 – 1,88)	1,23; IC: (0,34 – 2,11)
	Tobogán lateral	1,51; IC: (0,71 – 2,30)	0,31; IC: (-0,71 – 1,32)
Tipo	Lazo	-1,29; IC: (-2,10 – -0,48)	-0,04; IC: (-1,02 – 0,50)
Trampas-noche	Dos o más	-0,08; IC: (-0,94 – 0,44)	-0,20; IC: (-1,80 – 0,40)
Rotura	Si	–	-0,09; IC: (-1,28 – 0,39)



**Figura II-3.** Eficiencia de captura de acuerdo a los principales predictores en cada modelo. Las barras de error indican el intervalo de confianza 95%. Diferentes letras corresponden a diferencias significativas con  $p < 0,05$ . **A** (arriba): eficiencia de captura en colonias con tres o más castores restantes en relación al lugar de colocación de la trampa y al tipo de trampa. **B** (abajo): eficiencia de captura en colonias con cero a dos castores restantes en relación con el lugar de colocación de la trampa.

## Subcapítulo 2B – Proyecto piloto 2016-2018

Desarrollo y análisis del proyecto piloto de erradicación del castor canadiense llevado a cabo entre 2016 y 2018 (PP 16).

### Materiales y métodos

#### Trampeo

El proyecto piloto se llevó a cabo entre octubre de 2016 y junio de 2018. Se trabajó en las siete áreas piloto descritas en el capítulo 1 de forma secuencial (Tabla II-5). Al igual que en el PP 14, el objetivo de este proyecto piloto fue capturar a todos los individuos presentes en las diferentes cuencas, generando áreas libres de castores, priorizando la erradicación por sobre el rendimiento. Se consideró importante evaluar la variación estacional en la eficiencia de captura, ya que puede afectar la vulnerabilidad de la especie blanco (Cromarty et al., 2002). Por ello se trabajó durante todo el año, aunque con diferentes intensidades de esfuerzo y captura a lo largo del año por limitaciones climáticas.

**Tabla II-5.** Áreas piloto según el orden en que procedieron las tareas de trampeo y erradicación en cada una.

<b>Cuenca</b>	<b>Inicio Erradicación</b>	<b>Fin erradicación</b>
Esmeralda	11/16	01/17
Pipo	02/17	04/17
Mimica	05/17	07/17
Asturiana	09/17	10/17
Indio	11/17	01/18
Grande	01/18	04/18
Gamma	04/18	06/18

La metodología de trabajo de los tramperos fue muy similar a la del PP 14, con algunas diferencias en función del aumento de la escala y de la aplicación de los aprendizajes de ese proyecto. Diez tramperos, trabajando en parejas con rotación periódica, fueron los encargados de las capturas. Además se contó con un encargado de logística y un jefe de grupo. Antes del inicio de la remoción, todos los tramperos fueron capacitados en métodos de colocación de trampas, en sacrificio humanitario, y en muestreo y uso de tecnologías de toma de datos. Los tramperos se movilizaron a pie, en cuatriciclo o camioneta en función de la proximidad a los caminos, las pendientes y la cobertura vegetal. En lugares alejados de los caminos, en las áreas piloto Esmeralda, Pipo y Grande, los tramperos se trasladaron en helicóptero. El trabajo de campo se llevó a cabo independientemente del día de la semana.

Los tramperos localizaron colonias en el campo utilizando mapas de colonias generados previamente a partir de imágenes satelitales por Kreps (2016) para todas las áreas piloto (excepto Grande) y por Eljall (2017) para Grande. Sin embargo, los tramperos recorrieron todos los cursos de agua dentro de cada área piloto en busca de posibles colonias no detectadas a través de los sensores remotos. La unidad de manejo para la erradicación de castores fue la colonia. Un código único para cada colonia permitió su identificación y la asociación de las operaciones (colocación, revisión o remoción de trampas) realizadas en cada colonia.

En una erradicación es conveniente utilizar múltiples técnicas de captura (Cromarty et al., 2002). El trampeo fue el principal método de captura, ya que se considera la forma más eficiente



de controlar una población de castores (Fisher, 2016; J. E. Miller, 1975). Sin embargo, a las trampas de lazo (captura viva) y de golpe (captura muerta) se sumaron en algunas ocasiones las trampas de cebo con bordes lisos (captura viva), que también cumplen los estándares de captura humanitaria ('Acuerdo entre la UE, Canadá y la Federación Rusa sobre normas internacionales de captura no cruel.', 1998). Los tramperos eligieron la trampa a utilizar en cada lugar y momento según su criterio. En las colonias donde los tramperos registraron evidencia reciente de actividad de castores hasta cuatro días después de la última captura, se apostaron al atardecer y eliminaron a los animales restantes con un rifle de aire comprimido. No se registró ninguna medida de esfuerzo asociada a la captura con rifle.

Los tramperos revisaron diariamente las trampas de captura viva (lazos y cebos) siempre que era posible. El período entre las revisiones de las trampas de golpe varió a discreción de los tramperos. En algunos sectores, los tramperos trabajaron en un pequeño grupo de colonias vecinas al mismo tiempo, revisando las trampas diariamente para retirar a todos los individuos de una colonia en el menor tiempo posible; pasando a intervenir otras colonias luego de declarar la erradicación nominal en las primeras (trampeo secuencial). En otros sectores, trabajaron en varios grupos de colonias al mismo tiempo, solo con trampas de golpe, visitando los diferentes grupos de colonias cercanas en diferentes días (trampeo aglomerado). Esta estrategia permitiría que, aunque llevara más tiempo retirar a todos los individuos de cada colonia, remover a todos los individuos de un sector de la cuenca tomaría menos tiempo.

Al colocar o revisar las trampas, los tramperos podían, a su criterio, romper el dique, colocar atractores o ambas en la misma ocasión, como medidas para atraer a los castores a las trampas. Según el caso, los tramperos omitieron romper el dique (sin corte) o realizaron tres niveles de rotura de dique progresivamente más grandes: corte de drenaje, corte mediano y corte grande. Los atractores utilizados en algunas trampas fueron comerciales, importados de Canadá (crema de hormonas o crema alimenticia con aroma a álamo o abedul) o naturales (rama debajo de la trampa, rama en el gatillo de la trampa o rama con hojas en la trampa).

Los tramperos utilizaron tabletas resistentes a condiciones climáticas adversas (modelo Boolean Mobi A72) con el software CyberTracker (Liebenberg, 2003) para registrar datos de trampeo y captura en una planilla electrónica diseñada a tal fin. En la planilla, los tramperos registraron las colocaciones, revisiones y retiros de trampas, además de las capturas con rifle. Al colocar las trampas, registraron el área piloto, código de colonia, tipo de trampa, lugar de colocación (dique, tobogán frontal, tobogán lateral, canal, madriguera), la rotura o no del dique y el uso de atractor. En el caso de revisiones y retiros, los tramperos registraron el resultado (nada, activación, captura) y si en esa ocasión agregaron un atractor o rompieron el dique. En caso de captura, los tramperos registraron número del ejemplar, grupo etéreo estimado a campo, sexo, longitud total, longitud y ancho de la cola, lugar del cuerpo atrapado por la trampa y presencia de lesiones debidas al trampeo. En todos los casos, el software registró automáticamente la fecha, hora y ubicación geográfica; además, los tramperos podían anotar observaciones adicionales. Los restos de los individuos fueron depositados a más de 30 metros del curso de agua, siempre que fue posible, para ser utilizados por los carroñeros.

Cuando luego de siete días las revisiones en una colonia no entregaban capturas y no se encontraban nuevos signos de presencia de los castores, los cazadores declararon la erradicación nominal en la colonia y pasaron a intervenir otras colonias. En las áreas piloto de mayor tamaño se trabajó por sectores definidos ad-hoc, de modo de finalizar la erradicación de un sector antes de pasar al siguiente. Luego de la declaración de erradicación nominal en un área piloto o un sector de este, realicé una verificación del éxito de la erradicación (ver capítulo 3).

### *Análisis de los datos*

Dado que este proyecto piloto generó una base de datos más amplia y diversa que el PP 14, realicé algunos análisis estadísticos de distinta manera, junto con análisis nuevos. Según el objetivo, analicé los datos de cada área piloto por separado o en conjunto. Consideré las dos cuencas que componen el área piloto Esmeralda como una única área piloto ya que ambas son muy cercanas y similares entre sí. Los tramperos realizaron capturas de castores fuera de las áreas piloto Asturiana y Gamma, de común acuerdo con los propietarios de las estancias que ocupan esas cuencas. Esas capturas no fueron incluidas en este estudio. Analicé exclusivamente los resultados del trampeo con trampas de golpe y lazos, excluyendo las capturas con trampa de cebo y con rifle debido al bajo uso de estas herramientas. Debido a la gran cantidad de colonias manejadas durante este proyecto piloto, no fue posible revisar la identificación individual de las mismas, por lo que tomé la identificación de las colonias por parte de los tramperos como válida.

Definí dos unidades de esfuerzo para los análisis. Un *evento de trampeo* (en adelante *evento*) representa el historial de una trampa desde que se coloca hasta que se retira en un sitio dado, en una colonia dada. Durante cada evento pueden ocurrir múltiples activaciones y capturas. Un evento de trampeo incluye uno o más *episodios de trampeo* (en adelante *episodio*), que representa el período entre la colocación de la trampa y la primera revisión, entre las revisiones consecutivas o entre la última revisión y el retiro. Durante un episodio, solo puede ocurrir una captura o ninguna. En diferentes episodios dentro del mismo evento, los tramperos pudieron usar diferentes atractores o niveles de rotura de dique. En los siguientes análisis no consideré los episodios con una duración mayor a 45 días (6 episodios), ya que se debieron a trampas olvidadas y no a la estrategia de trampeo.

Analiqué la eficiencia de captura tomando las trampas-noche y los episodios como unidades de esfuerzo. Comparé las eficiencias de captura entre trampas de golpe y lazos usando la prueba de diferencia de proporciones. Analicé el efecto de la rotura del dique por parte de los tramperos en la eficiencia de captura de forma separada para trampas colocadas en cercanía a la rotura del dique. Para ello comparé proporción de capturas con trampas colocadas en diques donde se realizó la rotura del frente respecto a trampas colocadas en diques donde no se realizó la rotura.

Analiqué las capturas de especies no blanco, así como las lesiones debidas al trampeo, discriminando por tipo de trampa, utilizando la prueba de diferencia de proporciones. Las lesiones durante la captura pueden ser causadas por el método de colocación de las trampas, por lo que esperaba que las lesiones disminuyeran a medida que avanzaban las operaciones debido al aprendizaje de los tramperos. Para evaluar si había evidencia de aprendizaje, dividí el período total de trampeo en todas las áreas piloto en tres períodos de siete meses cada uno, y comparé la proporción de lesiones entre esos períodos con la prueba de diferencia de proporciones. La duración de estos períodos abarca diferentes niveles de esfuerzo de trampeo, ya que la actividad de los tramperos no fue similar a lo largo del año debido a complicaciones logísticas, principalmente en invierno.

Las evidencias adicionales de una buena colocación de trampas están dadas por la parte del cuerpo sobre la cual se cierra la trampa y la proporción de activaciones sin captura. Analicé la parte del cuerpo donde se cierra la trampa (sin desglosar por períodos) y la proporción de activaciones sin captura desagregada para los tres períodos consecutivos mencionados previamente. Esperaba que esta proporción disminuyera a lo largo del tiempo como indicador del aprendizaje y mejora por parte de los tramperos.

Para estimar la tasa de reocupación de colonias calculé la proporción de colonias del PP 14 de las que se extrajeron castores en el PP 16. Además, para evaluar si el número de castores por colonia es menor en colonias reocupadas recientemente, comparé el número de capturas por colonia entre las colonias reocupadas para el PP 16 que habían sido manejadas en el PP 14

(subcapítulo 2A) con todas las colonias del área piloto Mimica (PP 16). Para ello realicé una prueba T para muestras no pareadas y con varianzas distintas usando el software R (R Core Team, 2020). También evalué si las diferencias metodológicas en el trampeo entre ambos proyectos piloto generaron diferencias en las eficiencias de captura. Para ello comparé la eficiencia de captura por trampas-noche y por episodios entre el PP 14 y el área piloto Mimica (PP 16) en particular y en el conjunto de áreas piloto del PP 16. Al realizar la comparación contra el conjunto de áreas piloto del PP 16, consideré la eficiencia media de este proyecto, influenciada por múltiples factores. Por otro lado, al comparar únicamente contra el área piloto Mimica del PP 16, no hay diferencias ambientales que pudieron influir en la comparación.

Debido a que los castores habitan en cursos y cuerpos de agua y a que los tramperos focalizaron sus operaciones en estos rasgos del paisaje, estimé el esfuerzo de trampeo por kilómetro de tramo de cauce. Para este análisis, cargué una capa de cauces fluviales de Tierra del Fuego (Instituto Geográfico Nacional, 2021) en el software Qgis (v. 3.16.3; QGIS Association, 2021) y agregué los cauces faltantes basado en la imagen más reciente de Google Earth. Dentro de las áreas piloto no se registraron colonias por encima de los 600 metros sobre el nivel del mar, por lo que excluí los segmentos de cauce ubicados por encima de esa altura. Dividí los cauces de cada área piloto en segmentos consecutivos de 4 km de longitud. Esta longitud resultó adecuada para equilibrar el número de segmentos con la variabilidad en el número de colonias en cada segmento. Asocié cada evento al segmento correspondiente y conté el número de eventos y episodios de trampeo, de trampas-noche y de capturas de cada segmento. Estandaricé los valores medidos a segmentos de cauce de un kilómetro para facilitar las comparaciones y la extrapolación.

Con el fin de identificar las variables que más influyen en la eficiencia de captura, modelé la eficiencia de captura por episodio de trampeo según distintas variables. Construí los modelos incluyendo nueve variables (Tabla II-6), algunas de las cuales también habían sido consideradas en el análisis del PP 14 (ver subcapítulo 2A). Estandaricé las variables cuantitativas (Trampas-noche, Día y Luna) antes del desarrollo de los modelos según  $\frac{X-\bar{X}}{\sigma}$ . Debido a la baja cantidad de datos para algunos atractores y niveles de rotura del dique, unifiqué los niveles de corte de dique mediano y grande. Además, reclasifiqué los atractores en solo dos categorías: alimentos (incluyendo atractores naturales y cremas alimenticias) y hormonas (incluyendo la crema de hormona). Utilicé la colonia como factor aleatorio en todos los modelos dado que en una misma colonia se colocaron varias trampas durante varias noches, por lo que las capturas de una trampa pueden afectar la eficiencia de captura de las otras trampas colocadas en la misma colonia. La pertenencia de cada trampa a cierta colonia fue considerada tal como fue informada por los tramperos.

**Tabla II-6.** Variables analizadas en los distintos modelos, niveles de las mismas y justificación de su inclusión.

Variables	Nombre corto	Niveles	Justificación
<b>Variables asociadas a la colocación de trampas</b>			
Tipo de trampa	Tipo	2 (Trampas de golpe y lazos)	Influye en la eficiencia de captura (Jusim et al., 2020)
Lugar de colocación	Lugar	5 (Canal, frente de dique, madriguera, tobogán frontal y tobogán lateral)	Influye en la eficiencia de captura (Jusim et al., 2020)
Atractor	Atractor	3 (nada, alimento, hormona)	El uso del mismo aumentaría la eficiencia de captura
Rotura de dique	Rotura	3 (sin corte, corte de drenado, corte mediano)	Al atraer a los castores aumentaría la eficiencia de captura (Rosell & Kvinlaug, 1998)
Número de trampas-noche	Trampas-noche	1 a 97, $\bar{X}=2,45$	Mientras más tiempo permanezca una trampa colocada sería más probable que capture a un castor
<b>Variables asociadas al ambiente</b>			
Ambiente	Ambiente	3 (Bosque, Ecotono, Estepa)	Las diferencias geomorfológicas y de cobertura vegetal pueden afectar tanto la colocación de las trampas como el comportamiento de los castores
Estación del año	Estación	4 (primavera, verano, otoño, invierno)	Influye en la movilidad de los castores (Hay, 1958)
Iluminación lunar	Luna	Proporción - continua	Con mayor iluminación los castores presentarían menor movilidad (Daly et al., 1992; Kronfeld-Schor et al., 2013)
<b>Otras variables</b>			
Día desde el comienzo de las operaciones del proyecto piloto	Día	0 a 525, $\bar{X}=245,49$	A medida que pasa el tiempo, los tramperos colocarían mejor las trampas, aumentando la eficiencia de captura.

Para verificar la ausencia de colinealidad entre las variables generé un modelo global incluyendo todas las variables (tabla II-6), combinadas de forma aditiva. Sobre ese modelo calculé el factor de inflación de la varianza generalizado (GVIF) mediante el software R (R Core Team, 2020), a través del paquete *car* (Fox & Weisberg, 2019). El uso de la versión generalizada del VIF se debió a que algunas variables presentan más de un grado de libertad. Para todas las variables obtuve valores de  $GVIF < 2,5$ , valor menor al valor cinco indicado por James et al., (2021), por lo que no hay problemas de colinealidad.

Definé a priori ocho modelos, basados en conocimientos previos y en observaciones de campo, combinando las variables de forma aditiva e interactiva. Además, incorporé un modelo nulo a fines comparativos. Los modelos están organizados según los tipos de variables que incluyen y cada modelo representa una hipótesis sobre las variables que más afectan la eficiencia de captura:

- 1) Las variables asociadas a la colocación de trampas son las únicas que afectan la eficiencia de captura:
  - a. El tipo de trampa más efectivo depende del lugar de colocación:  
**Tipo + Lugar + Tipo \* Lugar**
  - b. La rotura de dique solo es efectiva con trampas colocadas en el dique. Del mismo modo, el efecto del atractor solo se destacará con trampas en toboganes, ya que el uso de atractores en bordes del embalse resultó más sencillo y frecuente:  
**Lugar + Rotura + Atractor + Lugar \* Rotura + Lugar \* Atractor**
  - c. A mayor número de trampas-noche va a ser mayor la eficiencia de captura. Debido a razones humanitarias, esto solo se puede estudiar con trampas de captura muerta:  
**Trampas-noche + Tipo + Trampas-noche \* Tipo**
  
- 2) Las variables asociadas al ambiente, que influyen en el comportamiento del castor, son las únicas que afectan la eficiencia de captura:
  - a. El efecto de la iluminación lunar varía según la estación del año debido a la actividad diferencial de los castores:  
**Estación + Luna + Estación \* Luna**
  
  - b. En los distintos ambientes las condiciones de trampeo son distintas y también puede cambiar el comportamiento de los castores:  
**Ambiente**
  
- 3) La eficiencia de captura es afectada tanto por cambios en las variables asociadas al ambiente como las asociadas a la colocación de trampas:
  - a. Un menor nivel de iluminación lunar favorecerá la salida de los castores de los embalses, por lo cual las trampas colocadas en toboganes van a tener mayor eficiencia de captura respecto a noches más iluminadas:  
**Luna + Lugar + Luna \* Lugar**
  - b. A medida que avanzan las operaciones, la experiencia de los tramperos mejora la eficiencia:  
**Día**
  - c. Los atractores alimenticios van a ser más útiles en otoño, debido a la necesidad de obtener alimento para armar el comedero. Los atractores de hormona puede ser útiles todo el año, aunque su efecto destacará en primavera y verano, por ser la época de dispersión:  
**Atractor + Estación + Atractor \* Estación**
  
- 4) A fines comparativos agrego un **modelo nulo**, el cual incluye únicamente el factor aleatorio.

Para analizar la importancia relativa de las variables que pueden afectar el trampeo, modelé la eficiencia de captura para cada episodio de trampeo con modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) utilizando el software R (R Core Team, 2020) con los paquetes lme4 (Bates et al., 2015) y AICmodavg (Mazerolle, 2020).



Evalué el peso relativo de cada modelo mediante la diferencia en el valor del criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc) (Akaike, 1974). Consideré como mejores modelos aquellos con un  $\Delta AICc < 2$  respecto al mejor modelo. Entre los mejores modelos, evalué la importancia relativa de cada modelo respecto al modelo con menor valor de AICc según los valores de peso de Akaike. Además estimé para cada modelo el valor de  $R^2$ , tanto marginal (considerando únicamente las variables de efectos fijos de cada modelo) como condicional (considerando tanto las variables de efectos fijos como la de efectos aleatorios).

Estudí el efecto particular de todas las variables analizadas, dado que algunas de las variables no incluidas en los mejores modelos pueden tener un efecto en la eficiencia de captura, aunque sea de menor magnitud y tenga menor respaldo. Evalué las variables una a la vez, excepto por las variables incluidas en una interacción en alguno de los modelos, a las que evalué en conjunto siempre que esta interacción fuese significativa. La evaluación se basó en estimar el efecto de las variables sobre la eficiencia de captura (medida según captura o no en cada episodio). Analicé el efecto de la variable Trampas-noche solo para las trampas de golpe, ya que los lazos necesitan una revisión diaria por razones humanitarias. Para cada variable de valores discretos comparé la proporción de episodios de trampeo con capturas de a pares entre todos los valores de la variable utilizando la prueba de diferencia de proporciones.

## Resultados

Los tramperos intervinieron 505 colonias durante 21 meses. La cantidad de colonias intervenidas es aproximada, ya que, en ocasiones, los límites entre colonias no estaban claros debido a su proximidad y la movilidad de los castores. El esfuerzo de trampeo realizado por tipo de trampa, junto con el número de capturas obtenido con trampas y con rifle y las eficiencias de captura pueden consultarse en la tabla II-7. Además, los tramperos capturaron 41 castores fuera de las áreas piloto Asturiana y Gamma. Las trampas de golpe resultaron más eficientes que los lazos considerando tanto las trampas-noche como los episodios ( $p < 0,0001$  en ambos casos).

**Tabla II-7.** Esfuerzo de trampeo medido en distintas unidades y capturas, discriminados por tipo de trampa o rifle. “Trampas” incluye el conjunto de resultados de trampeo sin importar el tipo de trampa. TN: trampas-noche.

Trampa o rifle	Trampas-noche	Episodios	Eventos	Capturas	Eficiencia (%)		
					TN	Episodios	Eventos
Golpe	20.316	6.903	2444	896	4,4	13,0	36,7
Lazo	3.381	2.767	1220	83	2,5	3,0	6,8
Cepo	124	81	11	5	4,0	6,2	45,5
Trampas	23.821	9.751	3.675	984	4,1	10,1	26,8
Rifle				28			

Las trampas de golpe colocadas en los diques son más eficientes en combinación con algún nivel de rotura de dique (18% vs. 15% de éxito,  $p=0,03$ ). La mayoría de las capturas fueron de adultos (58%); seguidos de juveniles (22%) y crías (13%), con el 7% sin determinar el grupo etéreo (tabla II-8).

**Tabla II-8.** Capturas mediante trampas disgregadas por sexo y grupo etáreo estimado a campo.

Sexo/edad	Cría	Juvenil	Adulto	Sin determinar	Total
Macho	65	109	270	16	460
Hembra	61	93	278	17	449
Sin determinar	2	14	23	36	75
Total	128	216	571	69	984

Se registraron lesiones en 95 castores (9,4%), 48,1% de las cuales ocurrió en una extremidad anterior. La proporción de lesiones en cada uno de los períodos de siete meses fue de 14,2%, 7,1% y 8%, respectivamente, siendo mayor en el primer período que en los otros dos ( $p=0,003$  y  $p=0,02$ , respectivamente). La tasa de lesiones fue mayor con lazos que con trampas de golpe (15,7% y 9,0%, respectivamente,  $p<0,0001$ ), además de un castor lesionado por uso de rifle. Las capturas incidentales ocurrieron solo con trampas de golpe, involucrando a 58 ratas almizclera (*Ondatra zibethicus*), dos cauquenes comunes (*Chloephaga picta*) y tres patos no identificados (*Anatidae*), totalizando 63 individuos (6% del total de capturas).

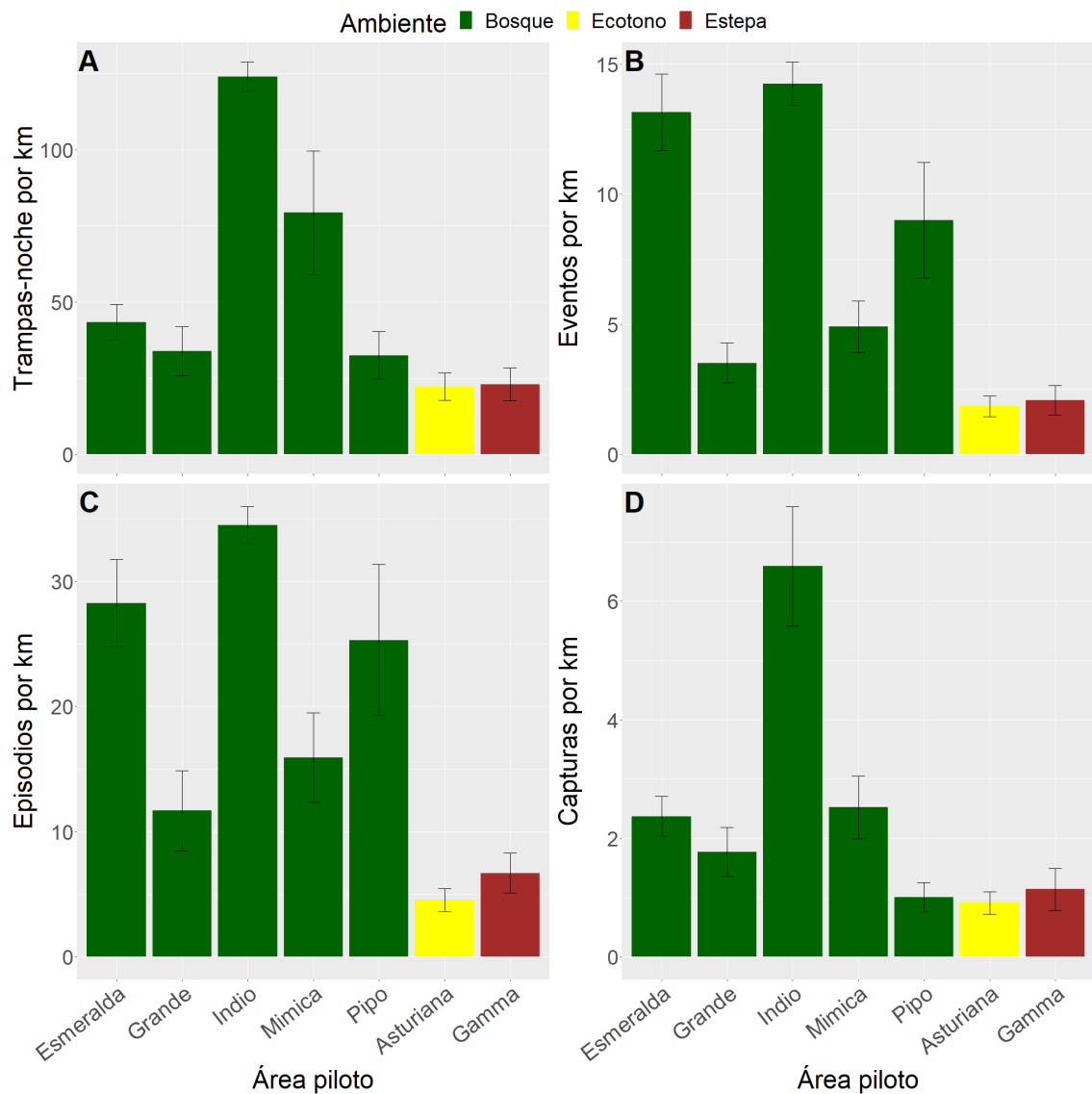
Las trampas de golpe y los lazos capturaron principalmente por el cuello (57% y 43%, respectivamente) y por el torso (30% y 40%, respectivamente). La proporción de activaciones sin captura fue mayor durante los primeros siete meses (46%,  $p<0,01$ ) y similar entre los otros dos períodos (31% y 36%,  $p=0,08$ ).

Para el sector del área piloto de Mimica que fuera intervenido en el PP 14, los tramperos registraron 17 de las 30 colonias de 2014 como potencialmente activas en el PP 16. Removieron castores en 13 de estas colonias, lo que implica una tasa de reocupación del 43% entre 2014 y 2017. Durante el PP 16, la captura promedio en estas 13 colonias fue de dos castores por colonia (rango 1-3), lo que no difirió de las capturas promedio para la totalidad del área piloto Mimica en el PP 16 (1,9 castor/colonia,  $p=0,71$ ). Las capturas totales en esta área piloto en el PP 16 fueron 111, mediante 4.097 trampas-noche y 761 episodios de trampeo (2,71% y 14,59% de éxito, respectivamente). La eficiencia de captura medida por trampas-noche fue mayor en el PP 14 en comparación con el PP 16, tanto considerando solo el área piloto de Mimica como el conjunto de las siete áreas piloto ( $p<0,0001$  en ambos casos). La eficiencia de captura según episodios de trampeo fue similar entre 2014 y 2017 para el área Mimica ( $p=0,66$ ) y superior en 2014 al comparar con las siete áreas piloto agrupadas para el PP 16 ( $p<0,0001$ ).

Los tramperos necesitaron realizar un mayor esfuerzo de trampas-noche/km de cauce para las áreas piloto Indio y Mimica (Tabla II-9, Fig. II-4A). El número de eventos/km y episodios/km de trampeo fue mayor en las áreas piloto de Esmeralda, Indio y Pipo (Fig. II-4B y II-4C, respectivamente). El número de capturas/km fue mayor en el área piloto Indio (Fig. II-4D). En el ambiente de bosque, los tramperos necesitaron en promedio y por kilómetro de cauce 64 trampas-noche, 9 eventos de trampeo y 23 episodios de trampeo (los valores medianos entre las áreas piloto de bosque se indican en la tabla II-9). Los valores de las áreas piloto de ese ambiente fueron similares o superiores a los de ecotono y estepa.

**Tabla II-9.** Mediciones de esfuerzo y número de capturas medias por kilómetro de cauce, discriminadas por área piloto. Para cada valor, se detalla su promedio  $\pm$  error estándar. Para cada medida se esfuerzo y de capturas se marcan en verde y en celeste la mediana y el máximo, respectivamente, entre las distintas áreas piloto del ambiente de bosque.

Área piloto	Trampas-noche	Eventos	Episodios	Capturas
Esmeralda	43,3 $\pm$ 5,9	13,2 $\pm$ 1,5	28,3 $\pm$ 3,5	2,4 $\pm$ 0,3
Grande	33,8 $\pm$ 8,1	3,5 $\pm$ 0,8	11,7 $\pm$ 3,2	1,8 $\pm$ 0,4
Indio	123,9 $\pm$ 4,8	14,3 $\pm$ 0,8	34,5 $\pm$ 1,5	6,6 $\pm$ 1,0
Mimica	79,3 $\pm$ 20,3	4,9 $\pm$ 1,0	15,9 $\pm$ 3,6	2,5 $\pm$ 0,5
Pipo	32,5 $\pm$ 7,8	9,0 $\pm$ 2,2	25,3 $\pm$ 6,0	1,0 $\pm$ 0,2
Asturiana	22,2 $\pm$ 4,5	1,9 $\pm$ 0,4	4,5 $\pm$ 0,9	0,9 $\pm$ 0,2
Gamma	23,0 $\pm$ 5,3	2,1 $\pm$ 0,6	6,7 $\pm$ 1,6	1,1 $\pm$ 0,4



**Figura II-4.** Esfuerzo de captura por kilómetro de cauce discriminado por área piloto según trampas-noche (A), eventos (B) y episodios de trapeo (C), junto con número de capturas (D). Las líneas verticales indican el error estándar.

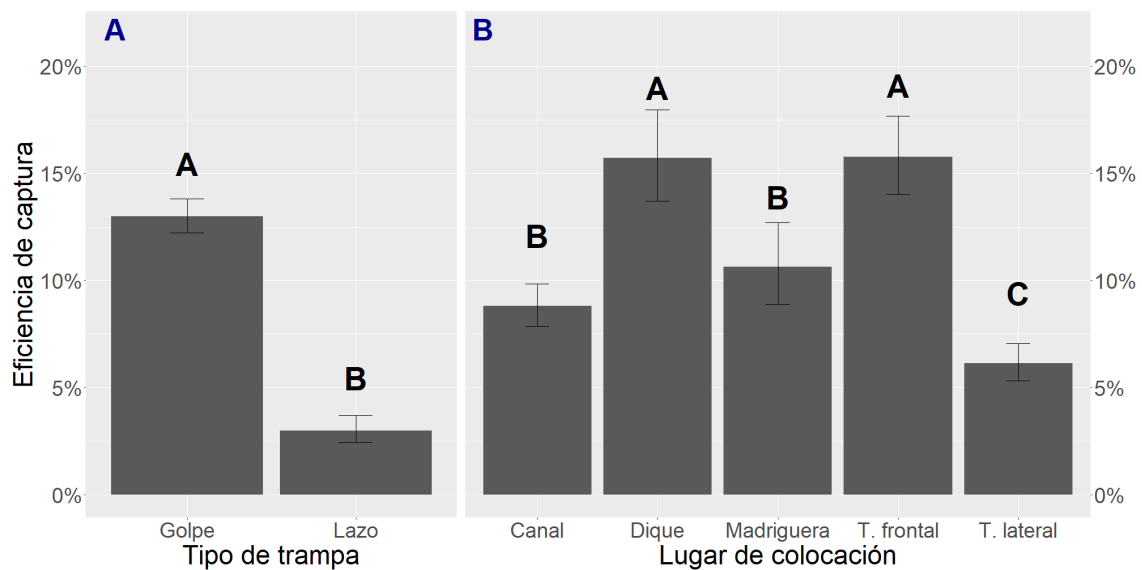
El mejor modelo que explica la eficiencia de captura incluye Lugar de colocación de la trampa, tipo de trampa y la interacción de estas variables (peso=1,00 y un  $\Delta AICc > 48$  en comparación con el segundo modelo, Tabla II-10). Los otros modelos presentan un respaldo muchísimo menor respecto al mejor modelo respecto. El resumen de los resultados de todos los modelos puede consultarse en el anexo I.

**Tabla II-10.** Modelos que explican la eficiencia de captura ordenados por el criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc), junto con el modelo nulo. La tabla incluye el número de parámetros (K), las diferencias relativas en AICc ( $\Delta$  AICc), los pesos de Akaike ( $w_i$ ), peso acumulado de los modelos (Cum. Wt),  $R^2$  marginal ( $R^2$  m) y  $R^2$  condicional ( $R^2$  c).

Modelo	K	$\Delta$ AICc	$w_i$	Cum. Wt	$R^2$ m	$R^2$ c
Tipo + Lugar + Lugar * Tipo	11	0	1,00	1,00	0,13	0,26
Trampas-noche + Tipo + Trampas-noche * Tipo	5	48,76	0	1,00	0,10	0,24
Luna + Lugar + Luna * Lugar	11	122,45	0	1,00	0,04	0,21
Lugar + Rotura + Atractor + Lugar * Rotura + Lugar * Atractor	26	142,89	0	1,00	0,04	0,21
Estación + Luna + Estación * Luna	9	157,35	0	1,00	0,04	0,19
Día	3	157,91	0	1,00	0,04	0,18
Atractor + Estación + Atractor * Estación	13	179,41	0	1,00	0,09	0,24
Ambiente	4	183,02	0	1,00	0,02	0,19
Modelo nulo	2	217,76	0	1,00	0	0,20

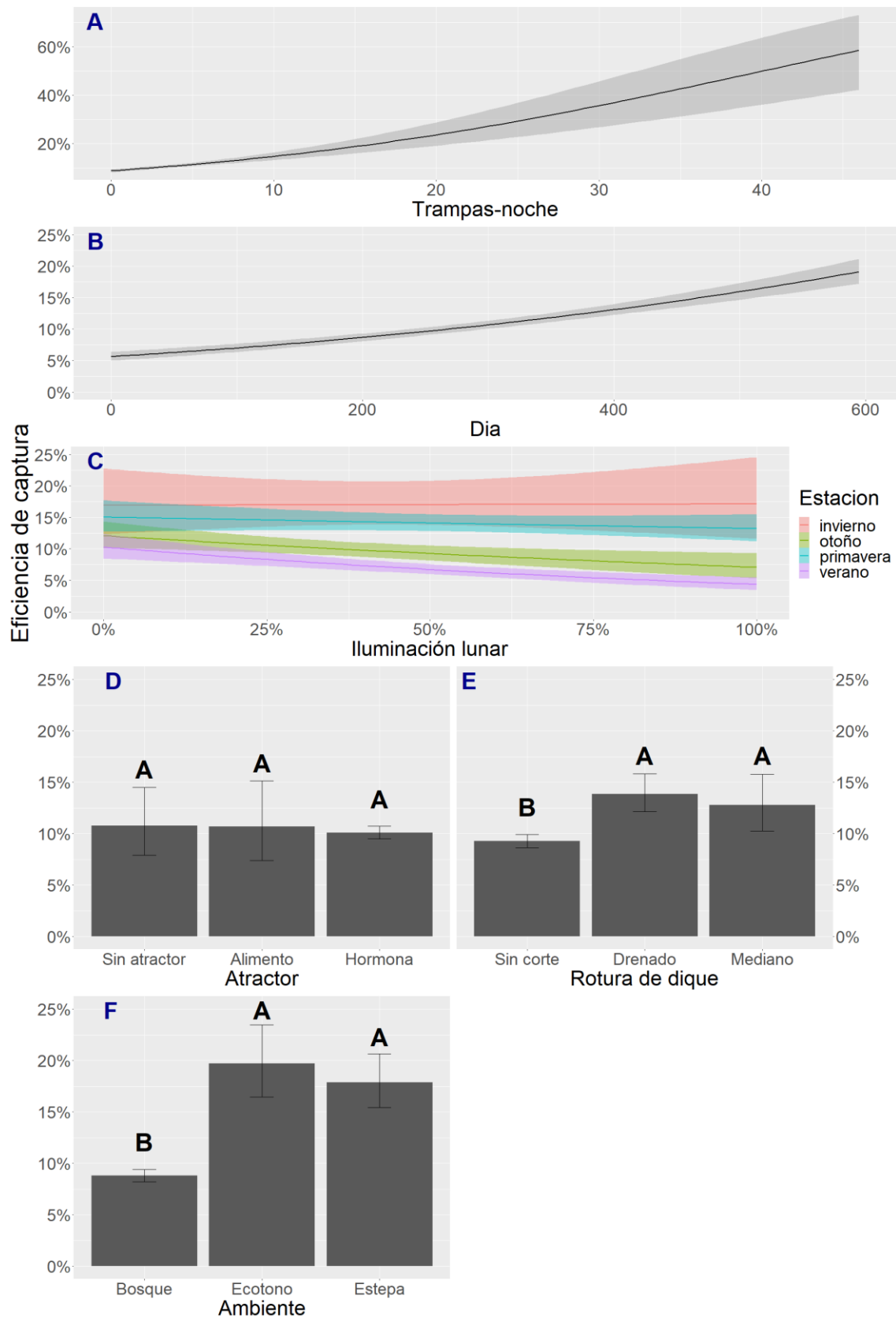
El mejor modelo incluye una interacción entre Tipo de trampa y Lugar de colocación de la misma, sin embargo, esta interacción resultó no ser significativa ( $p > 0,2$ ). Las trampas de golpe resultaron más eficientes que los lazos ( $p < 0,0001$ ; Fig. II-5A). A su vez, los diques y los toboganes frontales presentaron similares eficiencias de captura ( $p = 1$ ) y fueron los mejores lugares para colocar trampas ( $p < 0,007$  para dique o tobogán frontal respecto al resto de los lugares). Los toboganes laterales resultaron los sitios con menor eficiencia de captura ( $p < 0,0001$  para todos los lugares; Fig. II-5B).





**Figura II-5.** Evaluación del efecto individual de cada variable en la eficiencia de captura para las variables incluidas en el mejor modelo (tabla II-10). Las barras de error indican el intervalo de confianza 95%. Diferentes letras corresponden a diferencias significativas con  $p < 0,05$ . **A:** Tipo de trampa. **B:** Lugar de colocación de la trampa. Ambas variables se presentan en gráficos separados ya que la interacción no resultó significativa con  $\alpha = 0,05$ .

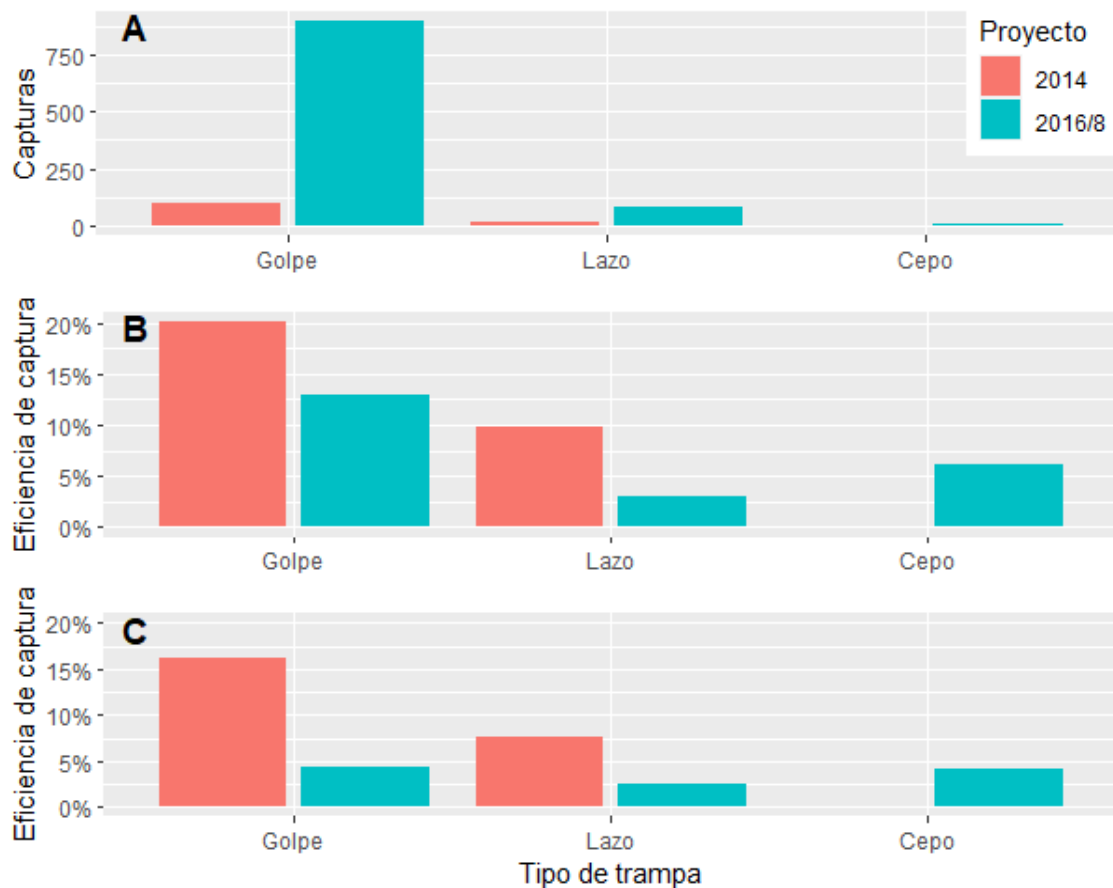
Algunas de las variables no incluidas en el mejor modelo mostraron efectos significativos sobre la eficiencia de captura. Esta eficiencia aumentó con el número de trampas-noche ( $p < 0,0001$ ; Fig. II-6A), al igual que con el aumento de la experiencia de los tramperos (medido por el día desde el comienzo de las operaciones;  $p < 0,0001$ ; Fig. II-6B). Las diferentes estaciones del año afectaron la eficiencia de captura. Primavera y otoño presentaron similares eficiencias de captura entre sí ( $p = 0,26$ ) y mayores que las otras estaciones ( $p < 0,001$  para primavera o invierno vs. otoño o verano), mientras que la menor eficiencia se dio en el verano ( $p < 0,001$  respecto a otras estaciones; Fig. II-6C). Únicamente durante el verano la eficiencia de captura aumentó en los días con menor iluminación lunar ( $p = 0,02$ ; Fig. II-6C). La rotura del dique también aumentó la eficiencia de captura tanto con un corte de drenado como con un corte mediano ( $p_{\text{drenado}} < 0,001$ ;  $p_{\text{mediano}} = 0,008$ ), sin embargo, no hallé diferencia entre ambos niveles de rotura de dique ( $p = 0,6$ ; Fig. II-6D). No encontré un efecto del atractor, sin importar el tipo usado ( $p_{\text{alimento}} = 0,7$ ;  $p_{\text{hormona}} = 0,8$ ; Fig. II-6E). Por otro lado, en los ambientes de ecotono y estepa no presentaron diferencias entre sí ( $p = 0,4$ ) y para ambos encontré mayor eficiencia de captura que en el ambiente de bosque ( $p < 0,001$ ; Fig. II-6F).



**Figura II-6.** Evaluación del efecto individual de cada variable en la eficiencia de captura, para las variables no incluidas en el mejor modelo (tabla II-10). Las variables mostradas son **A:** Trampas-noche; **B:** Día; **C:** Estación y Luna (mostradas en conjunto ya que presentan una interacción significativa); **D:** Atracción; **E:** Rotura; **F:** Ambiente. Las barras de error indican el intervalo de confianza 95%. Diferentes letras corresponden a diferencias significativas con  $p < 0,05$ .

## Discusión integrada del capítulo 2

En el presente capítulo analicé dos proyectos piloto de erradicación de castor llevados a cabo de manera independiente. Si bien las capturas en el PP 16 fueron más numerosas que en el PP 14 (figs. II-3, II-7A; tabla II-7), las eficiencias de captura fueron menores en el PP 16 respecto al PP 14, tanto considerando episodios (fig. II-7b) como trampas-noche (fig. II-7c). Por otro lado, la eficiencia para ambos proyectos fue menor al 22% informado por Lizarralde et al. (1996), y por Funes et al. (2008), entre 70-30% a medida que avanzaba la captura en cada colonia. Esto se explica al considerar que los trabajos previos no se basan en capturas orientadas a la erradicación sino a la cosecha y control. Mientras que las operaciones de erradicación tienen como objetivo la obtención del último individuo en cada colonia, incluso después de que se reduce la captura por unidad de esfuerzo, las operaciones orientadas al control u obtención de productos comerciales tienen como objetivo obtener rendimientos en número de animales. Estas operaciones mueven su esfuerzo de captura a nuevas colonias a medida que se reducen las capturas por unidad de esfuerzo alcanzando niveles de eficiencia mayores que los reportados en las operaciones de erradicación para una misma cantidad de colonias intervenidas. Por otro lado, durante el PP 16 las trampas estuvieron colocadas durante períodos más largos, como parte de una búsqueda más exhaustiva de los animales restantes, lo que condujo a una menor eficiencia de captura por trampas-noche. A pesar de su baja eficiencia, desplegar trampas por más tiempo del necesario podría ser beneficioso para la erradicación, ya que reduce el riesgo de falla (Cromarty et al., 2002).

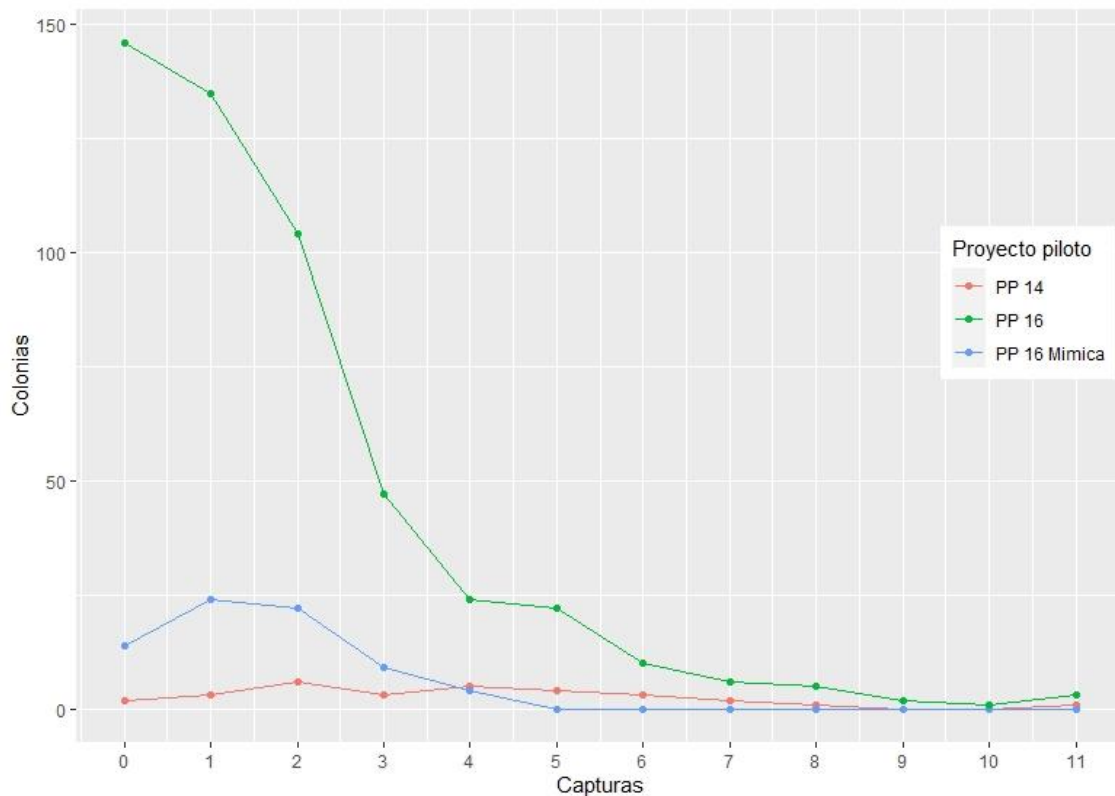


**Figura II-7.** Comparación entre los PP 14 y PP 16 sobre las capturas (A) y eficiencias de captura según episodios de trampeo (B) y trampas-noche (C), discriminando por tipo de trampa. Las diferencias en las eficiencias de captura entre proyectos para trampas de golpe y lazos son significativas ( $p < 0,0001$  en todos los casos).

Otra explicación para la menor eficiencia de captura en ambos proyectos piloto respecto a los proyectos de control, sería que parte de los animales hayan aprendido progresivamente de las herramientas utilizadas o de la actividad de captura debido a que el trampeo en cada colonia fue más prolongado en el tiempo. Esto resultaría en que comiencen a evitar las trampas, produciendo una disminución de la eficiencia de captura. Para evitar el aprendizaje por parte de la especie blanco en futuros proyectos, se debería evaluar una combinación de diferentes tipos de herramientas de captura. Por otro lado, una verificación independiente del éxito de la erradicación es fundamental para detectar a los remanentes que no sean capturados por las herramientas utilizadas. Otro factor estaría dado por la influencia tanto de la naturaleza de los tramperos (tradicionalmente entrenados para el desempeño orientado al rendimiento), como de un nivel variable de interés en el aprendizaje de la actividad por parte de los diferentes tramperos (obs. pers.).

El PP 16 tuvo una escala mayor, lo que llevó a un mayor esfuerzo de trampeo. En este proyecto se comenzaron a utilizar trampas de cepto y rifle de aire comprimido, aunque de forma muy limitada, lo que no permitió su análisis comparativo. La distribución de capturas por colonia, donde algunas colonias no presentaron capturas mientras que otras presentaron hasta 11 capturas, hace suponer que los límites entre algunas colonias en ambos proyectos piloto no fueron interpretados correctamente (fig. II-8). En consecuencia, no es posible comparar el

número de castores por colonia entre proyectos piloto ni con números referenciados en la literatura.



**Figura II-8.** Cantidad de colonias según número de capturas por colonia para ambos proyectos piloto y para el área piloto Mimica en el PP 16.

Uno de los mayores esfuerzos económicos de un proyecto de erradicación es el gasto en personal y logística para acceder a un sitio. Por eso propongo el uso de episodios de trampeo como la mejor medida de esfuerzo para las operaciones de erradicación de castores en contraposición a las trampas-noche. Para las trampas de captura viva, la eficiencia de captura es similar, ya sea tomando trampas-noche o episodios como unidad de esfuerzo, ya que obviamente estas trampas requieren visitas diarias siempre que sea posible, como se observó con los lazos durante el PP 16. A lo largo del PP 16, al espaciarse progresivamente las revisiones de las trampas de golpe, las eficiencias de captura resultaron similares a los lazos en base a las trampas-noche, pero resultaron mayores en base a los episodios de trampeo. Esto sugiere que los episodios que incluyen más trampas-noche serían más eficientes.

La diferencia en la proporción de sexos de los individuos capturados con lazos en el PP 14 fue inesperada, ya que esto no fue observado con trampas de golpe ni por otros autores (Rosell & Hovde, 2001). Sin embargo, estas diferencias podrían ser provocadas por el azar de los números pequeños debido al número de capturas registradas con esta herramienta en esa ocasión (20 individuos). Aunque la estructura de edad de las capturas reveló una gran proporción de adultos, es posible que los tramperos confundieran adultos con juveniles. Además, la proporción de crías fue sorprendentemente baja, dado que la erradicación se llevó a cabo aproximadamente 6 meses después de la temporada de nacimientos. Sin embargo, estos resultados podrían

explicarse por un comportamiento más cauteloso de las crías que las hace menos vulnerables a las herramientas de captura.

Ambos proyectos piloto cumplieron con los estándares de trampeo humanitario, ya que tanto la proporción de castores con heridas debidas al trampeo, como la captura incidental, fueron menores al 20% ('Acuerdo entre la UE, Canadá y la Federación Rusa sobre normas internacionales de captura no cruel.', 1998). Las capturas incidentales en ambos proyectos ocurrieron únicamente con trampas de golpe y la proporción respecto las capturas totales fue más elevada en el PP 16. Sin embargo, las dos capturas incidentales del PP 14 y 58 de las capturas incidentales del PP 16 correspondieron a ratas almizcleras, una EEI (Soto et al., 2008). Únicamente en el PP 16 se capturaron especies nativas, totalizando un 0,5% de las capturas totales. Sin embargo, para el futuro, la presencia de especies nativas de interés para la conservación en ambientes particulares, obligaría a usar solo trampas de captura viva. Como ejemplo pueden citarse las áreas costeras de Tierra del Fuego, hábitat del huillín (*Lontra provocax*), una especie amenazada (Gomez et al., 2010; Sepúlveda et al., 2015).

La proporción de castores lesionados en ambos proyectos fue similar, aunque fue mayor con lazos que con trampas de golpe, probablemente debido a los intentos de escape por parte de los animales capturados vivos. Aunque los lazos se utilizan con frecuencia en el manejo de castores (McNew et al., 2007; Rosell & Hovde, 2001), las operaciones futuras deberían mejorar la técnica de colocación para reducir las lesiones asociadas con el estrés de captura.

Se observó aprendizaje por parte de los tramperos entre el primer y el segundo período de siete meses del PP 16, sin observarse cambios en el tercer período. El aprendizaje se vio reflejado en la disminución tanto de las activaciones sin capturas como de la tasa de lesiones asociadas al trampeo. Las trampas colocadas de una manera adecuada no deberían producir lesiones ni activarse sin captura. Por el contrario, una trampa mal colocada puede contribuir al aprendizaje de la población objetivo exigiendo mejoras continuas de la técnica de colocación (Cromarty et al., 2002). La disminución en las activaciones sin capturas aumenta la eficiencia de captura, porque menos trampas permanecen desarmadas hasta la siguiente revisión. Por otro lado, reducir la tasa de lesiones es parte de la responsabilidad humanitaria y podría aumentar el apoyo de la sociedad, el que se necesitaría para un proyecto futuro a mayor escala. Debido a la brevedad del PP 14, no se pudo evaluar el progreso del desempeño de los tramperos.

Una vez comenzado un proyecto de erradicación a gran escala, una suspensión temporal de las operaciones puede conducir al fracaso del mismo a largo plazo, ya que la especie objetivo mantiene una tasa de reproducción y vuelve a ocupar los sitios manejados previamente, ahora vacantes. De las 30 colonias trabajadas en el PP 14, los castores volvieron a ocupar casi la mitad de estos sitios en solo tres años. Esta tasa de reocupación podría ser menor si se considera que podrían haber quedado castores remanentes en algunas colonias, ya que en el PP 14 no se realizó una verificación posterior del éxito de la erradicación.

Las principales variables que afectan la eficiencia de captura a nivel de colonia difieren entre una primera etapa de trampeo, en la que se busca disminuir rápidamente el número de individuos, y una segunda etapa en la que se busca erradicar a la colonia retirando el/los individuos remanentes. Esto sugiere la necesidad de implementar diferentes estrategias de captura en cada fase de extracción. Al inicio de la extracción (con "muchos" castores restantes), la atención de los tramperos debe centrarse en el lugar de colocación de la trampa y en el tipo de trampa, mientras que hacia el final de la extracción (con "pocos" castores restantes), el foco debe estar en el lugar de colocación. Al pasar de la condición de "muchos" a "pocos" castores restantes, el tipo de trampa pasa a tener menor importancia, lo que sugiere la posibilidad de que los castores aprendan después de la fase inicial de remoción.



Durante el PP 14 se contó con menor cantidad y calidad de datos, por lo que se consideraron una menor cantidad de variables. Analizar el PP 16 permitió evaluar una mayor cantidad de episodios analizados en conjunto, lo que a su vez permitió analizar el efecto de nuevas variables, probar interacciones entre las mismas y aumentar la potencia de la prueba. Sin embargo, al analizar el PP 16, las variables que se destacaron como las que más afectan la eficiencia de captura fueron las mismas destacadas en el PP 14. Esto refuerza la importancia de que los tramperos seleccionen correctamente el tipo de trampa y el lugar de colocación de la misma.

La eficiencia de captura fue mayor para las trampas de golpe que para los lazos. Además, la activación sin captura fue más frecuente con trampas de lazo que con trampas de golpe, lo que redujo la eficiencia de captura. Sin embargo, como mencioné anteriormente, el uso de lazos presenta ventajas, como su menor peso y la facilidad de transporte con respecto a las trampas de golpe, lo que permite el despliegue de un esfuerzo de captura mayor y espacialmente extenso (Rosell & Kvinlaug, 1998). Además, el uso de trampas de captura viva es obligatorio en áreas donde se encuentran presentes especies nativas, como el huillín, para asegurar su liberación en caso de captura. Por otro lado, el uso exclusivo de trampas de captura muerta con revisiones separadas en el tiempo permite aumentar el área cubierta con el mismo esfuerzo de episodios de trampeo, al mismo tiempo que disminuye la presencia humana y la eventual perturbación en la colonia. La mayor eficiencia para episodios con mayor número de trampas-noche apoya esta idea.

Las trampas colocadas en toboganes frontales y en frentes de dique presentaron mayor eficiencia de captura. Esto puede deberse a que una colonia presenta un pequeño número de toboganes frontales y a que en el dique las marcas de sitios por donde transita el castor son muy conspicuas, lo que guía la colocación de las trampas. Las madrigueras y los canales presentaron una eficiencia de captura intermedia. Esto puede asociarse con la identificación de los canales y salidas de madriguera por los que va a desplazarse un castor, dado que mientras más pasos posibles presente un embalse, menor será la eficiencia de captura en cada uno. Los toboganes laterales presentaron una eficiencia de captura relativamente elevada durante la primera etapa del PP 14, la cual disminuyó a menos de la mitad en la segunda etapa, observándose una eficiencia similarmente baja en el PP 16. Esto podría deberse a un comportamiento más cauteloso de los castores luego de las primeras capturas, que reducirían sus visitas a las tierras aledañas al embalse. También podría explicarse por un cambio en la técnica de colocación de trampas, que conduciría a un mayor número de colocaciones en los toboganes laterales, aumentando la eficiencia total de captura al tiempo que disminuye la eficiencia de captura individual de cada trampa.

El mejor modelo durante el PP 16, que incluyó el tipo de trampa y el lugar de colocación con su interacción, tuvo un peso relativo prácticamente del 100% (Fig. II-5). Algunas variables no incluidas en el mejor modelo presentaron una influencia significativa sobre la eficiencia de captura (Fig. II-6). Sin embargo, se debe tener en cuenta que el respaldo de estas variables es mucho menor que las variables tipo de trampa y lugar de colocación, por lo que su efecto sobre la eficiencia de captura es, comparativamente, insignificante. La estación del año y la iluminación lunar fueron las únicas variables analizadas en el mismo modelo y que presentaron una interacción significativa. Las estaciones que presentaron mayor y menor eficiencia fueron las mismas sin importar el nivel de iluminación lunar. El invierno y la primavera presentaron la mayor eficiencia de captura. Esperaba una mayor eficiencia de captura en invierno debido a la movilidad reducida de los castores típica de esta estación (Novakowski, 1967). Sin embargo, el trampeo en invierno aumenta los requisitos logísticos, lo que disminuiría la escala de extracción en comparación con otras estaciones. La elevada eficiencia de captura para la primavera no era esperada por ser una época de gran movilidad y dispersión de juveniles, pero se podría deber al desplazamiento frecuente de los castores residentes hacia los diques para la reparación de daños que se producen como consecuencia del deshielo. La interacción fue más apreciable sobre

el efecto de la iluminación lunar en la eficiencia de captura. Únicamente en el verano observé una mayor eficiencia de captura con menor iluminación lunar. Esta diferencia entre estaciones produce eficiencias de captura más similares entre todas las estaciones en las noches con menor iluminación lunar. La menor eficiencia de captura en noches más iluminadas estaría asociado a una menor movilidad, ya que el castor es una especie presa (Daly et al., 1992; Kronfeld-Schor et al., 2013). Este comportamiento difiere de lo descrito por Swinnen et al. (2015) para el castor europeo (*C. fiber*). Por otro lado, no esperaba que el efecto de la iluminación se destaque en verano en particular. Esto podría deberse a que durante el verano y la primavera el crepúsculo tiene mayor duración. El efecto de la iluminación lunar podría potenciarse con la iluminación crepuscular extendida en el tiempo, llevando a una menor actividad de los castores. En primavera se daría un efecto similar, sin embargo, durante esta estación aumenta el deshielo y el flujo de agua. Por ello en esta estación los castores deben mantener una mayor actividad para mantener en condiciones los diques y controlar el flujo de agua, sin importar el nivel de luz ambiente.

Las trampas de golpe que se mantuvieron colocadas un mayor número de noches presentaron una eficiencia de captura más elevada. Esto indica que utilizar una estrategia de captura en que se trampeen diferentes grupos de colonias vecinas entre sí en diferentes días (trampeo aglomerado) podría aumentar la eficiencia de captura general en un área piloto y disminuir el tiempo que requiere la erradicación. Este tipo de estrategia puede disminuir los costos logísticos de traslado al requerir menos visitas a las colonias por parte de los tramperos. Si bien la eficiencia de captura a nivel de colonia puede disminuir ligeramente considerando el esfuerzo medido en trampas-noche, no disminuye considerando los episodios de trampeo. Por otro lado, puede aumentar la eficiencia a nivel de cuenca, considerando los episodios de trampeo. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que si las trampas permanecen más tiempo sin revisión aumenta la probabilidad que las mismas permanezcan más tiempo desarmadas luego de una activación (tanto por una captura como una activación accidental). Además, aunque parezca obvio, si se cuenta con un número finito de trampas, las trampas colocadas en un sitio no se pueden usar en otro sitio. Por ende, debe considerarse que el número de trampas de golpe que es posible transportar es limitado por su volumen y peso. Es importante asegurar la logística para poder contar con trampas de captura muerta en cantidad suficiente para todas las colonias a trampear al mismo tiempo. En consecuencia, espaciar la revisión de las trampas en el tiempo solo sería efectivo si los tramperos pueden desplegar un esfuerzo espacial de captura considerable en varias colonias cercanas al mismo tiempo. Por último, si se utiliza este tipo de estrategia, únicamente se deben utilizar trampas de captura muerta, ya que los lazos y cepos exigen revisiones diarias por razones humanitarias.

A medida que avanzaba el proyecto piloto, mejoraba la eficiencia de captura. Es probable que esto se deba al aumento de la experiencia de los tramperos, que los llevaba a realizar mejores decisiones al desarrollar su estrategia de trampeo. La mayor parte de los tramperos que colaboraron en el PP 16 no tenían experiencia previa considerable en esta actividad. Si bien todos recibieron un entrenamiento previo al desarrollo de las tareas de campo, el mismo fue limitado en el tiempo y se desarrolló únicamente en el ambiente de bosque. Para futuras operaciones de control o erradicación es recomendable mantener y mejorar dentro de lo posible la capacitación previa y continua de los tramperos.

La rotura del dique por parte de los tramperos mejoró la eficiencia de captura, sin importar el tamaño de esta rotura y considerando tanto las trampas colocadas de forma exclusiva en cercanías de la rotura como todas las trampas colocadas al tiempo de la rotura. Es esperable que los castores se acerquen a la rotura y sean capturados por trampas colocadas en las cercanías dado que el sonido del agua fluyendo los atrae (J. D. Taylor & Singleton, 2014). El comportamiento de reparación del dique podría aumentar la actividad general ante la necesidad de buscar materiales para realizar la reparación, lo que aumentaría la eficiencia de captura en

otros sitios, como toboganes. Debido a que romper un dique requiere un esfuerzo adicional, esta estrategia debe usarse solo después de los primeros eventos de trampeo y de las primeras capturas en cada colonia, cuando se espera que la eficiencia de captura se reduzca.

No encontré efectos del atractor en la eficiencia de captura, tanto para atractores basados en esencia de hormonas como para aquellos basados en alimento, sin importar la estación del año analizada. Con los datos analizados en el presente capítulo se podría recomendar discontinuar el uso de atractores, dado el costo económico de estos y el aumento del peso que deben transportar los tramperos. Sin embargo, las observaciones con cámaras-trampa mostraron el efecto de los atractores hormonales (ver capítulo 3), por lo que la falta de efecto encontrada podría deberse al azar de los números pequeños debido al bajo uso de los atractores o a una incorrecta colocación de los mismos. En futuros trabajos recomendaría realizar un estudio sobre su efecto y sumar nuevos atractores, incluyendo algunos de fabricación local. Es probable que los atractores basados en alimento, producidos a partir de especies que forman parte de la dieta del castor en Tierra del Fuego, tengan un mayor efecto que los atractores basados en alimento importados, debido que a la población patagónica de castores tiene una dieta distinta a las poblaciones norteamericanas por la diferente disponibilidad de especies.

El ambiente de bosque presentó una eficiencia de captura menor que el ecotono y la estepa. Estos últimos ambientes presentaron además el menor esfuerzo de captura por kilómetro de cauce. En parte pudo deberse a efectos aleatorios, dado que solo hubo un área piloto en cada uno de los ambientes de ecotono y estepa. Este efecto puede observarse en el tamaño de los intervalos de confianza (Fig. II-6F), siendo mayores en ecotono y estepa, donde se registraron menor cantidad de datos. Otra posible explicación puede hallarse en las diferentes estrategias de trampeo desarrolladas por los tramperos debido a las condiciones de acceso diferenciales. Los ambientes de ecotono y estepa presentan una topografía más plana con caminos, mientras que en el bosque las pendientes son más pronunciadas (Iturraspe & Urciuolo, 2000), por lo que se requirió el acceso mediante helicópteros en algunas áreas. Por último, no es posible descartar un cambio de comportamiento de los castores en los distintos ambientes, lo cual podría evaluarse en futuros estudios.

Si bien la variabilidad explicada por los modelos (representada por el valor  $R^2$ ) fue pequeña, los análisis realizados permitieron detectar algunas de las variables que han de considerarse cuando el objetivo sea mejorar la eficiencia de captura del castor. En el mejor modelo, el valor del  $R^2$  condicional duplicó el valor del  $R^2$  marginal, lo que indica grandes diferencias en eficiencia de captura entre colonias, tanto por azar como por variables no consideradas. Los otros modelos presentaron bajos valores de  $R^2$  marginal respecto al mejor modelo, lo que indica que las variables que los conforman tienen un menor efecto en explicar la eficiencia de captura. Sin embargo, se debe considerar que estas variables (a excepción del atractor) presentaron efectos significativos sobre dicha eficiencia. Por lo tanto, dada la escala de un proyecto de erradicación, creo que es recomendable considerar tanto las variables incluidas en el mejor modelo como aquellas con efectos significativos pero no incluidas, aunque asignando distinta importancia a cada una.

El esfuerzo de captura por kilómetro de cauce fue muy variable, tanto entre los diferentes ambientes, como entre áreas piloto de un mismo ambiente e incluso dentro de cada área piloto. Esta alta variabilidad era esperable por la existencia de tramos de cauce sin colonias de castores. Aunque esta variabilidad limita las comparaciones entre áreas, es posible establecer rangos de esfuerzo necesario para futuros proyectos de erradicación. Tanto las mediciones de esfuerzo como el número promedio de capturas por kilómetro pueden proporcionar a los gestores una estimación del esfuerzo requerido, y de las capturas esperadas para cuencas bajo manejo en el futuro. Para el conjunto de áreas piloto en el ambiente de bosque (donde se distribuyeron la mayor cantidad de áreas piloto) estimé la mediana de cada medida de esfuerzo

en lugar de la media para evitar que el área piloto Indio, que presentó valores de esfuerzo y de capturas mucho mayores que las otras áreas, tuviese un efecto desproporcionado. El valor del esfuerzo obtenido del área piloto Indio puede considerarse como el esfuerzo máximo estimado por kilómetro para todo el ambiente de bosque. La erradicación de los castores demandaría una mediana de 43 trampas-noche/km, pero podría demandar 124 trampas-noche/km en áreas con alta densidad de castores. Considerando eventos de trampeo, la mediana es de nueve eventos/km, pudiendo llegar a 14 eventos/km, y considerando episodios de trampeo la mediana es 23 episodios/km, pero pueden alcanzar los 35 episodios/km (Tabla II 8). Las áreas piloto de ecotono y estepa presentaron menores requerimientos de esfuerzo de trampeo que las áreas de bosque, lo que puede asociarse con la menor cantidad de capturas por kilómetro.

Las capturas realizadas fuera de las áreas piloto a pedido de los estancieros demandaron recursos extra del proyecto piloto. Sin embargo, estas solicitudes demuestran la importancia que le dan los propietarios de las tierras al manejo del castor en ellas. Dado que las tierras privadas abarcan cerca del 50% de la superficie de Isla Grande, el papel de los propietarios privados en el manejo de los castores debe ser reevaluado, lo que marca la necesidad de una colaboración público-privada para llevar a cabo la erradicación total del castor (Anderson et al., 2017).

Durante el PP 14 se encontraron problemas técnicos, varios de los cuales fueron considerados en la planificación del PP 16. La recopilación de datos presentó algunas de las principales limitaciones en el PP 14. Por ejemplo, los dispositivos GPS utilizados tendieron a perder señal bajo una densa cubierta de árboles, así como en días muy nublados, lo que generaba registros inexactos. Por otro lado, en ocasiones los tramperos olvidaron encender el GPS o lo apagaron deliberadamente como una forma de evitar ser controlados. Entonces la reconstrucción de su actividad se basó en la planilla de registros de cada pareja de tramperos. Para mejorar este aspecto, en el PP 16 se utilizaron dispositivos GPS de mano Gamín Etrex, los cuales además permitieron que los tramperos navegaran hacia las ubicaciones de colonias detectadas con sensores remotos y marcaran la ubicación de las colonias no detectadas previamente con gran precisión. Además, el uso de tabletas con GPS permitió georreferenciar cada trampa colocada, facilitando su ubicación en el campo. En cuanto a las planillas en papel utilizadas en el PP 14, a veces los datos vertidos eran incompletos o ilegibles, y también incluían registros erróneos de actividades. Esto, junto con los problemas al tomar datos GPS, dificultó la precisión de la ubicación espacial de las trampas y de las colonias en base a los registros de actividad. En el PP 16, el uso de tabletas reforzadas para la toma digital de datos solucionó el inconveniente. Sin embargo, se logró geolocalizar a las colonias sólo en base a la información suministrada por los tramperos, por lo que la cantidad y ubicación real de algunas colonias podría diferir de la estimada en este trabajo. Por otro lado, el uso de las tabletas fue limitado en condiciones de lluvia o luego de varios días en el campo, por la duración de las baterías.

Además de aprendizajes obtenidos, ambos proyectos piloto cumplieron con el objetivo de capacitar tanto a tramperos como a gestores. La participación de personas capacitadas en proyectos futuros, tanto públicos como privados, puede reducir la curva de aprendizaje, mejorando la eficiencia y bajando los costos operativos.

Experiencias previas llevadas a cabo en el Parque Nacional Tierra del Fuego resultaron en la erradicación de castores en un área, luego de varios años de manejo enfocado originalmente al control mediante reducción poblacional (Schivani et al., 2016). Sin embargo, el PP 14 fue la primera prueba piloto de erradicación del castor canadiense en Tierra del Fuego en un tiempo y lugar acotados. Este proyecto piloto permitió probar varias metodologías, tanto en términos de recolección de datos y captura como de análisis estadístico, obteniendo conclusiones tanto cuantitativas como cualitativas.

Los proyectos piloto de erradicación de castor realizados en 2014 (PP 14) y entre 2016 y 2018 (PP 16) permitieron generar capacidades y ensayar diferentes métodos de trampeo. La información obtenida es relevante para optimizar futuras operaciones de control o erradicación. Si bien el PP 14 ya fue analizado por Schiavini et al., (2016), efectué un re análisis más completo para esta tesis, que se encuentra publicado (Jusim et al., 2020). Aunque ambos proyectos piloto son comparables ya que se utilizaron metodologías similares, las escalas espacial y temporal de intervención y los ambientes abarcados son distintos. Del mismo modo, la cantidad y calidad de la información obtenida en el PP 16 es muy superior. Mientras que en el PP 14 se contó con 30 colonias en un área piloto y se trabajó durante dos meses, en el PP 16 se intervinieron 505 colonias en siete áreas piloto durante 21 meses. Por otro lado, durante el PP 14 no se realizaron revisiones de trampas entre la colocación y el retiro, por lo tanto, los episodios y eventos de trampeo son coincidentes.

El PP 16 representó la primera erradicación a mediana escala de castores y de cualquier EEI en el país (Schiavini, com. pers.). Ambas experiencias reafirman la viabilidad técnica de una erradicación del castor canadiense en toda su distribución patagónica, siempre que se cuente con recursos económicos y apoyo político prolongado en el tiempo. Los gestores pueden extrapolar los datos que presento a otras cuencas, tanto para mejorar la metodología de captura como para estimar el costo y esfuerzo necesarios para lograr la remoción total de castores. Dado que la eficiencia de captura difirió entre ambientes, sería necesario llevar a cabo proyectos piloto adicionales que cubran otros ambientes como el ambiente de turberas, donde no fue posible llevar a cabo la erradicación en el área piloto proyectada debido a la falta de presupuesto (Schiavini, 2016), y se presentan como ambientes extensivamente usados por los castores (Grootjans et al., 2014; Henn et al., 2016). Espero que los resultados de este trabajo puedan contribuir al manejo del castor canadiense a lo largo de su distribución en la Patagonia.

### Conclusiones aplicadas al manejo del castor

El análisis conjunto de los proyectos piloto aquí reportados permitió generar diversas recomendaciones para orientar la gestión de esta especie exótica invasora, mejorando la eficiencia de captura, reduciendo el tiempo requerido para la erradicación de castores y aumentando la probabilidad de éxito en la erradicación:

- Resulta esencial el uso de tecnología digital para la navegación en campo y la toma de datos, de modo de aumentar la fiabilidad de los mismos y evitar la pérdida de información.
- El tipo de trampa y el lugar de colocación de la misma son las variables que más influyen comparativamente en la eficiencia de captura del castor.
- Utilizar principalmente trampas de golpe siempre que su transporte sea factible y el riesgo de capturar especies nativas sea muy bajo. Los lazos se pueden utilizar en sitios remotos donde su menor peso las hace ventajosas para transportar, o donde la presencia de especies nativas exige captura viva, siempre que se pueda realizar una inspección diaria de estos.
- Se debe evaluar una mayor diversidad de tipos de trampa y combinaciones de estas, a fin de reducir los eventuales aprendizajes de los castores. Por ejemplo, probar cepos a mayor escala o usar perros detectores para rastrear castores remanentes.
- Las trampas se deben colocar preferiblemente en los diques, incluidos los toboganes frontales, pero se pueden colocar en otros sitios de manera secundaria para cubrir los pasajes de los castores.

- Manejar varios grupos de colonias cercanas entre sí al mismo tiempo puede aumentar la eficiencia de captura y disminuir el tiempo de manejo requerido en el área piloto. Para ello se deben dejar las trampas colocadas y espaciar las revisiones en el tiempo. Sin embargo, es requisito utilizar únicamente trampas de captura muerta y contar con trampas suficientes para todas las colonias a manejar al mismo tiempo.
- Es recomendable romper el frente del dique y colocar una trampa en este sitio sólo después de haber realizado las primeras capturas en una colonia.
- Otras variables tuvieron un respaldo mucho menor al considerar su efecto en la eficiencia de trampeo. Sin embargo, al analizarlas de forma independiente presentaron un efecto significativo. Por lo tanto, se deben considerar el ambiente, la estación del año, el nivel de iluminación lunar, el número de trampas-noche, la rotura del dique y la experiencia de los tramperos al desarrollar una estrategia de trampeo.
- Impulsar el paradigma de los tramperos hacia objetivos de erradicación. Los tramperos disponibles suelen estar orientados a la captura con fines comerciales o recreativos, cuyo objetivo es maximizar el rendimiento (Parkes, 2006). Por el contrario, las operaciones de erradicación se centran en la obtención del último individuo, lo que puede requerir grandes esfuerzos que pueden ser desmoralizantes para el trampero. Esto requiere, entre otras cosas, equipos de tramperos altamente disciplinados para implementar operaciones altamente efectivas con el fin de reducir el "efecto Lázaro" descrito para otras iniciativas de erradicación (Morrison et al., 2007).
- El entrenamiento previo de los tramperos para lograr un objetivo de erradicación es esencial tanto para mejorar la eficiencia de captura, atendiendo aspectos de bienestar animal, como para evitar detener el trampeo en forma prematura.
- Es conveniente realizar una estimación previa del esfuerzo de captura requerido en las áreas a intervenir, a partir del esfuerzo por kilómetro de cauce estimado en este trabajo. Esto puede ayudar a hacer un uso eficiente de los recursos humanos y materiales.
- Se deben asegurar la sostenibilidad de las experiencias. En el caso particular del PP 14, el financiamiento para continuar las operaciones fue interrumpido por la decisión de un comité asesor para la asignación de fondos, el cual consideró que la primera etapa no se cumplió al aprobar el seguimiento del financiamiento para continuar las acciones en años posteriores, lo que derivó en la interrupción de la experiencia. Este tipo de obstáculos "no científicos" debe superarse para la aumentar la probabilidad de éxito en las iniciativas de erradicación, obteniendo el apoyo indispensable para la sostenibilidad de estas iniciativas (Morrison et al., 2011).



## Capítulo 3 – Verificación del éxito de la erradicación

*“La cámara fotográfica se alista para tomar fotografías, procura sorprenderlas, las acecha”*

Vilém Flusser

### Introducción

Una causa común de fracaso en la erradicación de una EEI es la dificultad para encontrar a los últimos individuos de la especie, lo que puede llevar a declarar una erradicación operativa o exitosa de manera prematura (error tipo I *sensu* Ramsey et al. 2011) e invalidar años de trabajo (Hanson et al., 2015). Por otro lado, extender el muestreo en busca de remanentes por un tiempo demasiado prolongado, cuando la especie ha sido efectivamente erradicada (error tipo II), ocupa más recursos de los necesarios, elevando considerablemente el costo. Debido a que el costo económico es una de las principales limitaciones para llevar a cabo una erradicación, se debe tratar de minimizarlo (Phillips, 2010). Para ello es necesario alcanzar un compromiso entre el esfuerzo de búsqueda a desplegar luego de que no se capturen más individuos, y el nivel de probabilidad aceptable de que queden remanentes. Ramsey et al. (2011) proponen dos tipos de reglas para detener el muestreo posterior a la erradicación: la primera regla de detención plantea un manejo del riesgo de declarar concluida la erradicación cuando la probabilidad de permanencia de la especie objetivo sea menor a un determinado valor fijado por un decisor (reducción del error tipo I). La segunda regla de detención plantea minimizar los costos ponderando el costo del esfuerzo de monitoreo para declarar la erradicación, versus el costo de declarar la erradicación en forma fallida (reducción de los errores tipo I y II).

Durante el proyecto piloto de erradicación de castores llevado a cabo en 2014 (subcapítulo 2A), no fue posible realizar una verificación de ausencia de castores luego que los tramperos declararan la erradicación nominal (cese de capturas) debido a un cese del financiamiento. Debido a esto, la erradicación nominal fue tomada como erradicación operativa (erradicación comprobada y exitosa), pese a la posibilidad que hubiesen quedado castores remanentes. Esta verificación hubiese sido primordial ya que la falta de detección de una especie no implica necesariamente su ausencia (Glen & Veltman, 2018). Dado que los castores podrían aprender a esquivar las trampas, es posible que hubieran cesado las capturas cuando aún había individuos presentes (Jusim et al., 2020; Rosell & Kvinlaug, 1998).

El segundo proyecto piloto de erradicación, llevado a cabo entre los años 2016 y 2018 (subcapítulo 2B), fue realizado a una mayor escala y contó con un financiamiento más elevado (GEF GCP/ARG/023/GFF). Dado que una parte crítica de un proyecto de erradicación es la declaración de la erradicación (García-Díaz et al., 2017), este proyecto incluyó una verificación independiente del éxito de la erradicación, que se describe y analiza en el presente capítulo. Esta verificación se realizó luego que los tramperos declararan la erradicación nominal.

Al llevar a cabo una verificación de ausencia debe considerarse que los diferentes métodos de detección tienen detección imperfecta (Ramsey et al., 2011). Luego del trampeo, es esperable que los individuos remanentes sean pocos o nulos, haciendo dificultosa su detección (Schiavini et al., 2016). Además, estos pocos individuos no detectados podrían influir en la dinámica de la invasión al reproducirse en áreas donde se pensaba que no quedaban remanentes (Cacho et al., 2006). Por lo tanto, la verificación de ausencia de remanentes en un contexto de detección a

muy bajas densidades requiere involucrar métodos probabilísticos, debido a que no es posible asegurar la ausencia con certeza absoluta (Cacho et al., 2006; Kéry, 2002; Myers et al., 2000; Phillips, 2010; Royle et al., 2005). Estos métodos, aportan transparencia al declarar a un área como libre de castores (Malmierca et al., 2011).

La búsqueda de signos y marcas no es útil para verificar la ausencia de castores debido a que el esfuerzo y metodología de búsqueda pueden ser muy variables, por lo que, en caso de no hallarlos, puede deberse a una búsqueda poco eficiente. Por el contrario, en caso de hallarlos es difícil distinguir su antigüedad. Por lo tanto, la verificación de ausencia se debe realizar mediante técnicas de observación directa como avistaje o trampeo, o indirectas como uso de cámaras-trampa. Las cámaras-trampa constituyen una herramienta simple y económica para monitorear proyectos de control de mamíferos invasores (Glen et al., 2013). Si bien son utilizadas desde hace más de un siglo, sus prestaciones han mejorado mucho, convirtiéndose en elementos clave de un proyecto de erradicación (Carey, 1926; Mazzamuto et al., 2020; Schipper, 2007). Presentan varias ventajas, entre las que destacan que no requieren conocer con exactitud las rutas de la especie objetivo ya que cubren un rango amplio; no hay interacción con los animales, por lo que no generan un aprendizaje que provoque evitación de la cámara; y tampoco son influenciadas por eventos climáticos puntuales, debido a que el período de muestreo es prolongado (Campbell et al., 2015; Glen et al., 2016). Además, permiten analizar patrones de actividad al registrar el horario de las detecciones (Ridout & Linkie, 2009). Se ha comprobado que las cámaras-trampa presentan mayor probabilidad de detección que las trampas de captura muerta y que otras herramientas de captura, en particular para mamíferos semiacuáticos, además de ofrecer mejores estimaciones de ocupación de sitios, por lo que fueron usadas para detectar individuos remanentes en diversos estudios de control de EEI (Glen et al., 2014; Hanson et al., 2015; O'Connell Jr. et al., 2006; Schiavini, 2016).

El esfuerzo de muestreo necesario para detectar posibles remanentes se puede medir como el tiempo en que una cámara-trampa permanece activa (Chávez et al., 2013). Este esfuerzo depende de la probabilidad de detección de la especie, la cual puede ser afectada por los cambios de comportamiento según las condiciones ambientales (Rovero et al., 2013). Así, un mayor tiempo de muestreo permitirá determinar con mayor certeza la ausencia de la especie, en caso de no ser detectada. Sin embargo, el alto costo de las cámaras y de las baterías para las mismas limita su uso a unas pocas colonias al mismo tiempo. Por lo tanto, minimizar el tiempo de despliegue de las cámaras en una colonia permitiría evaluar más colonias y verificar el éxito de erradicación en cada área piloto más rápidamente, minimizando los costos operativos totales. Por este motivo, es necesario evaluar el compromiso entre el esfuerzo de muestreo por colonia y la probabilidad de detectar remanentes.

Por otro lado, es común que las especies presa tengan menor actividad en las noches de mayor iluminación lunar (Daly et al., 1992). Dado que observé que la probabilidad de capturar castores es menor en noches de mayor iluminación lunar (ver subcapítulo 2B), es probable que esto se deba a una menor actividad de los castores bajo estas condiciones, lo que podría disminuir la detectabilidad y aumentar el esfuerzo de muestreo requerido.

Además, las estrategias de trampeo de castores podrían optimizarse al conocer los patrones de actividad de estos animales. Suponiendo que el número de detecciones es proporcional a la actividad de los castores en cada franja horaria, una ventaja adicional de las cámaras-trampa es el registro de horarios de detección. Conocer los horarios de mayor y menor actividad permitiría desarrollar estrategias que minimicen el disturbio producto del trampeo y maximicen la detección y captura con trampas y armas.

Motivado por esta necesidad, el objetivo general de este capítulo es evaluar el uso de cámaras-trampa como herramientas de detección de castores a bajas densidades en contexto de erradicación, para optimizar el esfuerzo de muestreo. Los objetivos específicos son:

- Analizar el éxito del proyecto piloto de erradicación llevado a cabo entre 2016 y 2018 en base a la presencia de castores remanentes.
- Estimar el esfuerzo de muestreo (en cámaras-noche) según el ambiente y la estación del año para asegurar la ausencia de castores a nivel colonia, con dos márgenes de error explícitos (5% y 1%).
- Analizar el efecto de la iluminación lunar sobre la actividad del castor, lo que afectaría su probabilidad de detección y de captura.
- Estimar los horarios y períodos del día con mayor y menor actividad de los castores, de modo de mejorar la eficiencia del trampeo.

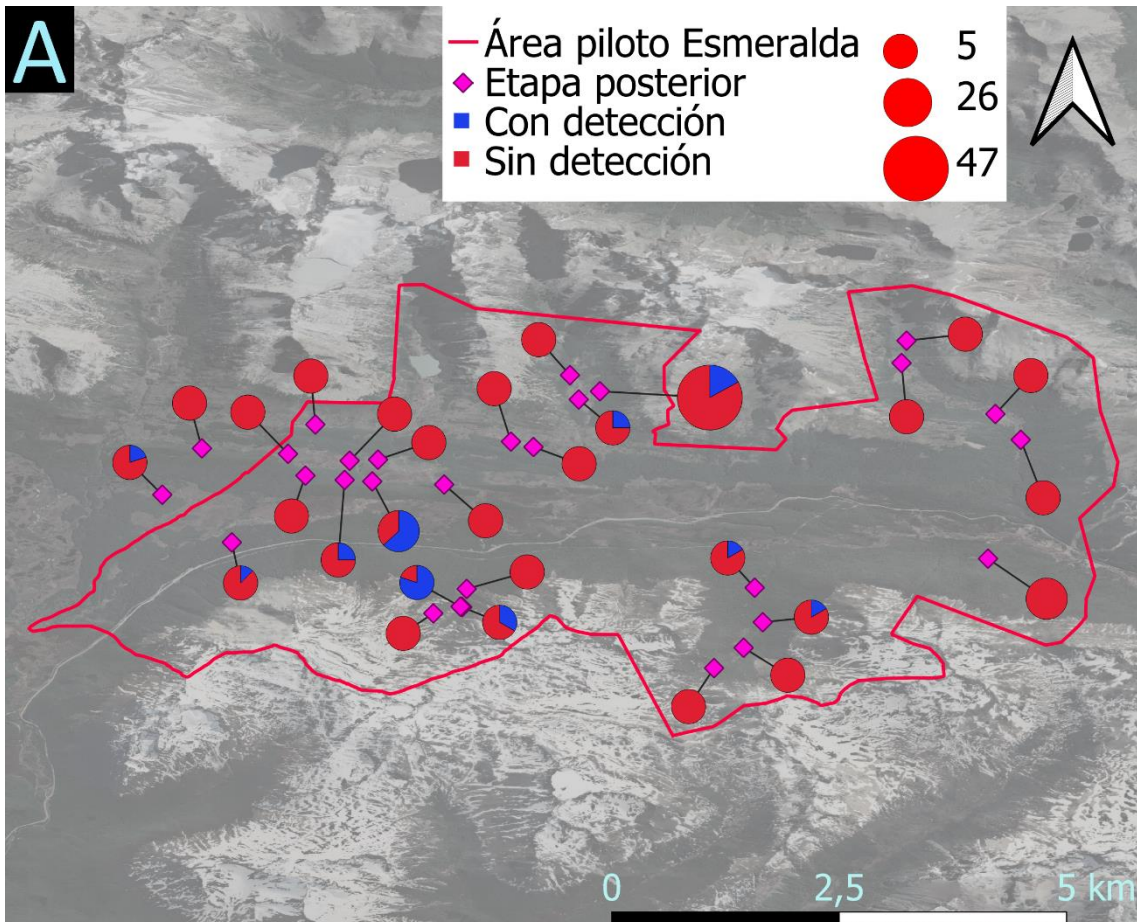
## Materiales y métodos

### Área de estudio

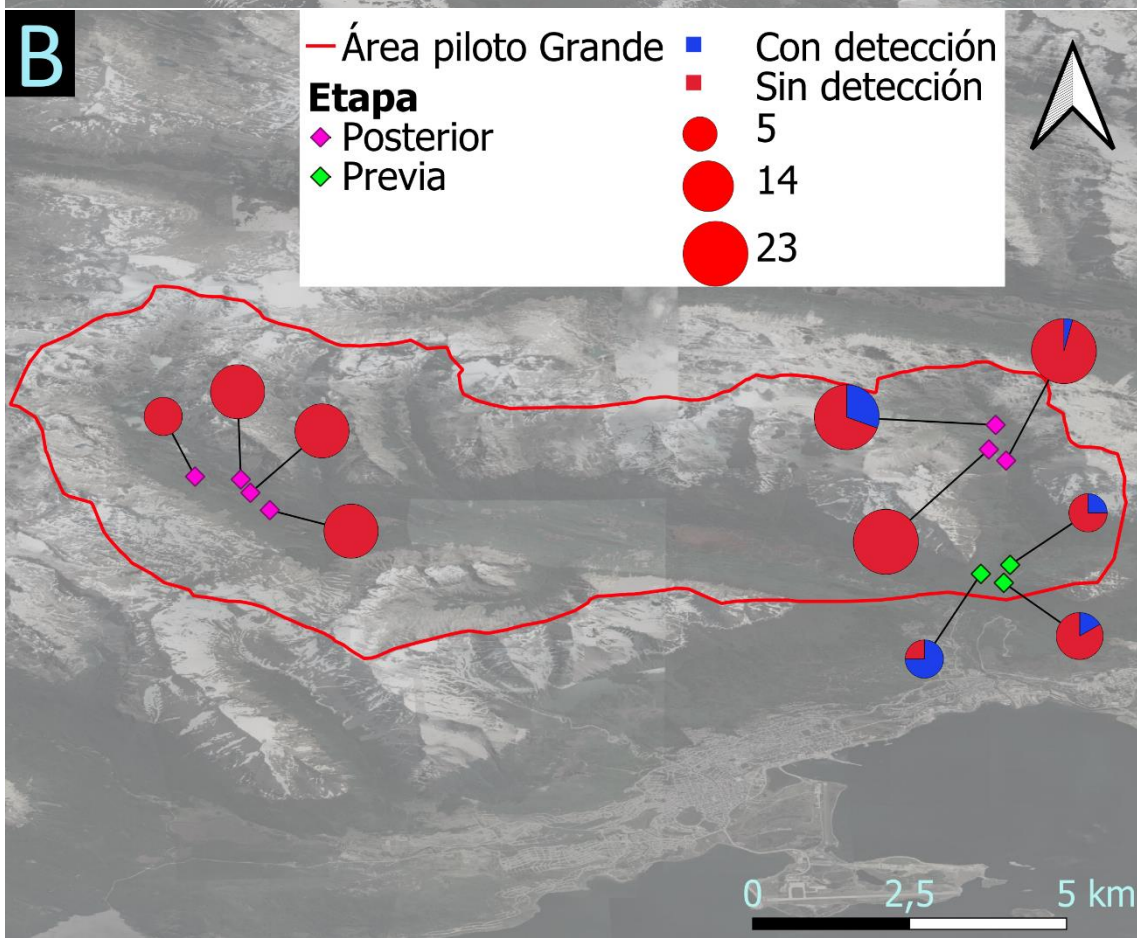
Realicé la verificación de ausencia de castores remanentes con posterioridad al trampeo en seis de las áreas piloto mencionadas en el Capítulo 1 (figura III-1 y tabla III-1). Evité realizar la verificación en el área piloto Indio debido al elevado riesgo de hurto de las cámaras por su cercanía a la ciudad de Tolhuin.

**Tabla III-1.** Áreas piloto en las que se verificó la ausencia de castores posteriormente a la declaración de erradicación nominal, junto al esfuerzo de muestreo desplegado en esta etapa. CT: colonias trampeadas. CC: Colonias con capturas. Cám: colonias con cámaras (sin contar una cámara que falló en Asturiana). Cám (%): Porcentaje de las colonias con capturas en que se colocaron cámaras.

Área piloto	Ambiente	CT	CC	Cám	Cám (%)
Esmeralda	Bosque	105	65	29	45%
Grande	Bosque	60	44	7	16%
Mimica	Bosque	73	58	21	36%
Pipo	Bosque	95	52	14	27%
Asturiana	Ecotono	45	37	8	22%
Gamma	Estepa	48	41	8	20%



1

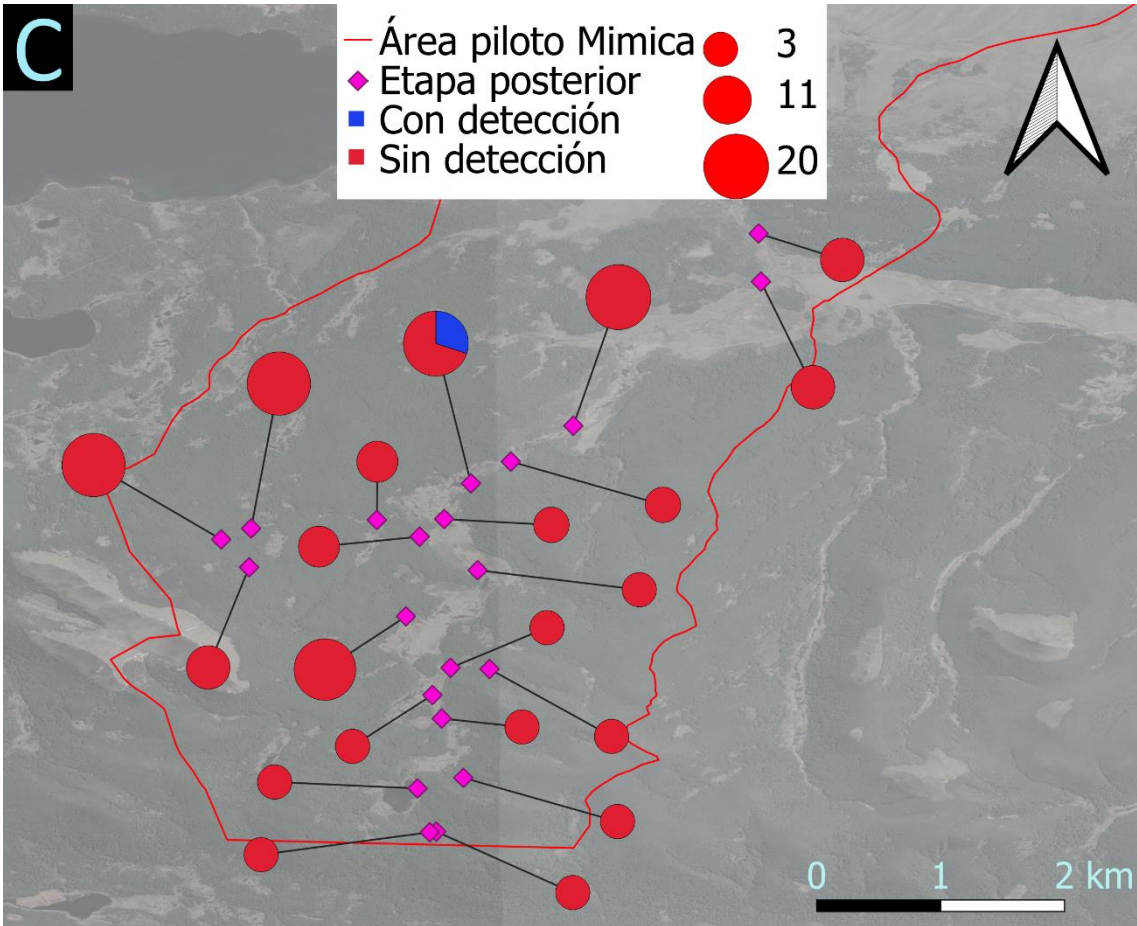


2

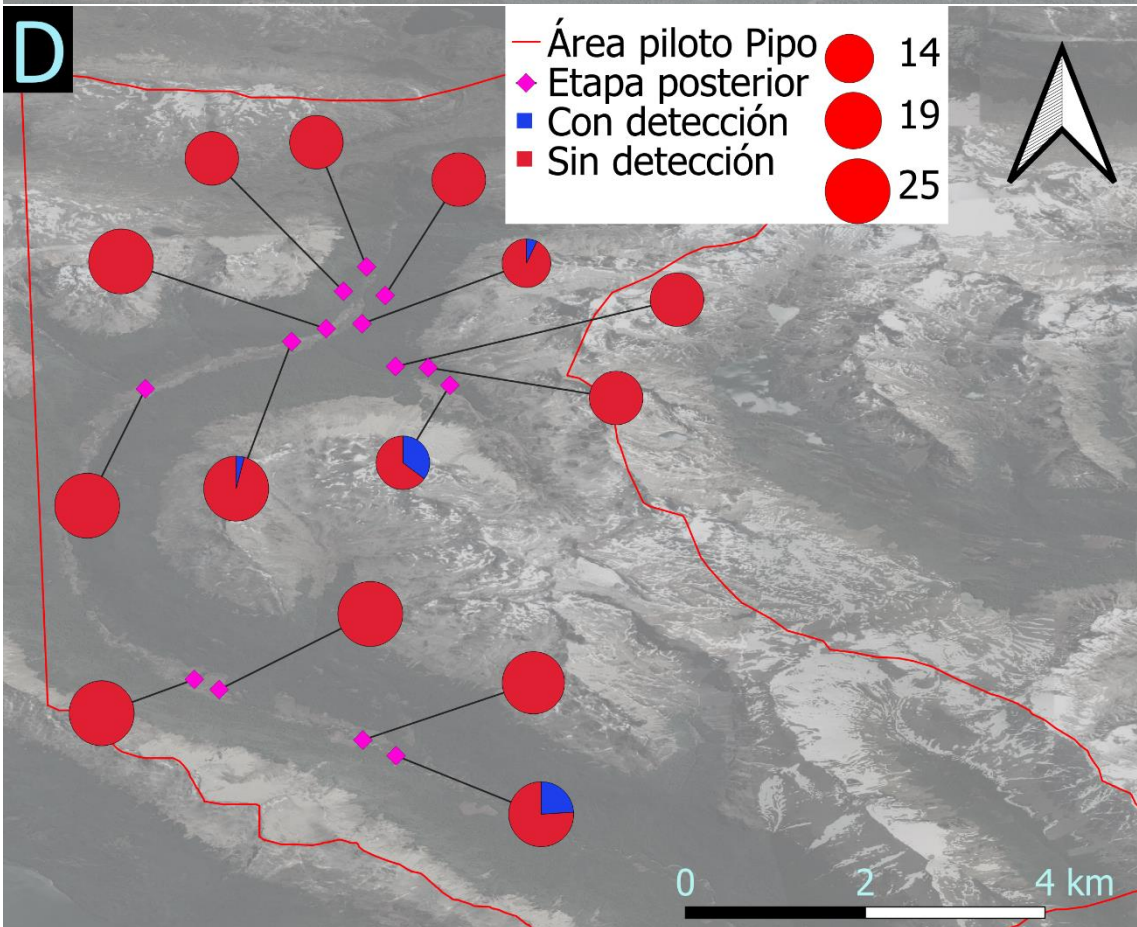
3

Figura III-1. Parte 1 de 3.





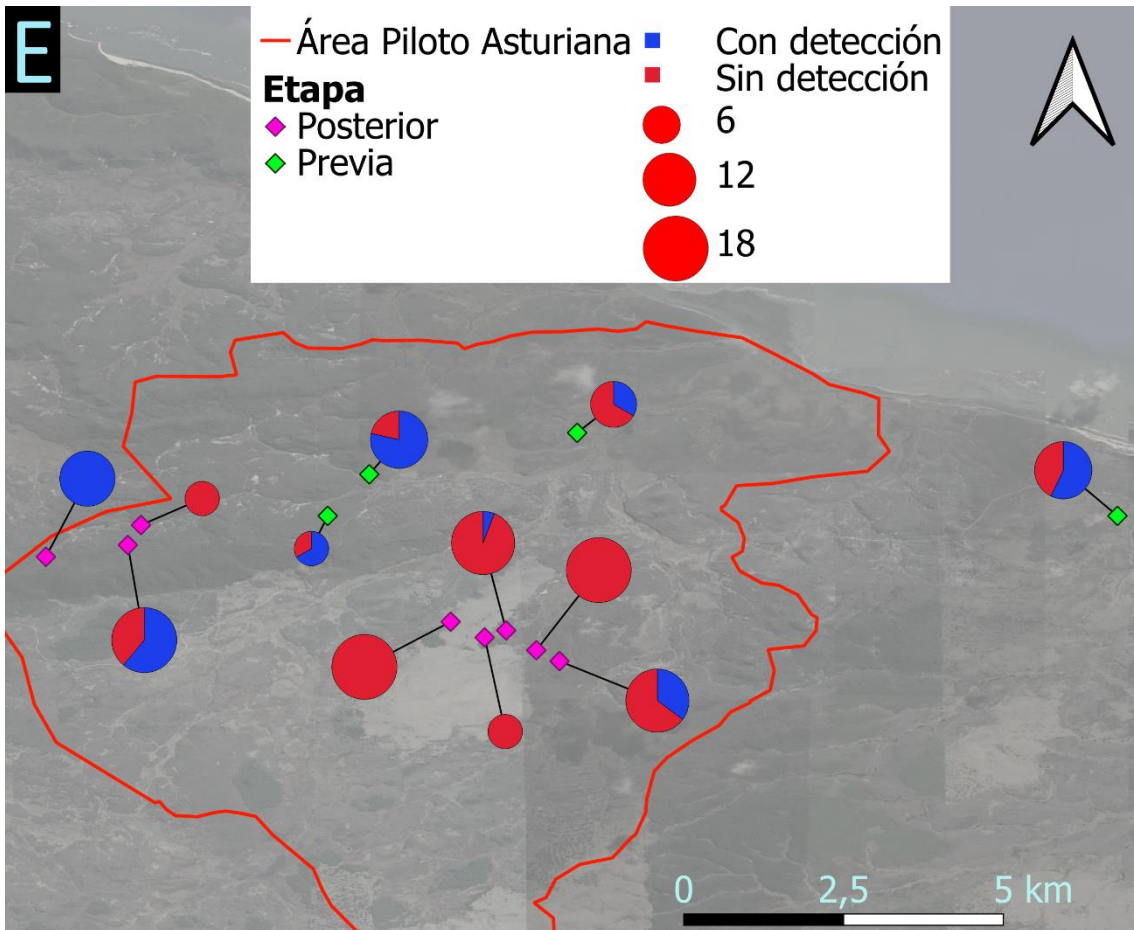
4



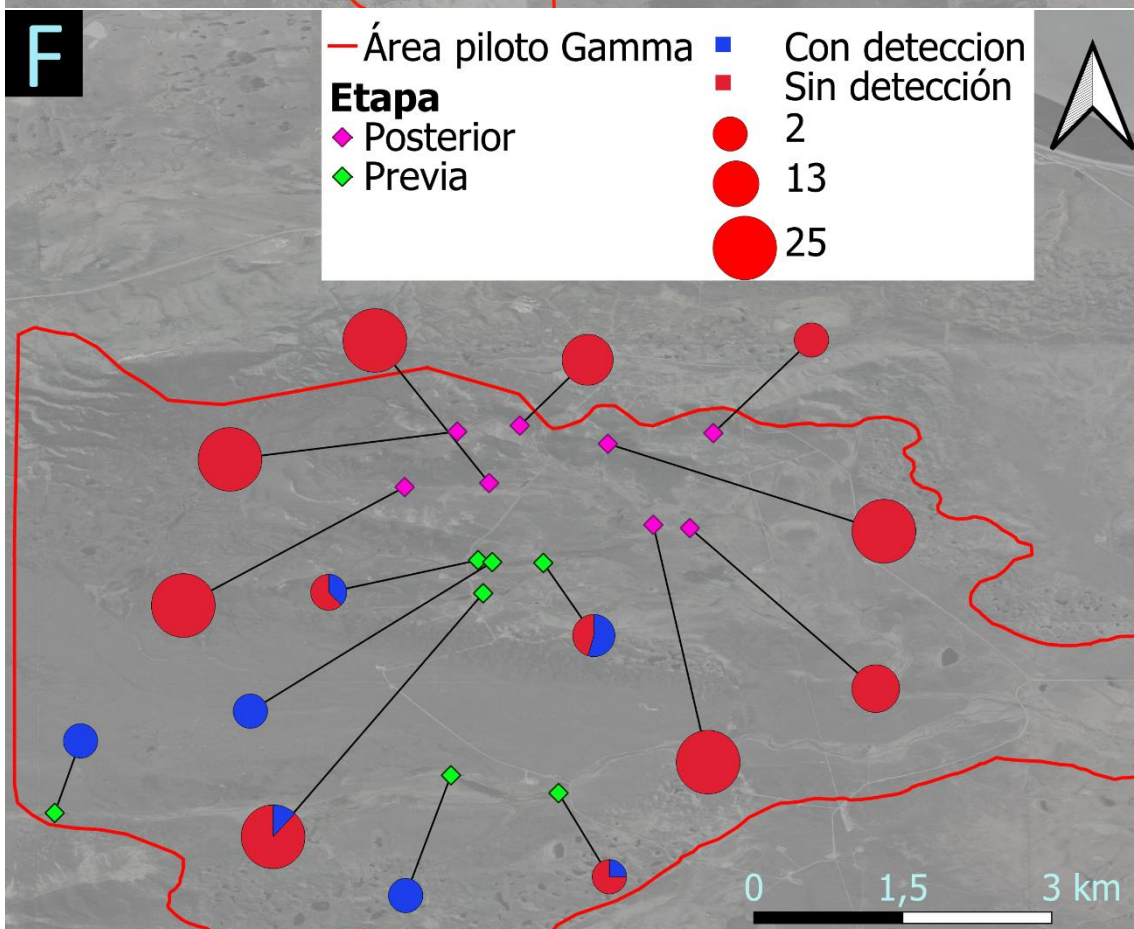
5

6

Figura III-1. Parte 2 de 3.



7



8

9

Figura III-1. Parte 3 de 3.



10 **Figura III-1.** Mapas de ubicación de las cámaras-trampa en las seis áreas piloto en que se realizó la  
11 verificación de ausencia de castores. Se muestran únicamente los sectores de las áreas piloto con cámaras,  
12 los mapas completos de cada área pueden verse en el capítulo 1 y el subcapítulo 2B. En cada mapa se  
13 indica el límite del área piloto con una línea roja. Los rombos marcan la ubicación de la cámara. Para las  
14 áreas piloto Grande, Asturiana y Gamma, el color del rombo indica si la cámara fue colocada en la etapa  
15 previa o posterior a la erradicación (ver abajo). El tamaño de cada gráfico de torta asociado es  
16 proporcional al número total de cámaras-noche, indicando la proporción de cámaras-noche con y sin  
17 detección de castores. **A:** Esmeralda. **B:** Grande. **C:** Mimica. **D:** Pipo. **E:** Asturiana. **F:** Gamma.

18

19

### 20 *Evaluación del uso de cámaras trampa*

21 Consideré como “etapa previa” a la etapa de erradicación al tiempo transcurrido antes de la  
22 colocación de trampas y la “etapa posterior” al período siguiente a la declaración de erradicación  
23 nominal. Durante la etapa previa evalué la metodología de colocación de cámaras trampa en la  
24 detección de castores. Para ello seleccioné un área piloto por ambiente, priorizando la facilidad  
25 de acceso y la representación de los tres ambientes en que se desarrolló el proyecto piloto, por  
26 lo que la estación del año estuvo supeditada al cronograma de erradicación. Elegí las áreas piloto  
27 Grande (verano), Asturiana (invierno-primavera) y Gamma (otoño). Recorrí cada área a pie o  
28 camioneta aproximadamente un mes antes del comienzo del trampeo, colocando cámaras-  
29 trampa en colonias seleccionadas en el momento. Seleccioné colonias que presentaban  
30 abundantes signos de actividad muy recientes (barro fresco o ramas con hojas verdes en diques  
31 o madrigueras o marcas de olor con olor intenso). En total coloqué cinco cámaras en Grande y  
32 en Asturiana, y siete en Gamma. Las cámaras permanecieron colocadas entre cinco y 41 noches,  
33 dependiendo de las posibilidades logísticas de revisita a cada colonia. En todos los casos fueron  
34 retiradas antes del comienzo del trampeo.

35 Utilicé cámaras Bushnell Trophy Cam Agressor (Fig. III-2), las cuales han sido utilizadas  
36 previamente en detección del castor europeo (*Castor fiber*, Swinnen, Hughes, and Leirs 2015).  
37 Las mismas disparan mediante un sensor infrarrojo pasivo (PIR), el cual detecta calor en  
38 movimiento, por lo que tienen un gran desempeño en lugares de clima frío (Rovero et al., 2013).  
39 Estas cámaras utilizan un flash de tipo led infrarrojo, evitando ser detectadas e interferir en el  
40 comportamiento de los individuos (Schipper, 2007). El tiempo de activación, desde la detección  
41 hasta el disparo, es de 0,2 segundos, lo que representa una mejora respecto a los parámetros  
42 recomendados por Glen et al. (2013) para pequeños mamíferos.

43



44

45 **Figura III-2.** Cámara-trampa Bushnell Trophy Cam Agressor, utilizada en el presente estudio.

46

47 La configuración de todas las cámaras trampa fue homogénea, a excepción de la sensibilidad.  
48 Para aumentar la probabilidad de detección, configuré las cámaras colocadas hasta a dos metros  
49 del embalse con sensibilidad media y las cámaras colocadas a mayor distancia con sensibilidad  
50 alta; sin embargo, las tres opciones de sensibilidad permiten una activación de la cámara por  
51 castores, dado el tamaño y la velocidad de estos (Swinnen et al., 2015). Las cámaras  
52 permanecieron activas las 24 hs, tomando una foto y un video de 15s en cada disparo, con una  
53 latencia de 30 segundos entre disparos. Si bien el uso de video reduce la memoria, este puede  
54 permitir una mejor identificación nocturna, a la vez que puede utilizarse para futuros análisis  
55 comportamentales. Fijé la resolución en 8 MP para fotografías y 720p para videos.

56 Para maximizar la probabilidad de detección las cámaras, las mismas deben apuntar hacia la ruta  
57 más probable de la especie blanco (McCain & Childs, 2008). Por ello coloqué las cámaras  
58 apuntando a la salida de la madriguera o a un sector del dique oportunamente roto para que  
59 fluya el agua, ya que ese sonido atrae a los castores (J. D. Taylor & Singleton, 2014). Con el fin  
60 de estandarizar las posiciones de las cámaras, las coloqué a igual altura e inclinación en todos  
61 los sitios siempre que fue posible. Instalé las mismas en árboles, con excepción del área piloto  
62 Gamma, donde las fijé a palos de madera colocados ad hoc. Coloqué las cámaras a un metro de  
63 altura e inclinadas hacia el suelo evitando cortar la vegetación, ya que tres de las áreas piloto se  
64 encontraban total o parcialmente dentro de áreas protegidas (Grande, Mimica y Pipo). Respecto  
65 al embalse, las coloqué a no más de 4 m del agua. Las orienté entre sudeste y sudoeste, de forma  
66 de evitar exceso de luz solar al amanecer y atardecer, lo que podría generar activaciones  
67 espurias (Glen et al., 2014). Para confirmar que la cámara estuviese activa, una persona caminó  
68 por delante de esta después de la colocación y antes del retiro.

69 El uso de atractor, además de atraerlos, hace que los castores se detengan frente a la cámara,  
70 mejorando la calidad de la fotografía (Glen et al., 2016). Utilicé como atractor una esencia  
71 artificial comercial importada de Canadá. Esta fue fabricada a partir de castóreo, una secreción  
72 glandular del castor y es conocida como crema de hormona (Rosell & Kvinlaug, 1998). Coloqué  
73 el atractor a menos de un metro del agua y en medio de la zona de detección de la cámara,  
74 sobre un sustrato de ramas enterradas y hojas de plantas, siguiendo a Thorn et al. (2009).

75

### 76 *Colocación de las cámaras*

77 Durante la etapa posterior, entre una y dos semanas después de la declaración de erradicación  
78 nominal por parte de los tramperos, comencé la verificación de ausencia de castores. La  
79 metodología de colocación y configuración de cámaras utilizada fue la misma descrita para la  
80 etapa previa. Coloqué las cámaras en distintos sectores de cada área piloto a medida que iban  
81 cesando los trabajos de trampeo, con el fin de evitar demoras en las que pudiese producirse un  
82 repoblamiento y generar un falso positivo. Con el mismo fin, evité el uso de cámaras-trampa  
83 durante septiembre y octubre ya que la dispersión de los castores se produce en la primavera  
84 temprana (Sun et al., 2000).

85 Debido a que sólo contaba con 30 cámaras-trampa, definí criterios de selección de las colonias  
86 a verificar en cada área piloto. La selección de colonias fue independiente de la realizada en la  
87 etapa previa debido a las posibilidades logísticas de acceso a diferentes sectores de cada área  
88 piloto. Consideré únicamente las colonias con remoción previa, para asegurar que fueron  
89 colonias recientemente activas. De estas, descarté las ubicadas en las laderas a gran altura  
90 respecto al valle y las que se encontraban muy aisladas, por las dificultades de acceso. Recorrí  
91 las colonias restantes a pie realizando una inspección ocular preliminar de las mismas. Descarté  
92 las colonias en que pude observar que el acceso a la madriguera se encontraba por sobre la línea  
93 del agua, lo que indica ausencia de castores, ya que la falta de agua en la entrada lleva al  
94 abandono de la colonia (Smith & Peterson, 1991). En el resto de las colonias, busqué signos de  
95 presencia con apariencia reciente, como árboles o ramas cortados, astillas en el suelo producto  
96 del corte, hojas verdes en el dique o la madriguera, comederos y marcas de olor realizadas con  
97 tierra y secreciones glandulares de castor (Fryxell, 2001; Skewes et al., 1999). Recorrí las colonias  
98 de las áreas piloto Grande y Asturiana a pie, por lo que no me fue posible transportar más de  
99 cinco cámaras al mismo tiempo, lo que me llevó a suspender los recorridos una vez instaladas  
100 todas las cámaras disponibles. Coloqué una cámara-trampa en cada sitio con, al menos, un signo  
101 reciente o de antigüedad dudosa de presencia de castor. Para asegurar la independencia de las  
102 capturas, establecí una distancia mínima para las cámaras colocadas sobre el mismo curso de  
103 agua de, al menos, 500 m entre sí, independientemente del estado de ocupación del cauce o,  
104 de al menos 300 m, cuando existían tramos de cauce sin ocupación evidente ni marcas de  
105 castores por medio. Esta distancia supera a la distancia de 50 metros de cauce no embalsado  
106 establecida por Johnson-Bice et al. (2022). Consideré a cada colonia como una unidad muestral.

107 En total realicé 88 colocaciones de cámaras, abarcando entre el 16% y el 45% de las colonias con  
108 capturas en cada área piloto (tabla III-1). Dejé las cámaras entre 10 y 25 días en cada colonia,  
109 considerando que es un período suficientemente breve para suponer que la población es  
110 cerrada durante el muestreo. En los casos en que la cámara falló por problemas técnicos, porque  
111 la tarjeta de memoria se llenó o porque las baterías se agotaron, consideré a la fecha de la última  
112 fotografía como la de finalización del estudio en esa colonia, siguiendo a Swinnen et al. (2015).

113

### 114 *Análisis*

115 La revisión de fotos y videos fue realizada únicamente por mí sin uso de un software específico,  
116 consultando con expertos en el caso de fotografías y videos de dudosa identificación. Dividí el  
117 tiempo en que cada cámara estuvo activa en períodos de 24 hs (cámaras-noche), abarcando  
118 entre las 12 hs p.m. de un día y las 12 hs p.m. del día siguiente, ya que los castores presentan  
119 principalmente actividad crepuscular y nocturna (Nolte & Paulson, 2008). Registré el estado de  
120 detección de castores (con o sin detección) para cada cámara a lo largo de cada cámara-noche.  
121 Almacené y clasifiqué las fotos de otras especies para futuros análisis.

122 La probabilidad de detección disminuye al remover individuos (Schiavini et al., 2016). Para ver  
123 el efecto de la remoción en la probabilidad de detección, comparé la proporción de noches con  
124 detecciones entre las etapas previa y posterior a la erradicación mediante la prueba de  
125 diferencia de proporciones del software InfoStat (Di Rienzo et al., 2020), la cual está basada en  
126 el test exacto de Fisher (Balzarini et al., 2008). Realicé dos comparaciones: por un lado comparé  
127 todas las colonias con cámaras en la etapa previa con todas las colonias con cámaras en la etapa  
128 posterior; por otro lado comparé las colonias de la etapa previa únicamente con aquellas de la  
129 etapa posterior en que se detectaron remanentes. Además, estimé el éxito de la erradicación  
130 calculando la proporción de las colonias con remanentes (con al menos una detección) respecto  
131 a las colonias totales con capturas en cada área piloto.

132 Estimé el mínimo número de noches que una cámara-trampa debe permanecer activa en cada  
133 colonia para asegurar la ausencia de castores con un margen de error explícito. Utilicé  
134 únicamente los registros de la etapa posterior a la remoción ya que el interés está basado en  
135 asegurarse de que no quede ningún castor, de modo tal de que la probabilidad de que quede un  
136 castor remanente sea mínima y conocida. Realicé esta estimación siguiendo la regla de  
137 detección I (probabilidad de persistencia menor a cierto valor), con probabilidades  $\alpha_1 = 0,01$  y  
138  $\alpha_2 = 0,05$  de no detectar a un castor dado que está presente (Ramsey et al., 2011). No apliqué la  
139 regla de detención II (balance entre el costo de un monitoreo extendido en el tiempo y el costo  
140 de fallar en la erradicación) ya que no contaba con datos económicos.

141 Para ello analicé la probabilidad de captura mediante un modelo de ocupación para una especie  
142 y una estación, siguiendo a Kery y Schaub (2012). Al realizar el modelo a partir de datos de  
143 cámaras-trampa, el área de detección de cada cámara representa a cada "sitio" del modelo  
144 (Neilson et al., 2018). Realicé el modelo bajo un enfoque bayesiano, el mismo enfoque usado  
145 por otros autores en contextos de erradicación (Ramsey et al., 2011; Regan et al., 2006; Russell  
146 et al., 2017). Consideré al tipo de ambiente como efecto aleatorio debido tanto a la diferencia  
147 en el número de cámaras-trampa utilizadas por ambiente como a características ambientales  
148 que podrían afectar tanto la ocupación como la detección. Además utilicé la estación del año  
149 como covariable de detección debido a que la variabilidad estacional en el comportamiento de  
150 los castores puede afectar la probabilidad de detección (Gallant et al., 2016; Houston et al., 1995;  
151 Russell et al., 2017). El modelo utilizado para estimar la detección fue:

$$152 \quad \text{logit } p_{a,i} = \beta_0_a + \beta_1 * Est_{a,i}$$

153 Donde  $p$  es la probabilidad de detección,  $\beta_0$  representa el efecto aleatorio de cada ambiente,  
154  $Est$  es la estación del año,  $a$  es el ambiente e  $i$  es cada cámara.

155 En el ecotono y en la estepa desarrollé los análisis para una única estación del año debido a que  
156 solo conté con un área piloto para cada uno de esos ambientes, limitando los resultados a estas  
157 estaciones. Realicé los análisis con el software R, versión 4.1.2 (R Core Team, 2020) mediante el  
158 paquete jagsUI (Kellner, 2019), el cual utiliza Cadenas de Markov de Monte Carlo (MCMC) para  
159 encontrar la distribución posterior de los parámetros de interés. Para generar el modelo corrí  
160 tres cadenas con una longitud de 50.000 iteraciones cada una, descartando las primeras 5.000  
161 (*burn-in*), con una tasa de estrechamiento de 10 (*thinning*). Usé priori no informativos en todos  
162 los parámetros. El código del modelo se adjunta en el anexo II. Evalué la convergencia de las  
163 cadenas mediante el diagnóstico de Gelman y Rubin (Gelman & Rubin, 1992). A partir de la  
164 probabilidad de detección estimada ( $p$ ) calculé el número de cámaras-noches mínimos ( $N_{min}$ )  
165 para los valores indicados de  $\alpha$  (Kéry, 2002; Pellet & Schmidt, 2005) según:

$$166 \quad N_{min} = \frac{\log(\alpha)}{\log(1 - p)} \quad (1)$$

167 Además grafiqué el número de cámaras-noche según el valor de  $\alpha$  mediante un diagrama de  
168 cajas (boxplot) de número de noches vs probabilidad de detección. De este gráfico se puede  
169 apreciar el número mínimo de cámaras-noche necesario para detectar castores para otros  
170 valores de  $\alpha$ .

171 El modelo de ocupación utilizado me permitió, además, estimar la probabilidad de ocupación  
172 para cada uno de los ambientes en los que hubo detecciones, manteniendo el ambiente como  
173 efecto aleatorio. Los errores de las estimaciones están representados por intervalos de  
174 credibilidad 95% (CRI 95%).

175 Un bajo nivel de iluminación lunar aumenta la probabilidad de captura de los castores (ver  
176 Capítulo 2B), lo que podría deberse a que la menor luminosidad permite una mayor actividad  
177 en animales presa, como los castores (Daly et al., 1992; Kronfeld-Schor et al., 2013). Estudié este  
178 efecto de forma separada para las etapas previa y posterior, suponiendo una correlación entre  
179 la proporción de cámaras-noche con detecciones y la actividad de los castores. Para ello estimé  
180 la iluminación lunar durante cada cámara-noche a las 2 a.m. mediante un calendario lunar.  
181 Realicé una regresión logística binomial para cada etapa mediante el software R versión 4.1.2 (R  
182 Core Team, 2020). Consideré como única variable independiente a la iluminación lunar y como  
183 variable dependiente a la detección o no en cada cámara-noche

184 Determinar los horarios de mayor actividad de los castores contribuye a orientar el esfuerzo de  
185 trampeo y captura de forma más eficiente. Registré el horario de cada detección, tanto en la  
186 etapa previa como en la posterior, y lo clasifiqué basado en tres períodos: noche, crepúsculo  
187 (sin discriminar crepúsculo matutino y vespertino) o día, basado en un calendario solar. Dado  
188 que noche, crepúsculos y día difieren en su duración, estandaricé las detecciones dividiéndolas  
189 por la proporción de la duración de cada período a lo largo de cada jornada de 24 horas. Luego  
190 calculé la proporción de detecciones para cada período. No realicé la clasificación por franjas  
191 horarias dado que el horario y la duración de los tres períodos cambian según la estación. Sin  
192 embargo, grafiqué las detecciones según horario, discriminando por estación, de modo de  
193 visualizar horarios de mayor y menor actividad.

194

195

## 196 Resultados

197 Durante la etapa previa a la erradicación, todas las cámaras detectaron castores al menos en  
198 una cámara-noche, obteniendo 746 registros de castores. También se obtuvieron 1924 registros  
199 de otras especies, incluyendo guanacos (*Lama guanicoe*), visones (*Neovison vison*), ratas  
200 almizcleras (*Ondatra zibethicus*), ganado ovino (*Ovis orientalis aries*) y vacuno (*Bos taurus*), y  
201 varias especies de aves (*Neognathae*). Varios videos muestran castores dirigiéndose hacia los  
202 atractores hormonales, lo que muestra la efectividad de los mismos. Del total de cámaras, se  
203 perdieron tres (dos por hurto en el área piloto Grande y una por falla en el área piloto Asturiana).  
204 Durante ésta etapa, en el área piloto Grande las cámaras funcionaron entre 8 y 12 días, con 36%  
205 de las noches detectando castores; en Asturiana funcionaron entre 3 y 14 días, con 60% de las  
206 noches detectando castores; y en el área piloto Gamma entre 1 y 24 días (algunas cámaras  
207 tuvieron problemas con las baterías), donde detectaron castores 41% de las noches. La primera  
208 detección de castores con cada cámara en cada área piloto, fue registrada luego de entre una y  
209 seis cámaras-noches en Grande, entre una y cinco cámaras-noches en Asturiana, y entre una y  
210 nueve cámaras-noches en Gamma.

211 La proporción de detecciones con respecto al total de cámaras-noches fue mayor durante la  
 212 etapa previa que durante la etapa posterior (45,2% y 9,4%, respectivamente;  $p < 0,0001$ ), aun  
 213 considerando para la etapa posterior únicamente las colonias con detecciones (29,2%,  
 214  $p < 0,0001$ ).

215 Durante la etapa posterior a la erradicación se detectaron castores en hasta un 50% de las  
 216 colonias con cámaras de cada área piloto, excepto en Gamma donde no hubo detecciones (tabla  
 217 III-2). En total, se obtuvieron 799 registros de castores (Fig. III-3A-B), además de 2956 registros  
 218 de otras especies (Fig. 3C-D), incluyendo guanacos, visones, ratas almizcleras, ganado ovino y  
 219 vacuno, perros (*Canis familiaris*), zorros (*Lycalopex spp.*), roedores pequeños (*Rodentia*) y varias  
 220 especies de aves. Las cámaras-trampa funcionaron adecuadamente, con la excepción de una  
 221 cámara que falló durante la primera noche y algunas pocas que agotaron las baterías en pocas  
 222 noches. Por otro lado, en tres cámaras en el área piloto Esmeralda se detectaron siete grupos  
 223 de personas que notaron la presencia de las cámaras.

224

225 **Tabla III-2.** Detección de castores por área piloto durante la etapa posterior. Cám con detección: número  
 226 de cámaras-trampa que detectaron castores al menos en una cámara-noche. Noches con detección:  
 227 número de cámaras-noches totales en que se detectaron castores. % cám detección: porcentaje de  
 228 cámaras que presentaron detección de castores. % noches detección: porcentaje de cámaras-noches que  
 229 presentaron detecciones de castores. % Colonias con remanentes: Porcentaje *naive* de colonias con  
 230 remanentes, ya que no se considera la detección imperfecta.

Área piloto	Rango noches activas	Cámaras-noche	Cám con detección	Noches con detección	% cám detección	% noches detección	% Colonias con remanentes
Esmeralda	3-24	239	10	28	34%	12%	15,3%
Grande	8-23	125	2	8	29%	6%	4,6%
Mimica	2-20	175	1	5	5%	5%	1,8%
Pipo	14-25	487	4	14	29%	3%	7,8%
Asturiana	2-18	108	4	32	50%	29%	8,9%
Gamma	4-26	162	0	0	0%	0%	0%

231

232





233

234 **Figura III-3.** Fotografías de fauna obtenidas con cámaras-trampa. **A:** castor canadiense transportando  
 235 tierra al dique. **B:** ver dos castores en una foto es la única forma de asegurar la presencia de dos  
 236 remanentes **C:** rata almizclera, especie exótica invasora. **D:** Cría de cauquén común. **E:** Zorro (especie no  
 237 identificada).

238

239 La probabilidad de detección fue mayor en el ambiente de ecotono que en el ambiente de  
 240 bosque, donde varió según la estación del año (tabla III-3). El número mínimo de noches que es  
 241 necesario dejar una cámara varió entre 5 y 20 noches con un  $\alpha=0,05$  y entre 7 y 31 noches con  
 242 un  $\alpha=0,01$  (tabla III-3). Los números de cámaras-noches estimados gráficamente coinciden con  
 243 la estimación según la ecuación (1) (figura III-4). La probabilidad de ocupación media fue de 0,35  
 244 (CRI 95% 0,21-0,48) para el bosque y 0,48 (CRI 95% 0,23-0,77) para el ecotono. No estimé  
 245 probabilidad de detección ni probabilidad de ocupación para el área piloto Gamma debido a que  
 246 no hubo detecciones de castores.

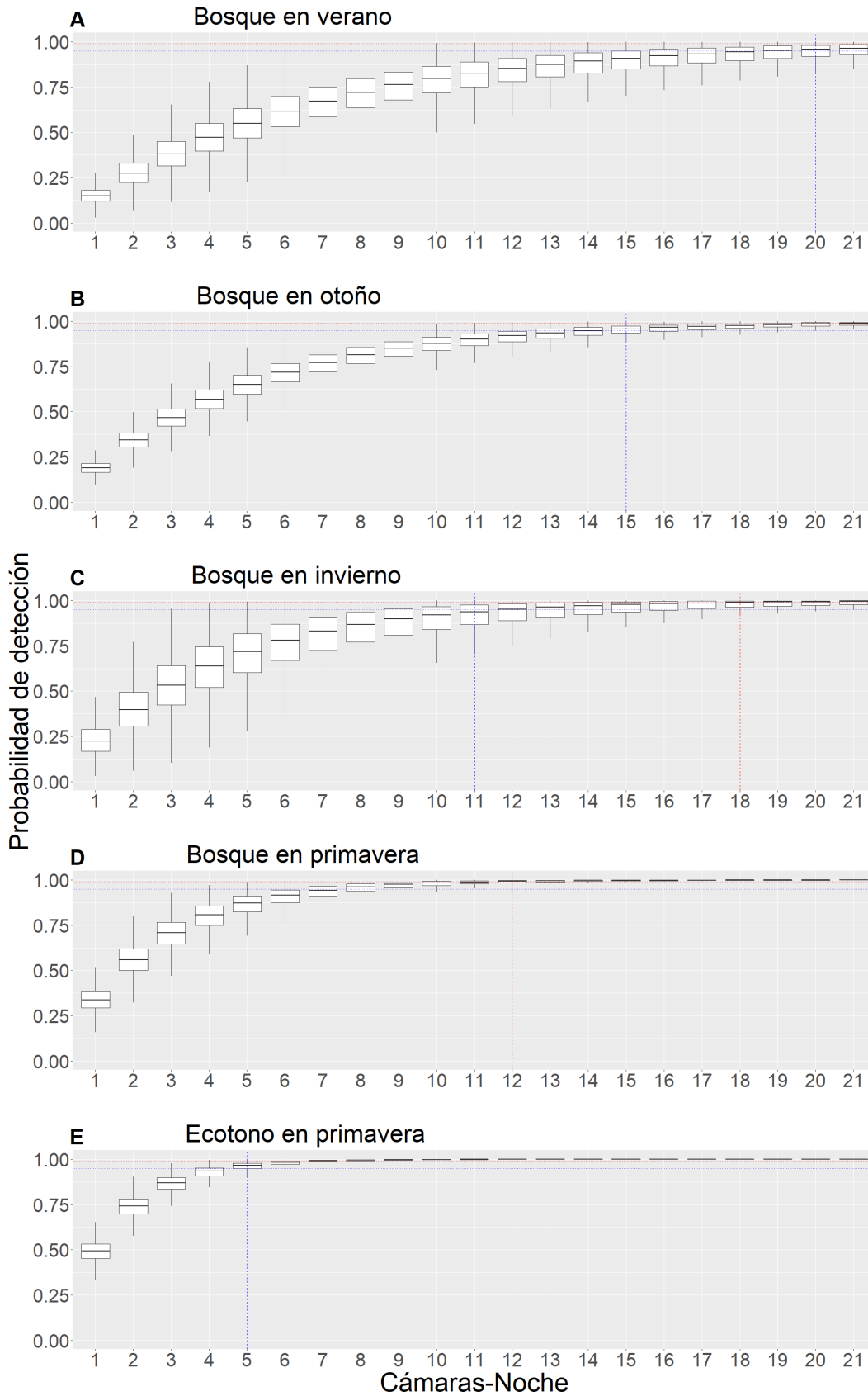
247

248 **Tabla III-3.** Probabilidad de detección estimada y número mínimo de cámaras-noche cámara (CNM) para  
 249 que la probabilidad de no detectar un castor dado que está presente sea de 0,05 y de 0,01,  
 250 respectivamente. Entre paréntesis se indican los intervalos de credibilidad 95% (CRI 95%). Los valores  
 251 están desagregados por ambiente y estación.

Ambiente	Estación	Probabilidad de detección	CNM $p = 0,05$	CNM $p = 0,01$
Bosque	Verano	0,15 (0,07-0,24)	20 (9-34)	31 (13-53)
Bosque	Otoño	0,19 (0,12-0,26)	15 (9-21)	23 (14-33)
Bosque	Invierno	0,23 (0,07-0,4)	14 (4-28)	21 (6-43)
Bosque	Primavera	0,34 (0,21-0,47)	8 (4-12)	12 (6-17)
Ecotono	Primavera	0,49 (0,38-0,61)	5 (3-6)	7 (5-9)

252





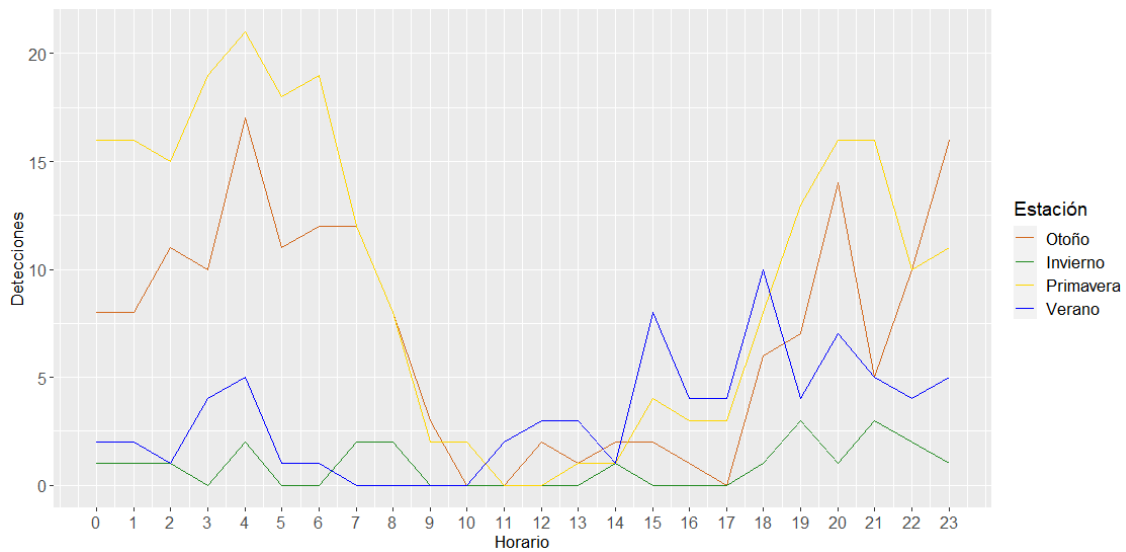
255 **Figura III-4.** Probabilidad de detección según esfuerzo de muestreo (medido en cámaras-noche) con  
 256 CRI95%. Las líneas punteadas horizontales marcan un valor  $\alpha=0,01$  (roja) y  $\alpha=0,05$  (azul). Las líneas  
 257 segmentadas verticales indican el número de cámaras-noche necesarias para que la probabilidad de no  
 258 detectar castores si es que están presentes sea al valor  $\alpha$  correspondiente al color. Figuras **A-D**  
 259 corresponden a ambiente de bosque y figura **E** al ambiente de ecotono.

260

261 La iluminación lunar no tendría un efecto significativo sobre la probabilidad de detección de los  
262 castores en la etapa previa ( $p=0,7$ ). En cambio, durante la etapa posterior la probabilidad de  
263 detección fue mayor a menor iluminación lunar ( $p=0,001$ ).

264 Las detecciones durante la noche y el crepúsculo, relativizadas a la cantidad de horas de noche  
265 y crepúsculo por 24 hs, representaron el 43% y 42% de las observaciones totales  
266 respectivamente, con solo un 15% las observaciones realizadas durante el día. En particular, se  
267 observa para todas las estaciones un mínimo de detecciones entre las 9 hs y las 14 hs, con un  
268 máximo principal cerca de las 4 hs y un máximo secundario entre las 20 hs y las 23 hs (Fig. III-  
269 5).

270



271

272 **Figura III-5.** Detecciones por horario discriminadas por estación del año.

273

274

## 275 **Discusión**

276 Detecté castores remanentes en cinco de las áreas piloto estudiadas (83%), exceptuando el área  
277 piloto Gamma, en la estepa. La proporción de colonias con remanentes osciló entre 1,8%  
278 (Mimica) y 15,3% (Esmeralda). El área piloto Asturiana (ecotono) presentó una proporción de  
279 remanentes similar a la media del ambiente de bosque. Esto demuestra la necesidad de realizar  
280 una segunda etapa de manejo de colonias en todas las áreas piloto. Sin embargo, durante esta  
281 segunda etapa sería necesario un menor esfuerzo de trampeo.

282 En el área piloto Esmeralda encontré castores remanentes en más del 15% de las colonias  
283 intervenidas. Sin embargo, este valor puede ser mayor si se considera que no revisé las colonias  
284 más aisladas y que la detección es imperfecta. Esta falla en la erradicación pudo deberse a que  
285 Esmeralda fue la primera área piloto en que se realizó la erradicación, por lo cual la mayor parte  
286 de los tramperos contratados aun no contaban con experiencia previa. Las otras áreas piloto en  
287 el mismo tipo de ambiente presentaron proporciones menores de colonias con remanentes, lo  
288 que apoya esta idea. La experiencia previa de los tramperos es fundamental para evitar que  
289 queden castores remanentes en las colonias. En futuras erradicaciones es indispensable mejorar  
290 el entrenamiento y la práctica previa de los tramperos, así como el esfuerzo de trampeo y

291 búsqueda de remanentes, ya que una población de solo 20 individuos podría repoblar el área  
292 completa, como sucedió con la introducción original del castor en Tierra del Fuego (Pietrek &  
293 Fasola, 2014).

294 Durante la etapa posterior a la erradicación, una mayor iluminación lunar disminuyó la  
295 probabilidad de detección de castores. Esto podría deberse a que la mayor iluminación lunar  
296 aumenta el riesgo de depredación, lo que lleva a minimizar la permanencia en tierra (Cabré et  
297 al., 2020; Daly et al., 1992). Sin embargo, esto no fue observado durante la etapa previa a la  
298 erradicación, lo que podría deberse al azar de los números pequeños, ya que el número de  
299 cámaras-noche en esta etapa fue reducido. Otra posible explicación sería que el  
300 comportamiento de evitación de depredadores podría aparecer luego del trampeo, ya que el  
301 castor no tiene prácticamente otro depredador en Tierra del Fuego aparte del ser humano. Por  
302 lo tanto, únicamente se pudo observar este comportamiento en un contexto de erradicación.  
303 En un trabajo sobre castor europeo (*C. fiber*), se encontró que los castores aumentan su  
304 actividad con mayor iluminación lunar en zonas libres de depredadores (Swinnen, Hughes, and  
305 Leirs 2015). En futuros estudios se podría evaluar el efecto del trampeo sobre el  
306 comportamiento de evitación del castor y si el número de cámaras-noche necesario para  
307 asegurar la ausencia de castores con cierto margen de error puede ser reducido en noches con  
308 menor iluminación lunar, dada la mayor probabilidad de detección en estas condiciones.

309 Las detecciones se concentraron durante el crepúsculo y la noche, coincidiendo con el  
310 comportamiento descrito para su hábitat original (Green, 2021; Hay, 1958; Nix et al., 2018).  
311 Durante el día se encontró un piso de actividad, cuyo comienzo varió entre las 7 hs y las 10 hs y  
312 su finalización entre las 10 hs y las 17 hs, según la estación (Fig. III-5). Al coincidir con el  
313 comportamiento conocido, es probable que este patrón de actividad sea común para los  
314 castores en Patagonia, sin embargo, mi resultado solo es válido en un contexto de erradicación.  
315 En Norteamérica se encontró que la actividad de los castores correlaciona negativamente con  
316 la actividad humana en la zona (Nix et al., 2018). Sin embargo, en Tierra del Fuego realicé  
317 observaciones diurnas en colonias vecinas a senderos turísticos durante diferentes estaciones  
318 del año, lo que podría indicar un menor comportamiento anti depredatorio en la población  
319 patagónica. Si los tramperos realizan el trampeo y recorrida de las colonias preferentemente  
320 durante este piso de actividad, disminuirían el disturbio en los sitios donde colocan las trampas,  
321 lo que evitaría que los castores eviten las trampas y podría llevar a obtener capturas con menor  
322 esfuerzo en trampas-noche. Por otro lado, los horarios de mayor actividad, tanto matutina como  
323 vespertina, serían mejores para la captura de remanentes con rifle, ya que esta herramienta  
324 requiere observación directa.

325 El número mínimo de noches que es necesario que una cámara-trampa permanezca activa en  
326 una colonia para asegurar la ausencia de castores con un margen de error conocido varió según  
327 ambientes y estaciones del año (tabla III-3). Con un margen de error de 5%, estimé un mínimo  
328 de entre cinco noches en el ecotono (primavera), hasta 19 noches en bosque (verano), siendo  
329 estos valores mayores si se reduce el margen de error.

330 Al menos durante la primavera, en el ecotono se requiere un menor esfuerzo de muestreo que  
331 en el bosque. Esto podría deberse tanto a un comportamiento diferencial de los castores como  
332 a la menor densidad arbórea, lo que limita los obstáculos de las cámaras, ampliando su área de  
333 detección. Por otro lado, mientras que en primavera no es necesario un gran esfuerzo de  
334 muestreo, si lo es en otoño y verano. Esperaba una mayor probabilidad de detección en  
335 primavera y en otoño, ya que la primavera es una época de gran actividad de los castores que  
336 buscan comida fresca y reparar los daños del deshielo y el otoño es la estación de armado del  
337 comedero (Mott et al., 2011; Панов, 2003). Sin embargo, la relativamente elevada probabilidad

338 de detección estimada para el invierno fue inesperada, cuando se supone que la actividad de los  
339 castores se reduce y es poco probable que abandonen sus madrigueras, excepto en inviernos  
340 particularmente suaves (Busher, 1996). Esto podría explicarse si, durante el muestreo, las  
341 temperaturas medias fueron elevadas, derritiendo la superficie de hielo sobre el embalse, lo que  
342 permitiría a los castores salir a buscar alimentos frescos.

343 Los ambientes y las estaciones del año que demanden mayor esfuerzo de muestreo presentarían  
344 mayores costos de verificación debido a la necesidad de contar con mayor cantidad de cámaras-  
345 trampa. En todas las cámaras utilicé un solo tipo de atractor comercial, el cual mostró su  
346 efectividad para atraer castores. Dado que utilicé atractores comerciales, es esperable que el  
347 esfuerzo mínimo necesario varíe con el uso de otros atractores o aun aumente en ausencia de  
348 atractores. Espero que los números mínimos de cámaras-noche estimados sean de aplicación  
349 en la verificación llevada a cabo en una futura erradicación piloto a gran escala de los castores  
350 en la Patagonia. Sin embargo, en futuros trabajos debería evaluarse el uso de atractores de  
351 producción local, buscando tanto poder asegurar la provisión de atractores a menores costos  
352 como disminuir el tiempo que deben dejarse colocadas las cámaras-trampa en cada colonia.

353 Los resultados acerca de la probabilidad de detección son aplicables únicamente para el área de  
354 bosque en cualquier estación y para el ecotono en primavera. Durante la etapa previa a la  
355 erradicación la proporción de detecciones fue mayor en el ecotono, seguida por la estepa y luego  
356 el bosque. En la etapa posterior, y a igual estación del año, la proporción de detecciones en el  
357 ecotono se mantuvo por sobre esta proporción en el bosque. Por lo tanto, es probable que la  
358 probabilidad de detección en general sea mayor en el ecotono, seguido por la estepa y luego el  
359 bosque. Son necesarios más estudios para permitir una extrapolación a la totalidad del sector  
360 argentino de la Isla Grande, incluyendo el ambiente de turbales al este. Considerando que la  
361 proporción de noches con detección fue inferior en la etapa posterior a la remoción, aun al  
362 incluir únicamente las colonias con remanentes, los futuros ensayos de verificación que se  
363 realicen deben hacerse posteriormente a la remoción para que los valores de probabilidad de  
364 detección estimados sean válidos en un contexto de erradicación. En un futuro, se deben realizar  
365 pruebas piloto de erradicación y posterior verificación no solo en sectores de ecotono y estepa  
366 sino también en ambientes de turbal, ya que este es un ambiente utilizado por castores poco  
367 estudiado (Grootjans et al., 2014).

368 La probabilidad de ocupación estimada (0,35 en el bosque y 0,48 en el ecotono) fue elevada,  
369 considerando que se estimó luego de un manejo con fines de erradicación. Sin embargo, dado  
370 que la probabilidad de detección estimada fue, en general, menor a 0,3, la probabilidad de  
371 ocupación puede estar sesgada (MacKenzie et al., 2002).

372 Por otro lado, no se debe perder de vista que ninguna técnica de detección es capaz de detectar  
373 a todos los individuos (Morrison et al., 2007). En futuros trabajos es necesario considerar una  
374 combinación de cámaras-trampa con otros métodos de detección, como el uso de perros  
375 detectores (Glen et al., 2016; Glen & Veltman, 2018), ADN ambiental (Hauger et al., 2020;  
376 Schmidt et al., 2013), drones o cámaras infrarrojas térmicas (Januszewicz et al., 2018). La  
377 combinación de distintas técnicas de detección podría, además, aumentar la probabilidad de  
378 detección, lo que mejoraría las estimaciones de la probabilidad de ocupación.

379 Si bien durante el proyecto piloto de 2014 ya se había realizado una prueba piloto previa de  
380 erradicación de castores en un área y tiempo acotados (ver subcapítulo 2A), esta es la primera  
381 vez que se hace una verificación independiente de la ausencia de castores en las colonias  
382 manejadas. En este estudio, demostré tanto la utilidad de las cámaras-trampa para evaluar la  
383 presencia de castores remanentes en una colonia luego de finalizados los esfuerzos de trampeo  
384 como la importancia de considerar la detección imperfecta al evaluar el esfuerzo de muestreo

385 necesario. Además, se destacan los efectos del ambiente y de la estación del año en la  
386 probabilidad de detección y, por lo tanto, en el esfuerzo de muestreo. Si bien no pude verificar  
387 el número exacto de castores remanentes por colonia, al no poder distinguir individuos, el  
388 hecho de conocer que existe al menos un castor remanente en una colonia es suficiente para  
389 justificar un reinicio del trampeo en esa colonia. Aunque el número de colonias en donde se  
390 colocaron cámaras-trampa varió entre áreas piloto y ambientes, considero que los datos  
391 obtenidos son representativos de las áreas estudiadas, en particular del ambiente de bosque.

392

### 393 Conclusiones aplicadas al manejo del castor

- 394 • Las cámaras-trampa son una herramienta útil para detectar castores remanentes luego  
395 de la remoción de individuos a nivel de colonia, al menos en los ambientes de bosque y  
396 ecotono. Sin embargo, solo excepcionalmente permiten determinar si hay más de un  
397 castor remanente.
- 398 • El esfuerzo necesario para detectar remanentes varía en función del ambiente y de la  
399 estación del año (tabla III-3).
- 400 • Se deben realizar nuevas pruebas piloto, con posterioridad a una remoción, en los  
401 ambientes de ecotono, estepa y turbales. Además se debería evaluar el uso de cámaras  
402 con atractores de origen local en conjunto con otros métodos de detección.
- 403 • Se debe mejorar el entrenamiento previo de los tramperos, así como el esfuerzo de  
404 búsqueda de castores remanentes.
- 405 • El trampeo y la búsqueda de castores remanentes se debe adaptar, dentro de lo posible,  
406 a la dinámica horaria de actividad de los castores.

## Capítulo 4 – Discusión general

407  
408

### 409 Del proyecto de erradicación del castor canadiense y esta tesis

410 Desde la década de 1990 se han realizado diversos estudios sobre el castor canadiense (*Castor*  
411 *canadensis*) en Sudamérica (Anderson & Valenzuela, 2014; Hansen & Lizarralde, 1991 y estudios  
412 allí citados). Gracias a ellos, se ha podido avanzar en el diseño e implementación de medidas  
413 para mitigar e internar eliminar el impacto del castor canadiense en Tierra del Fuego. Luego que  
414 se decidiera la erradicación del castor y se dictaminara acerca de su factibilidad, se realizaron  
415 dos pruebas piloto de erradicación. Los objetivos de éstas fueron demostrar la viabilidad,  
416 mejorar capacidades, tanto de captura como de gestión, e identificar y subsanar dificultades  
417 (Malmierca et al., 2011; Parkes et al., 2008). Estas pruebas piloto, cuya metodología, resultados  
418 y análisis componen la presente tesis, van a permitir desde una mejor selección y uso de las  
419 herramientas disponibles, hasta una estimación del esfuerzo necesario para la erradicación y  
420 para la verificación de ausencia de castores remanentes en futuras operaciones de manejo.

421 La detección de animales a bajas densidades es muy compleja, por lo que decidir cuándo  
422 declarar una erradicación como exitosa es uno de los principales desafíos de los gestores  
423 (Bomford & O'Brien, 1995; Morrison et al., 2007). La probabilidad de detección no puede ser  
424 ignorada, ya que ningún método de detección tiene sensibilidad perfecta (Furlan et al., 2019).  
425 Por ello, establecer la ocupación o no de una colonia es función tanto de la presencia como de  
426 la detectabilidad dada la presencia (Jiménez García-Herrera, 2017). La detección imperfecta  
427 afecta tanto a las cámaras-trampa como a cualquier otra herramienta de detección, incluyendo  
428 las herramientas de captura. Algunos autores consideran que si, mediante manejo, se lleva a  
429 una especie invasora a una densidad poblacional suficientemente baja, ésta será afectada por  
430 el *efecto Allee* y se extinguirá sin necesidad de remover la totalidad de la población (Liebhold &  
431 Bascompte, 2003; Suckling et al., 2012; Tobin et al., 2011). Sin embargo, lo sucedido en Tierra  
432 del Fuego demostró que solo 20 castores fueron suficientes para desarrollar una invasión exitosa  
433 (Pietrek & Fasola, 2014), por lo que no remover a la totalidad de la población implicaría un  
434 elevado riesgo de fracaso.

435 Además de la remoción, el monitoreo posterior debe ser exhaustivo, ya que si la erradicación se  
436 declara demasiado pronto (error tipo I, *sensu* Ramsey et al., 2011), es posible que la especie que  
437 se creía extinta resurja, lo que se conoce como “efecto Lázaro”, y podría conducir al fracaso de  
438 la erradicación (Campbell & Donlan, 2005; Flessa & Jablonski, 1983; Morrison et al., 2007). En el  
439 otro extremo, continuar la búsqueda de remanentes luego que la población objetivo está extinta  
440 (error tipo II, *sensu* Ramsey et al., 2011) aumenta los costos de la operación, lo que es  
441 especialmente negativo cuando los recursos aplicados a la conservación son limitados (Morrison  
442 et al., 2007).

443 El “efecto Lázaro” puede deberse a deficiencias en varios aspectos relacionados con la  
444 erradicación, como la planificación, la intensidad de la operación o las dificultades en la  
445 detección de los últimos individuos. Morrison et al. (2007) propusieron varios atributos para  
446 reducir el “efecto Lázaro” en las operaciones de erradicación. Identificaron tres amenazas que  
447 deben reducirse para asegurar una probabilidad en el éxito de la erradicación: selección o  
448 aprendizaje (es decir, parte de la población no es vulnerable a las herramientas o aprende a  
449 evitarlas); recolonización por nacimientos o inmigración; e incertidumbre asociada a la  
450 detección confiable de sobrevivientes o su ausencia para permitir que la erradicación se declare  
451 con confianza. Con este fin, Morrison et al. (2007) destacan que las iniciativas de erradicación  
452 deben ser sistemáticas, estratégicas, expertas, disciplinadas, medidas y analizadas. En primer

453 lugar, la presente tesis busca aportar a evitar el aprendizaje de la población objetivo, tanto  
454 sugiriendo mejores estrategias de trapeo, lo que aumenta la probabilidad de captura al primer  
455 encuentro con la trampa, como fomentando la disminución del disturbio por parte de los  
456 tramperos. En segundo lugar, esta tesis deja explícita y permite reducir la incertidumbre  
457 asociada a la detección, lo que permite a los gestores calcular los esfuerzos de muestreo  
458 necesarios en cada colonia según la incertidumbre que consideren aceptable.

459

460

#### 461 De las herramientas y la organización de un proyecto de erradicación del castor

462 La organización de un programa de erradicación es un proceso complejo, particularmente en  
463 una isla de gran tamaño como la Isla Grande de Tierra del Fuego, donde la accidentada  
464 topografía y la escasez de caminos dificultan la accesibilidad. Se debe considerar disponer de  
465 variados medios de transporte para permitir el acceso del personal al campo. Además del uso  
466 de camionetas para acceder por rutas y caminos principales, es recomendable contar con  
467 camionetas todo terreno para los caminos en la zona de estepa, cuatriciclos para el uso fuera de  
468 camino en estepa y ecotono, y helicópteros para el acceso a sitios alejados de caminos,  
469 particularmente en el bosque.

470 Los castores se organizan en colonias, donde conviven en general una pareja de adultos junto  
471 con su progenie, compuesta de juveniles de la temporada anterior y crías de esa temporada  
472 (Mctaggart & Nelson, 2003; Pietrek et al., 2017). Si bien los juveniles dispersan de la colonia  
473 natal al cumplir dos años (Mctaggart & Nelson, 2003), por su modo de vida necesitan  
474 establecerse en un territorio. Al llegar a un territorio desocupado y con recursos, los castores  
475 construyen diques y madrigueras, lo que hace conspicuos a los sitios que ocupan (LeBlanc et al.,  
476 2007). Por ello, las colonias pueden considerarse como las unidades básicas de erradicación. Sin  
477 embargo, no debe olvidarse que algunos castores ocupan cavidades naturales o construyen  
478 madrigueras subterráneas, difíciles de detectar (Mott et al., 2011), mientras que otros pueden  
479 estar dispersando y presentar gran movilidad, por lo que la búsqueda debe ser exhaustiva en  
480 todos los sitios potencialmente habitables por castores. Por otro lado, a una mayor escala  
481 espacial, es recomendable considerar a las cuencas como unidades de manejo, debido a la gran  
482 movilidad que presentan los castores dentro de cada cuenca y a las limitaciones de movimiento  
483 entre cuencas (Fasanella & Lizarralde, 2012).

484 El uso de diversos tipos de trampas demostró ser una estrategia efectiva para detectar y  
485 capturar castores, incluso a bajas densidades. El uso exclusivo de trampas ha permitido la  
486 erradicación operativa en la mayor parte de las colonias intervenidas. No obstante, como  
487 mencioné anteriormente, las trampas no presentan sensibilidad perfecta (entendida como  
488 probabilidad de detección de la especie objetivo), por lo que resulta esencial la búsqueda de  
489 remanentes. Una vez detectados los remanentes, tanto por presencia de signos nuevos,  
490 avistajes directos o mediante la detección con cámaras-trampa u otras herramientas, el uso de  
491 rifles para capturar a los remanentes aumenta la probabilidad de éxito de la erradicación.

492 Si bien los factores que influyen en la eficiencia de captura pueden variar con la etapa de la  
493 erradicación, es posible establecer recomendaciones generales:

- 494 • Se debe priorizar la colocación de trampas en toboganes frontales y diques, pero sin  
495 descuidar otros sitios, en particular madrigueras y canales.
- 496 • Si bien las trampas de golpe son las más efectivas, en sitios alejados con acceso  
497 únicamente pedestre, o en sitios con riesgo de captura de especies nativas, es



- 498 recomendable el uso de lazos. Estos son más livianos y permiten liberar al individuo  
499 capturado en caso de captura de una especie no blanco.
- 500 • Otras variables tienen una importancia insignificante respecto al tipo de trampa y el  
501 lugar de colocación. Sin embargo, al desarrollar una estrategia de trampeo pueden  
502 considerarse el número de trampas noche, la experiencia de los tramperos, la estación  
503 del año junto al nivel de iluminación lunar, la rotura del dique y el ambiente.
  - 504 • Romper los diques y colocar trampas en las roturas es efectivo, pero dado el esfuerzo  
505 adicional que requiere, sólo lo recomiendo para la captura de los últimos individuos en  
506 una colonia.
  - 507 • Al utilizar únicamente trampas de captura muerta es recomendable seguir una  
508 estrategia de trampeo aglomerado. La misma implica desplegar trampas en varios  
509 grupos de colonias cercanas entre sí al mismo tiempo, lo que puede aumentar la  
510 eficiencia de captura global a nivel de cuenca al poder espaciar las revisiones en el  
511 tiempo, aumentando la duración de los episodios de trampeo. Esta estrategia puede  
512 disminuir los costos asociados a la logística de traslado de los tramperos.
  - 513 • Si bien es recomendable mantener el trampeo durante todo el año, se debe considerar  
514 que la eficiencia de captura es mayor en invierno y primavera. A su vez, durante el  
515 verano, un menor nivel de iluminación lunar aumenta la eficiencia de captura.
  - 516 • Se deben considerar las diferencias entre los ambientes, así como la topografía y el  
517 acceso, ya que las cuencas ubicadas en los ambientes de ecotono y estepa presentaron  
518 mayor eficiencia de captura que en bosque.

519 El entrenamiento y experiencia previos de los tramperos resulta fundamental, ya que disminuye  
520 la probabilidad de activaciones de trampas sin captura, aumentando la eficiencia de captura y  
521 evitando un posible aprendizaje de los castores que perjudicaría la erradicación. Por otra parte,  
522 el entrenamiento también disminuye la tasa de lesiones asociadas a la captura, lo que trae un  
523 beneficio directo en el bienestar animal e indirecto en la licencia social para la erradicación. El  
524 entrenamiento debe incluir, no solo uso de trampas y sacrificio humanitario, sino también la  
525 recolección de muestras y toma de datos mediante herramientas digitales. El uso de tabletas  
526 para los registros de trampeo permite aumentar la fiabilidad de los datos así como evitar  
527 omisiones parciales en los mismos y mejorar el geo posicionamiento de las trampas. Además, es  
528 recomendable que los tramperos cuenten con dispositivos GPS para navegar en el campo,  
529 buscar las colonias registradas mediante imágenes satelitales y marcar nuevas colonias halladas.  
530 Con vistas a mejorar el desempeño de los tramperos, sería recomendable el desarrollo local de  
531 un manual de buenas prácticas. Si bien ya hay manuales para el manejo del castor de  
532 Norteamérica (Fisher, 2016), es recomendable adaptar su contenido a las condiciones propias  
533 de la Patagonia y a las experiencias piloto.

534 El disturbio generado por los tramperos podría alterar el comportamiento de los castores, lo que  
535 aumentaría la probabilidad que los castores eviten las trampas (Loveridge et al., 2007). Reducir  
536 el disturbio generado por parte de los tramperos podría evitar este comportamiento por parte  
537 de los castores, elevando la eficiencia de captura. Mediante las fotografías obtenidas con  
538 cámaras-trampa, analicé los horarios de mayor y menor actividad de los castores, que variaron  
539 ligeramente entre estaciones. En primavera y otoño detecté mayor actividad que en las otras  
540 estaciones, con la mayor parte de las detecciones entre las 18 hs y las 8 hs; en verano encontré  
541 mayor actividad entre las 15 hs y las 4 hs, y en invierno entre las 18 hs y las 9 hs, si bien el bajo  
542 número de detecciones en esta estación no me permite afirmar que sean estos los horarios de  
543 mayor actividad. A fin de disminuir el nivel de disturbio generado por los tramperos, la  
544 colocación y revisión de las trampas podría realizarse por la mañana, ya que en general es el  
545 horario de menor actividad de los castores. En contraposición, el uso de rifle para capturar

546 castores remanentes debería darse en los horarios de mayor actividad, preferentemente en  
547 condiciones crepusculares debido al nivel de iluminación ambiental.

548 Diseñar una erradicación a gran escala requiere estimar el esfuerzo de trapeo necesario, el  
549 cual determina parcialmente el tiempo e inversión requeridos. Este esfuerzo es muy variable  
550 entre ambientes e incluso dentro del ambiente de bosque. Para el bosque, estimé una mediana  
551 de 43 trampas-noche por kilómetro de cauce (TN/km), llegando a 124 TN/km en cuencas con  
552 alta densidad de castores. Para el ecotono y la estepa, si bien la estimación es más limitada  
553 debido a que solo conté con un área piloto en cada ambiente, estimé un esfuerzo menor que en  
554 el bosque, de 22 TN/km y 23 TN/km, respectivamente. Este esfuerzo puede ser algo mayor en  
555 los casos en que, debido a la presencia de remanentes detectados posteriormente a la  
556 declaración de erradicación nominal, los tramperos deban volver a trapear algunas colonias.

557 Sin embargo, teniendo en cuenta que dos de los principales costos de una erradicación son las  
558 retribuciones al personal y la logística, puede resultar más informativo estimar el esfuerzo de  
559 trapeo requerido considerando los eventos de trapeo (trampas colocadas) y los episodios  
560 de trapeo (visitas a las trampas, excluyendo la colocación). Para el bosque estimé una mediana  
561 por kilómetro de cauce de 9 eventos, divididos en 25 episodios de trapeo, aunque pudiendo  
562 llegar a 14 eventos divididos en 34 episodios de trapeo en cuencas con alta densidad de  
563 castores. Para el ecotono y la estepa también estimé un menor esfuerzo, necesitando 2 eventos  
564 de trapeo por kilómetro de cauce en ambos ambientes, divididos en 5 y 7 episodios para  
565 ecotono y estepa, respectivamente. Es probable que el esfuerzo de trapeo necesario se  
566 correlacione con la densidad de castores medida como número de individuos por kilómetro de  
567 cauce (ind/km) ya que en el bosque se capturaron una mediana de 2,4 ind/km, con un máximo  
568 de 6,6 ind/km, mientras que en ecotono se capturaron 0,9 ind/km y en estepa 1,1 ind/km. Se  
569 debe destacar que los esfuerzos de trapeo realizados por los cazadores obedecieron a su  
570 propio criterio, por lo cual, otros niveles de esfuerzo en combinación con distintas metodologías  
571 de trapeo podrían ser igual o más efectivos.

572 Luego del cese de capturas en todas las colonias de una cuenca o de un sector de cuenca, resulta  
573 fundamental realizar una verificación de ausencia de castores, ya que es posible que algunos  
574 individuos hayan aprendido a esquivar las trampas o hayan ocupado el área posteriormente al  
575 retiro de los tramperos. No es posible asegurar la ausencia con una certeza del 100%, por lo que  
576 la verificación está sujeta a una probabilidad conocida que existan castores remanentes no  
577 detectados. Comprobé la utilidad de las cámaras-trampa como herramienta para la detección  
578 de castores remanentes, aun a bajas densidades. Se debe considerar que la estación del año y  
579 el ambiente afectan la probabilidad de detección, por lo que el tiempo que deben estar activas  
580 varía tanto según estos factores como según el nivel de probabilidad aceptable de no detectar  
581 remanentes presentes.

582 Así, con una probabilidad de no detectar remanentes del 5%, se necesita, en el bosque, desde  
583 una media de 8 cámaras-noche (CN) en primavera hasta 20 CN en verano. Para el ecotono en  
584 primavera el esfuerzo necesario es menor, siendo suficiente con una media de 5 CN. Un uso de  
585 cámaras-trampa durante un tiempo más prolongado reduce la probabilidad de persistencia de  
586 remanentes no detectados, pero eleva el costo de muestreo. Por ejemplo, para una probabilidad  
587 de no detectar remanentes del 1%, se necesitan en el bosque de una media de 12 CN en  
588 primavera a 31 CN en verano, y en el ecotono 7 CN en primavera. No se debe olvidar que los  
589 números de cámaras-noche mencionados son estimaciones, por lo que las necesidades reales  
590 pueden variar dentro del intervalo de credibilidad (ver capítulo 3). Futuros estudios pueden  
591 disminuir el tamaño de los intervalos y mejorar las estimaciones.

592 El comportamiento de los castores influye tanto en la eficiencia de captura con trampas como  
593 en la probabilidad de detección con cámaras-trampa. Por lo tanto, los resultados combinados  
594 de ambos tipos de herramientas permiten obtener conclusiones sobre las consecuencias del  
595 comportamiento en el manejo. Un menor nivel de iluminación lunar mejoró tanto la eficiencia  
596 de captura como la probabilidad de detección con cámaras. Esto podría deberse a un mayor  
597 nivel de actividad de los castores en condiciones de menor iluminación lunar, lo que es esperable  
598 para animales presa (Daly et al., 1992; Kronfeld-Schor et al., 2013). Por otro lado, la eficiencia  
599 de captura y la probabilidad de detección fueron más elevadas en invierno y primavera, lo que  
600 indicaría una mayor actividad en estas estaciones. Es esperable un gran nivel de actividad en  
601 primavera, debido a la mayor tasa de alimentación luego del invierno y a la necesidad de reparar  
602 los diques por los daños causados por las crecidas debidas al deshielo. Sin embargo, llama la  
603 atención la alta actividad observada en invierno, cuando los castores deberían reducir el  
604 metabolismo y, en general, no suelen abandonar las madrigueras (Aleksiuk & McTaggart Cowan,  
605 1969; Mott et al., 2011). Una posible explicación podría ser un clima invernal menos riguroso en  
606 Tierra del Fuego respecto a su hábitat original, lo que permitiría a los castores mantener una  
607 elevada actividad.

608 Todas las etapas de una erradicación requieren respaldo político y financiero sostenible. La falta  
609 de apoyo financiero en cualquier etapa conducirá casi inevitablemente al fracaso de la  
610 erradicación. Por ejemplo, si no se realiza la verificación de ausencia de castores posterior al  
611 manejo, aumenta la probabilidad que los castores remanentes vuelvan a poblar la cuenca  
612 manejada. El mismo caso podría darse si el trampeo es suspendido antes de que cesen las  
613 capturas. El repoblamiento de una cuenca puede significar la pérdida tanto de los recursos  
614 invertidos como del apoyo a una futura erradicación. Por ello solo debe conducirse una  
615 erradicación luego de asegurar su respaldo hasta la conclusión de la misma.

616

617

### 618 Temas pendientes para futuros proyectos piloto de erradicación

619 • En los proyectos piloto mencionados se probó de forma extensiva el uso de dos tipos de  
620 trampas: lazos para captura viva y trampas de golpe para captura muerta. El uso de los  
621 cepos no pareció brindar buenos resultados ya que su peso los hace difíciles de  
622 transportar, pueden capturar y dañar especies nativas, y, al ser trampas de captura viva,  
623 requieren revisión diaria. Sin embargo, su limitado uso no permite llegar a conclusiones  
624 adecuadas por lo que se deberían realizar más ensayos con esta herramienta. Además  
625 es recomendable realizar pruebas con otros tipos de trampas, desplegar un mayor uso  
626 de rifle o incorporar el uso de perros de caza (Hansen, 1990), ya que podría mejorar la  
627 eficiencia de captura.

628 • El uso de cámaras-trampa demostró ser efectivo para detectar castores remanentes a  
629 bajas densidades. Sin embargo, éstas deben permanecer activas durante un tiempo  
630 prolongado en algunos ambientes y estaciones para asegurar la ausencia de remanentes.  
631 A su vez, este tiempo va a ser mayor si se busca disminuir la probabilidad de presencia  
632 de remanentes no detectados. Por otro lado, es posible que algunos remanentes nunca  
633 sean detectados por las cámaras. La probabilidad de detección puede variar con  
634 distintas técnicas, por lo que es recomendable probar otras herramientas de detección,  
635 que pueden tener diferentes resultados según ambiente y estación del año (Morrison  
636 et al., 2007). Por ejemplo, el uso de cámaras térmicas podría detectar la salida de aire  
637 más caliente producido por los castores refugiados dentro de una madriguera, en

638 particular en invierno (Januszewicz et al., 2018); el uso de perros detectores contribuiría  
639 a detectar castores, especialmente en otoño y primavera por la mayor actividad de estos  
640 (Kendrot, 2008). Además, el uso de vehículos aéreos no tripulados (VANT) permitiría  
641 observar signos recientes de actividad de castores en grandes áreas, evitando el costo  
642 de las recorridas a pie (Deferrari et al., 2020). El uso combinado de múltiples técnicas de  
643 detección es ideal, ya que puede reducir las potenciales zonas en las cuales de los  
644 remanentes podrían permanecer no detectados (Morrison et al., 2007).

645 • Las cámaras-trampa se utilizaron en conjunto con un atractor odorífero compuesto de  
646 hormona artificial de castor. Si bien su uso pareció efectivo, ya que varios videos  
647 muestran castores acercándose hacia el atractor, no se comparó la probabilidad de  
648 detección de los castores con otros atractores o con un control negativo. Por otro lado,  
649 los atractores de crema de alimento utilizados para la captura se realizaron en base a  
650 esencias de especies propias de Norteamérica pero ausentes en la Patagonia, por lo que  
651 podrían tener aromas de alimentos no seleccionados por los castores luego de múltiples  
652 generaciones sin contacto con dichos aromas. Además, tanto los atractores utilizados  
653 para la detección como para la captura son productos importados, aumentando el costo  
654 y disminuyendo la disponibilidad. Es recomendable realizar pruebas de producción local  
655 tanto de atractores de crema de hormonas como de alimentos y verificar su efecto en  
656 la probabilidad de detección de los castores.

657 • En el ambiente de bosque se establecieron cinco áreas piloto diversas en cuanto a  
658 topografía, estación del año de erradicación, posesión de la tierra y cercanía a poblados.  
659 Sin embargo, para los ambientes de ecotono y estepa solo se estableció un área piloto  
660 en cada uno, limitando las conclusiones obtenidas. Esto es especialmente destacable  
661 para la detección con cámaras-trampa, ya que no se pudieron realizar análisis para la  
662 estepa y, en el ecotono, solo se contó con información correspondiente a la primavera.  
663 Por otro lado, en el ambiente de turbales no se establecieron áreas piloto, por lo que las  
664 conclusiones acerca del manejo del castor desarrolladas en la presente tesis no son  
665 directamente extrapolables para este ambiente.

666

## 667 Conclusiones

- 668 • El esfuerzo de captura por kilómetro de cauce es altamente variable tanto entre  
669 ambientes como entre áreas piloto de un mismo ambiente, ya sea que se mida en  
670 trampas-noche (TN), eventos o episodios de trampeo. Estimo una media por kilómetro  
671 de cauce de 43 TN (Bosque), 23 TN (Ecotono) y 22 TN (Estepa). Estos valores podrían  
672 aumentar ligeramente si se detectan remanentes luego de declarar la erradicación  
673 nominal.
- 674 • Los episodios y eventos de trampeo pueden representar mejor el esfuerzo de captura  
675 que las trampas-noche, si se busca una proyección de la inversión necesaria para un  
676 proyecto de erradicación.
- 677 • Las variables que más afectan la eficiencia de captura pueden diferir entre la remoción  
678 de los primeros individuos y la remoción de los últimos individuos en cada colonia. El  
679 lugar de colocación de la trampa es importante en todos los casos, mientras que el tipo  
680 de trampa afecta en particular durante una primera remoción. Aunque presentan una  
681 importancia relativa menor, también se deben considerar el número de trampas-noche,  
682 la experiencia de los tramperos, la estación del año junto a la iluminación lugar, la rotura  
683 del dique y el ambiente.
- 684 • Las cámaras-trampa son una herramienta efectiva para detectar castores remanentes.  
685 El tiempo que deben permanecer activas en una colonia depende de la estación del año,  
686 el ambiente y la probabilidad de error aceptada para afirmar que no hay castores  
687 presentes.
- 688 • El apoyo político y el financiamiento de un proyecto de erradicación deben ser  
689 constantes y suficientes en todas las etapas, desde la planificación hasta la verificación  
690 y vigilancia posteriores. La interrupción de un programa de erradicación puede llevar a  
691 la reocupación de los sitios, por lo que se pierde la inversión previa.
- 692 • El entrenamiento previo de los tramperos es fundamental tanto para aumentar la  
693 eficiencia de captura y disminuir las activaciones sin captura como para evitar el  
694 sufrimiento animal.
- 695 • El uso por parte de los tramperos de tabletas para la toma de datos en campo y de  
696 dispositivos GPS para navegación y marcado de colonias es fundamental para obtener  
697 datos de buena calidad y poder realizar análisis rápidos de los mismos.

698

699 En un ensayo en marcha en el Parque Nacional Tierra del Fuego se puede observar que la  
700 recuperación ambiental es viable si se erradican los castores y se evita la invasión de otras  
701 especies exóticas herbívoras (Fig. IV-1A). Incluso se puede observar un buen nivel de  
702 recuperación del bosque en sitios abandonados por el castor (Fig. IV-1B). Sin embargo, de no  
703 mediar una erradicación en toda la zona, el área puede ser invadida nuevamente. Espero que la  
704 presente tesis sea de utilidad para una futura erradicación del castor canadiense en toda su  
705 distribución patagónica. La incorporación al proyecto de erradicación de los resultados y  
706 recomendaciones aquí desarrollados puede mejorar tanto la eficiencia de captura como  
707 disminuir los riesgos de fracaso.





708



709

710 **Figura IV-1. A** (arriba): Sector del Parque Nacional Tierra del Fuego en que se hace 20 años se ubicaba una  
711 colonia de castores. Desde hace 15 años un cerco eléctrico evita el ingreso de grandes herbívoros. Se  
712 observa la recuperación del bosque alrededor de los árboles ahogados por el antiguo embalsado.  
713 **B** (abajo): Fotografía aérea de un sector del arroyo Rayadito en el Parque Nacional Tierra del Fuego. El  
714 embalse al centro de la foto fue abandonado por los castores y se observa la regeneración natural del  
715 bosque (Fotografía: Juan Federico Ponce).



## 716 Referencias

717

- 718 Acuerdo entre la UE, Canadá y la Federación Rusa sobre normas internacionales de captura no  
719 cruel. (1998). In *Official Journal* (Vol. 42, Issue 14/02/1998, pp. 43–57).
- 720 Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on*  
721 *Automatic Control*, 19(6), 716–723. <https://doi.org/10.1109/TAC.1974.1100705>
- 722 Aleksuk, M. (1968). Scent-mound communication, territoriality, and population regulation in  
723 beaver (*Castor canadensis* Kuhl). *Journal of Mammalogy*, 49(4), 759–762.  
724 <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- 725 Aleksuk, M., & McTaggart Cowan, I. (1969). The winter metabolic depression in Arctic beavers  
726 (*Castor canadensis* Kuhl) with comparisons to California beavers. *Canadian Journal of*  
727 *Zoology*, 47, 965–979.
- 728 Anderson, C. B., Martínez Pastur, G., Lencinas, M. V., Wallem, P. K., & Moorman, M. C. (2008).  
729 Implicancias de restauración de la remoción del castor en el archipiélago austral de Chile  
730 y Argentina: Comprendiendo el rol ecológico del *Castor canadensis* como un ingeniero de  
731 ecosistemas exótico. In C. A. Silva & B. Saavedra (Eds.), *Actas del taller internacional para*  
732 *el control de castores en la Patagonia* (pp. 24–62). Wildlife Conservation Society.
- 733 Anderson, C. B., Pastur, G. M., Lencinas, M. V., Wallem, P. K., Moorman, M. C., & Rosemond, A.  
734 D. (2009). Do introduced North American beavers *Castor canadensis* engineer differently  
735 in southern South America ? An overview with implications for restoration. *Mammal*  
736 *Review*, 39(1), 33–52. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2008.00136.x>
- 737 Anderson, C. B., Roulier, C., & Pizarro, J. C. (2017). Perspectivas de actores clave respecto del  
738 acuerdo binacional entre Argentina y Chile sobre la erradicación del castor  
739 norteamericano y la restauración de los ecosistemas afectados. *Bosque*, 38(3), 555–562.  
740 <https://doi.org/10.4067/S0717-92002017000300013>
- 741 Anderson, C. B., & Valenzuela, A. E. J. (2014). Do what I say, not what I do. Are we linking  
742 research and decision-making about invasive species in Patagonia? *Ecologia Austral*,  
743 24(2), 193–202.
- 744 Anonymous. (1995). *Options for controlling costs: beaver on private land*.
- 745 Archibald, J. L., Anderson, C. B., Dicenta, M., Roulier, C., Slutz, K., & Nielsen, E. A. (2020). The  
746 relevance of social imaginaries to understand and manage biological invasions in  
747 southern Patagonia. *Biological Invasions*, 22(11), 3307–3323.  
748 <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02325-2>
- 749 Bailey, J. K., & Schweitzer, J. A. (2010). The role of plant resistance and tolerance to herbivory  
750 in mediating the effects of introduced herbivores. *Biological Invasions*, 12(2), 337–351.  
751 <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9630-1>
- 752 Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M., Casanoves, F., Di Rienzo, J. A., & Robledo, C. W.  
753 (2008). *InfoStat. Manual del usuario*. Editorial Las Brujas.
- 754 Barton, K. (2020). *MuMIn: Multi-Model Inference*.
- 755 Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. M., & Walker, S. C. (2015). Fitting linear mixed-effects models  
756 using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1–48.
- 757 Bauer, J. W., Logan, K. A., Sweanor, L. L., Boyce, W. M., & Oyce, W. A. M. B. (2005). Scavenging  
758 behavior in puma. *The Southwestern Naturalist*, 50(4), 466–471.



- 759 Baxter, C. V., Fausch, K. D., Murakami, M., & Chapman, P. L. (2004). Fish invasion restructures  
760 stream and forest food webs by interrupting reciprocal prey subsidies. *Ecology*, *85*(10),  
761 2656–2663. <https://doi.org/10.1890/04-138>
- 762 Beer, J. R. (1955). Movements of Tagged Beaver. *The Journal of Wildlife Management*, *19*(4),  
763 492–493. <https://doi.org/10.2307/3797471>
- 764 Blackburn, T. M., Dyer, E., & Su, S. (2015). Long after the event , or four things we (should)  
765 know about bird invasions. *Journal of Ornithology*. [https://doi.org/10.1007/s10336-015-](https://doi.org/10.1007/s10336-015-1155-z)  
766 1155-z
- 767 Bomford, M., & O'Brien, P. (1995). Eradication or control for vertebrate pests? *Wildlife Society*  
768 *Bulletin*, *23*(2), 249–255.
- 769 Bonino, N. (2005). Guía de los mamíferos de la Patagonia argentina. In *Mastozoología*  
770 *neotropical* (Vol. 13, Issue 1). INTA.  
771 [http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci\\_abstract&pid=S0327-](http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0327-93832006000100015&lng=en&nrm=iso&tlng=en)  
772 93832006000100015&lng=en&nrm=iso&tlng=en
- 773 Borchert, E. J., Leaphart, J. C., Bryan, A. L., & Beasley, J. C. (2019). Ecotoxicoparasitology of  
774 mercury and trace elements in semi-aquatic mammals and their endoparasite  
775 communities. *Science of the Total Environment*, *679*, 307–316.  
776 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.326>
- 777 Bouwes, N., Weber, N., Jordan, C. E., Saunders, W. C., Tattam, I. A., Volk, C., Wheaton, J. M., &  
778 Pollock, M. M. (2016). Ecosystem experiment reveals benefits of natural and simulated  
779 beaver dams to a threatened population of steelhead (*Oncorhynchus mykiss*). *Scientific*  
780 *Reports*, *6*, 1–12. <https://doi.org/10.1038/srep28581>
- 781 Bradt, G. W. (1938). A study of Beaver colonies in Michigan. *Journal of Mammalogy*, *19*(2),  
782 139–162.
- 783 Bradt, G. W. (1939). Breeding habits of beaver. *Journal of Mammalogy*, *20*(4), 486–489.
- 784 Bressan, Y., & Hurel, P. (2018). Le castor canadien sous surveillance. *Faune Sauvage*, *321*, 34–  
785 38.
- 786 Brockerhoff, E. G., Liebhold, A. M., Richardson, B., & Suckling, D. M. (2010). Eradication of  
787 invasive forest insects: concepts, methods, costs and benefits. *NewZealand Journal of*  
788 *Forestry Science*, *40*, S117-135.
- 789 Bulluck, J. F., & Rowe, M. P. (2006). The use of Southern Appalachian wetlands by breeding  
790 birds, with a focus on neotropical migratory species. *The Wilson Journal of Ornithology*,  
791 *118*(3), 399–410.
- 792 Busher, P. E. (1996). Food caching behavior of beavers (*Castor canadensis*): Selection and use  
793 of woody species. *The American Midland Naturalist*, *135*(2), 343–348.
- 794 Butler, D. R., & Malanson, G. P. (2005). The geomorphic influences of beaver dams and failures  
795 of beaver dams. *Geomorphology*, *71*(1), 48–60.  
796 <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2004.08.016>
- 797 Cabré, L. B., Mayer, M., Steyaert, S., & Rosell, F. (2020). Beaver (*Castor fiber*) activity and  
798 spatial movement in response to light and weather conditions. *Mammalian Biology*,  
799 *100*(3), 261–271. <https://doi.org/10.1007/s42991-020-00029-7>
- 800 Cabrera, Á. (1942, June 29). Una nueva plaga amenaza la Patagonia. Hay que acabar con los  
801 jabalíes. *Diario Crítica*.
- 802 Cacho, J. O., Spring, D., Pheloung, P., & Hester, S. (2006). Evaluating the feasibility of

- 803 eradicating an invasion. *Biological Invasions*, 8(4), 903–917.  
804 <https://doi.org/10.1007/s10530-005-4733-9>
- 805 Campbell, K. J., Beek, J., Eason, C. T., Glen, A. S., Godwin, J., Gould, F., Holmes, N. D., Howald,  
806 G. R., Madden, F. M., Ponder, J. B., Threadgill, D. W., Wegmann, A. S., & Baxter, G. S.  
807 (2015). The next generation of rodent eradications: Innovative technologies and tools to  
808 improve species specificity and increase their feasibility on islands. *Biological*  
809 *Conservation*, 185, 47–58. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.10.016>
- 810 Campbell, K. J., & Donlan, C. J. (2005). Feral goat eradications on islands. *Conservation Biology*,  
811 19(5), 1362–1374. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00228.x>
- 812 Camus, P., Castro, S., & Jaksic, F. M. (2008). El conejo europeo en Chile: Historia de una  
813 invasión biológica. *Historia*, 41(2), 305–339. [https://doi.org/10.4067/S0717-](https://doi.org/10.4067/S0717-71942008000200001)  
814 [71942008000200001](https://doi.org/10.4067/S0717-71942008000200001)
- 815 Carey, H. R. (1926). Camera-trapping: A novel device for wild animal photography. *Journal of*  
816 *Mammalogy*, 7(4), 278–281.
- 817 Chávez, C., De la Torre, A., Bárcenas, H., Medellín, R. A., Zarza, H., & Ceballos, G. (2013).  
818 *Manual de fototrampeo para estudio de fauna silvestre. El jaguar en México como*  
819 *estudio de caso* (Primera ed). Alianza WWF-Telcel, Universidad Nacional Autónoma de  
820 México.
- 821 Church, J. E. (1948). In Argentine Tierra del Fuego: Notes on a tour. *Geographical Review*, 38(3),  
822 392–413. <https://www.jstor.org/stable/210902>
- 823 Collado, L. (2007). La vegetación de Tierra del Fuego: de la estepa a la selva. In *Patagonia*  
824 *Total, Antártida e Islas Malvinas*. (pp. 755–772). Editorial Barcelbaire.
- 825 Convenio sobre la Diversidad Biológica, 1 (1992).
- 826 Coronato, A., Escobar, J. M., Mallea, C., Roig, C., & Lizarralde, M. S. (2003). Características  
827 geomorfológicas de ríos de montaña colonizados por *Castor canadensis* en Tierra del  
828 Fuego, Argentina. *Ecología Austral*, 13, 15–26.  
829 [http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1667-](http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1667-782X2003000100003)  
830 [782X2003000100003](http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1667-782X2003000100003)
- 831 Crean, J. F. (1962). Hats and the fur trade. *The Canadian Journal of Economics and Political*  
832 *Science*, 28(3), 373–386. <https://doi.org/10.1007/978-94-6209-122-1>
- 833 Crego, R. D., Jiménez, J. E., & Rozzi, R. (2016). A synergistic trio of invasive mammals?  
834 Facilitative interactions among beavers, muskrats, and mink at the southern end of the  
835 Americas. *Biological Invasions*, 18(7), 1923–1938. [https://doi.org/10.1007/s10530-016-](https://doi.org/10.1007/s10530-016-1135-0)  
836 [1135-0](https://doi.org/10.1007/s10530-016-1135-0)
- 837 Cromarty, P. L., Broome, K. G., Cox, A., Empson, R. A., Hutchinson, W. M., & McFadden, I.  
838 (2002). Eradication planning for invasive alien animal species on islands—the approach  
839 developed by the New Zealand Department of Conservation. In D. Veitch & M. N. Clout  
840 (Eds.), *Turning the Tide: the eradication of invasive species* (pp. 85–91). IUCN.  
841 <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.10.014>
- 842 Cunningham, J. M., Calhoun, A. J. K., & Glanz, W. E. (2006). Patterns of beaver colonization and  
843 wetland change in Acadia National Park. *Northeastern Naturalist*, 13(4), 583–596.  
844 [https://doi.org/10.1656/1092-6194\(2006\)13\[583:pobcaw\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1656/1092-6194(2006)13[583:pobcaw]2.0.co;2)
- 845 Daly, M., Behrends, P. R., Wilson, M. I., & Jacobs, L. F. (1992). Behavioural modulation of  
846 predation risk: moonlight avoidance and crepuscular compensation in a nocturnal desert  
847 rodent, *Dipodomys merriami*. *Animal Behaviour*, 44(1), 1–9.

- 848 [https://doi.org/10.1016/S0003-3472\(05\)80748-1](https://doi.org/10.1016/S0003-3472(05)80748-1)
- 849 Deferrari, G. A., Escobar, J. M., & Ponce, J. F. (2020). Primeras pruebas del uso de vehículos  
850 aéreos no tripulados (VANTs) como herramienta de evaluación de impacto de castores en  
851 Tierra del Fuego (República Argentina). *Notas Sobre Mamíferos Sudamericanos*.  
852 <http://doi.org/10.31687/saremNMS.20.0.31> Primeras
- 853 Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M., & Robledo, C. W.  
854 (2020). *InfoStat* (No. 2020). Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional  
855 de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>
- 856 Díaz, Á. A. (1947). *Sucesos Argentinos 432*.  
857 <https://www.youtube.com/watch?v=sp7Ks1PKSXY&t=4s>
- 858 Elbroch, L. M., Feltner, J., & Quigley, H. B. (2017). Stage-dependent puma predation on  
859 dangerous Gallant, D., Bérubé, C. . H., Tremblay, E., & Vasseur, L. (2004). An extensive  
860 study of the foraging ecology of beavers (*Castor canadensis*) in relation to habitat quality.  
861 *Canadian Journal of Zoology*, 82(6), 922. *Journal of Zoology*, 1–7.  
862 <https://doi.org/10.1111/jzo.12442>
- 863 Eljall, A. V. (2017). Distribución y abundancia del castor americano (*Castor canadensis*) en  
864 Tierra del Fuego, Argentina: una contribución para el manejo de un invasor ingeniero de  
865 los ecosistemas [Universidad de Buenos Aires]. In *Ecología Austral*.  
866 <https://doi.org/10.25260/ea.19.29.1.0.736>
- 867 Elton, C. S. (1958). *The ecology of invasions by animals and plants* (C. S. Elton (Ed.)). Methuen.
- 868 Ernst, C. (OIT). (2019). Bioeconomía y Sustentabilidad Social. *1er Simposio Latinoamericano de*  
869 *Bioeconomía - Repensando El Desarrollo*.
- 870 Fasanella, M., & Lizarralde, M. S. (2012). The invasive beaver *Castor canadensis* in the Tierra  
871 Del Fuego archipelago: A mitochondrial DNA and spatial genetic structure analysis for  
872 controlling population expansion. In J. J. Blanco & A. T. Fernandes (Eds.), *Invasive species*  
873 *threats: ecological impact and control methods* (pp. 33–67). Nova Science.
- 874 Fisher, Y. (2016). *Manual sobre remoción de castores*.
- 875 Flessa, K. W., & Jablonski, D. (1983). Extinction is here to stay. *Paleobiology*, 9(4), 315–321.  
876 <https://doi.org/10.1017/S0094837300007776>
- 877 Fox, J., & Weisberg, S. (2019). *An {R} Companion to Applied Regression* (3.0.12). Sage.  
878 <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>
- 879 Francomano, D., Valenzuela, A. E. J., Gottesman, B. L., González-Calderón, A., Anderson, C. B.,  
880 Hardiman, B. s., & Pijanowski, B. C. (2021). Acoustic monitoring shows invasive beavers  
881 *Castor canadensis* increase patch- - level avian diversity in Tierra del Fuego. *Journal of*  
882 *Applied Ecology, April*, 1–12. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13999>
- 883 Fryxell, J. M. (2001). Habitat suitability and source – sink dynamics of beavers. *Journal of*  
884 *Animal Ecology*, 70, 310–316.
- 885 Funes, M. C., Pizarro, J. C., & Navarro, A. J. (2008). Control y monitores de castores en  
886 Karukinka, Tierra del Fuego: bases para su erradicación en el largo plazo. In C. A. Silva &  
887 B. Saavedra (Eds.), *Actas del taller internacional para el control de castores en la*  
888 *Patagonia* (pp. 115–128). Wildlife Conservation Society. <http://www.karukinkanatural.cl>
- 889 Furlan, E. M., Gleeson, D., Wisniewski, C., Yick, J., & Duncan, R. P. (2019). eDNA surveys to  
890 detect species at very low densities: A case study of European carp eradication in  
891 Tasmania, Australia. *Journal of Applied Ecology*, 56(11), 2505–2517.

- 892 <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13485>
- 893 Fustec, J., Cormier, J. P., & Lodé, T. (2003). Beaver lodge location on the upstream Loire River.  
894 *Comptes Rendus - Biologies*, 326, 192–199. [https://doi.org/10.1016/S1631-](https://doi.org/10.1016/S1631-0691(03)00057-X)  
895 [0691\(03\)00057-X](https://doi.org/10.1016/S1631-0691(03)00057-X)
- 896 Gable, T. D., & Windels, S. K. (2018). Kill rates and predation rates of wolves on beavers.  
897 *Journal of Wildlife Management*, 82(2), 466–472. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21387>
- 898 Gable, T. D., Windels, S. K., Bruggink, J. G., & Homkes, A. T. (2016). Where and how wolves  
899 (*Canis lupus*) kill beavers (*Castor canadensis*). *PLoS ONE*, 11(12).  
900 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165537>
- 901 Gallant, D., Léger, L., Tremblay, É., Berteaux, D., Lecomte, N., & Vasseur, L. (2016). Linking time  
902 budgets to habitat quality suggests that beavers (*Castor canadensis*) are energy  
903 maximizers. *Canadian Journal of Zoology*, 94(10), 671–676. [https://doi.org/10.1139/cjz-](https://doi.org/10.1139/cjz-904-2016-0016)  
904 [2016-0016](https://doi.org/10.1139/cjz-2016-0016)
- 905 García-Berthou, E., Almeida, D., Benejam, L., Magellan, K., Bae, M. J., Casals, F., & Merciai, R.  
906 (2015). Impacto ecológico de los peces continentales introducidos en la Península Ibérica.  
907 *Ecosistemas*, 24(1), 36–42.
- 908 García-Díaz, P., Ramsey, D. S. L., Woolnough, A. P., Franch, M., Llorente, G. A., Montori, A.,  
909 Buenetxea, X., Larrinaga, A. R., Lasceve, M., Alvarez, A., Traverso, J. M., Valdeón, A.,  
910 Crespo, A., Rada, V., Ayllón, E., Sancho, V., Lacomba, J. I., Bataller, J. V., & Lizana, M.  
911 (2017). Challenges in confirming eradication success of invasive red-eared sliders.  
912 *Biological Invasions*, 19(9), 2739–2750. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1480-7>
- 913 Gelman, A., & Rubin, D. B. (1992). Inference from iterative simulation using multiple  
914 sequences. *Statistical Science*, 7(4), 457–511.
- 915 Glen, A. S., Anderson, D. P., Veltman, C. J., Garvey, P. M., & Nichols, M. (2016). Wildlife  
916 detector dogs and camera traps: a comparison of techniques for detecting feral cats. *New*  
917 *Zealand Journal of Zoology*, 43(2), 127–137.  
918 <https://doi.org/10.1080/03014223.2015.1103761>
- 919 Glen, A. S., Cockburn, S., Nichols, M., Ekanayake, J., & Warburton, B. (2013). Optimising  
920 camera traps for monitoring small mammals. *PLoS ONE*, 8(6), 1–7.  
921 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067940>
- 922 Glen, A. S., & Veltman, C. J. (2018). Search strategies for conservation detection dogs. *Wildlife*  
923 *Biology*, 2018(1). <https://doi.org/10.2981/wlb.00393>
- 924 Glen, A. S., Warburton, B., Cruz, J., & Coleman, M. (2014). Comparison of camera traps and kill  
925 traps for detecting mammalian predators: A field trial. *New Zealand Journal of Zoology*,  
926 41(3), 155–160. <https://doi.org/10.1080/03014223.2014.898667>
- 927 Glova, G. J. (2003). A test for interaction between brown trout (*Salmo trutta*) and inanga  
928 (*Galaxias maculatus*) in an artificial stream. *Ecology of Freshwater Fish*, 12(4), 247–253.  
929 <https://doi.org/10.1046/j.1600-0633.2003.00019.x>
- 930 Godoy, J. C. (1963). *Evaluación de los recursos naturales de la Argentina: Fauna silvestre: Vol.*  
931 *VIII*. Consejo Federal de Inversiones.
- 932 Gomez, J. J., Gozzi, A. C., Macdonald, D. W., Gallo, E., Centrón, D., & Cassini, M. H. (2010).  
933 Interactions of exotic and native carnivores in an ecotone, the coast of the Beagle  
934 Channel, Argentina. *Polar Biology*, 33(10), 1371–1378. [https://doi.org/10.1007/s00300-](https://doi.org/10.1007/s00300-935-010-0826-8)  
935 [010-0826-8](https://doi.org/10.1007/s00300-010-0826-8)

- 936 González Cáceres, P. (2014). *Castores en Tierra del Fuego: invasión, efectos y solución*.  
937 Universidad de Magallanes.
- 938 Graells, G., Corcoran, D., & Aravena, J. C. (2015). Invasion of North American beaver ( *Castor*  
939 *canadensis* ) in the province of Magallanes , Southern Chile : comparison between dating  
940 sites through interviews with the local community and dendrochronology. *Revista*  
941 *Chilena de Historia Natural*, 88(3), 1–9. <https://doi.org/10.1186/s40693-015-0034-6>
- 942 Granados-Sánchez, D., García-Hernández, M., & López-Ríos, G. F. (2006). Ecología de las zonas  
943 ribereñas. *Chapingo. Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, 12(1), 55–69.  
944 <http://www.redalyc.org/pdf/629/62912107.pdf>
- 945 Green, R. (2021). Variation of activity patterns of American beaver, North American porcupine,  
946 and muskrat. In *Celebration of Student Scholarship* (No. 13).
- 947 Greer, K. R. (1953). *Yearly food habits of the river otter in the Thompson Lakes region,*  
948 *northwestern Montana, as indicated by scat analyses*. Montana State University.
- 949 Grootjans, A., Iturraspe, R. J., Fritz, C., Moen, A., & Joosten, H. (2014). Mires and mire types of  
950 Peninsula Mitre, Tierra del Fuego, Argentina. *Mires and Peat*, 14, 1–20.  
951 <http://www.mires-and-peat.net/pages/volumes/map14/map1401.php>
- 952 Hansen, P. (1990). *Estudios ecológicos sobre el castor de Tierra del Fuego (Castor canadensis):*  
953 *adaptación, evolución y modificaciones de los ecosistemas*.  
954 <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- 955 Hansen, P., & Lizarralde, M. S. (1991). *Estudios ecológicos sobre el castor de Tierra del Fuego*  
956 *Castor canadensis: adaptación, evolución y modificaciones de los ecosistemas*.
- 957 Hanson, C. C., Jolley, W. J., Smith, G., Garcelon, D. K., Keitt, B. S., Little, A. E., & Campbell, K. J.  
958 (2015). Feral cat eradication in the presence of endemic San Nicolas Island foxes.  
959 *Biological Invasions*, 17(4), 977–986. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0784-0>
- 960 Hauger, A. N., Hollis-Etter, K. M., Etter, D. R., Roloff, G. J., & Mahon, A. R. (2020). Use of  
961 environmental DNA (eDNA) in streams to detect feral swine (*Sus scrofa*). *PeerJ*, 2020(1),  
962 1–15. <https://doi.org/10.7717/peerj.8287>
- 963 Hay, K. G. (1958). Beaver census methods in the Rocky Mountain region. *The Journal of Wildlife*  
964 *Management*, 22(4), 395–402.
- 965 Henn, J. J., Anderson, C. B., & Martínez Pastur, G. (2016). Landscape-level impact and habitat  
966 factors associated with invasive beaver distribution in Tierra del Fuego. *Biological*  
967 *Invasions*, 18(6), 1679–1688. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1110-9>
- 968 Hibbard, E. A. (1958). Movements of beaver transplanted in North Dakota. *The Journal of*  
969 *Wildlife Management*, 22(2), 209–211.
- 970 Hill, E. P. (1976). Control Methods for Nuisance Beaver in the Southeastern United States. In C.  
971 C. Siebe (Ed.), *Proceedings of the 7th Vertebrate Pest Conference* (pp. 85–98). University  
972 of California.
- 973 Houston, A. E., Pelton, M. R., & Henry, R. (1995). Beaver Immigration into a Control Area.  
974 *Southern Journal of Applied Forestry*, 19(3), 127–130.
- 975 Ibarra, J., Habit, E., Barra, R., & Solís, K. (2011). Juveniles de salmón chinook (*oncorhynchus*  
976 *tshawytscha walbaum,1792*) en ríos y lagos de la patagonia chilena. *Gayana*, 75(1), 17–  
977 25. <https://doi.org/10.4067/S0717-65382011000100002>
- 978 Instituto Geográfico Nacional. (2021). *Instituto Geográfico Nacional de la República Argentina*.  
979 <https://www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/InformacionGeoespacial/CapasSIG>

- 980 Iossa, G., Soulsbury, C. D., & Harris, S. (2007). Mammal trapping : a review of animal welfare  
981 standards of killing and restraining traps. *Animal Welfare*, 16, 335–352.
- 982 Irving, L., & Orr, M. D. (1935). The diving habits of the Beaver. *Science*, 82(2137), 569.
- 983 Iturraspe, R. J., & Urciuolo, A. B. (2000). Clasificación y caracterización de las cuencas hídricas  
984 de Tierra del Fuego. *XVIII Congreso Nacional Del Agua*.
- 985 Jaksic, F. M., & Castro, S. A. (2014). *Invasiones biológicas en Chile: Causas globales e impactos*  
986 *locales*. Ediciones Universidad Católica de Chile.
- 987 Jaksic, F. M., Iriarte, J. A., Jiménez, J. E., & Martínez, D. R. (2002). Invaders without frontiers:  
988 Cross-border invasions of exotic mammals. *Biological Invasions*, 4, 157–173.
- 989 James, G., Witten, D., Hastie, T., & Tibshirani, R. (2021). *An introduction to statistical learning*  
990 *with application in R* (A. G., R. De Veaux, & R. Nugent (Eds.); 2nd ed.). Springer.
- 991 Januszewicz, M., Misiukiewicz, W., & Janiszewski, P. (2018). Methodological Requirements for  
992 Identifying Lodges Colonized By European Beavers *Castor Fiber L* . With the Use of  
993 Thermal Imaging Technology-Preliminary Results. *Polish Journal of Natural Sciences*,  
994 33(1), 7–16.
- 995 Jarema, S. I., Samson, J., McGill, B. J., & Humphries, M. M. (2009). Variation in abundance  
996 across a species' range predicts climate change responses in the range interior will  
997 exceed those at the edge: A case study with North American beaver. *Global Change*  
998 *Biology*, 15(2), 508–522. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01732.x>
- 999 Jenkins, S. H., & Busher, P. E. (1979). *Castor canadensis*. *Mammalian Species*, 120, 1–8.
- 1000 Jiménez García-Herrera, J. (2017). *Modelos jerárquicos bayesianos aplicados al seguimiento de*  
1001 *fauna*. Universidad de Castilla-La Mancha.
- 1002 Johnson-Bice, S. M., Gable, T. D., Windels, S. K., & Host, G. E. (2022). Relics of beavers past:  
1003 time and population density drive scale-dependent patterns of ecosystem engineering.  
1004 *Ecography*, 2022(2). <https://doi.org/10.1111/ecog.05814>
- 1005 Johnson, S. L., Rahel, F. J., & Hubert, W. A. (1992). Factors influencing the size structure of  
1006 brook trout populations in beaver ponds in Wyoming. *North American Journal of Fisheries*  
1007 *Management*, 12(1), 118–124. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1992\)012](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1992)012)
- 1008 Jusim, P., Goijman, A. P., Escobar, J. M., Carranza, M. L., & Schiavini, A. C. M. (2020). First test  
1009 for eradication of beavers (*Castor canadensis*) in Tierra del Fuego, Argentina. *Biological*  
1010 *Invasions*, 0123456789. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02344-z>
- 1011 Kellner, K. (2019). *jagsUI: A Wrapper Around 'rjags' to Streamline 'JAGS' Analyses* (1.5.1).  
1012 <https://cran.r-project.org/package=jagsUI>
- 1013 Kendrot, S. (2008). Lecciones aprendidas de la erradicación del coipo (*Myocastor coypus*) de  
1014 los pantanos de la Bahía Chesapeake en Maryland: aplicación a la erradicación del castor  
1015 (*Castor canadensis*) en Tierra del Fuego. In Claudia A. Silva & B. Saavedra (Eds.), *Actas del*  
1016 *Taller Internacional para el Control de Castores en la Patagonia* (pp. 156–174). Wildlife  
1017 Conservation Society. <http://www.karukinkanatural.cl>
- 1018 Kéry, M. (2002). Inferring the absence of a species : A case study of snakes. *Wildlife*  
1019 *Management*, 66(2), 330–338.
- 1020 Kery, M., & Schaub, M. (2012). Bayesian population analysis using WinBUGS. In *Bayesian*  
1021 *Population Analysis Using WinBUGS* (First Edit). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/C2010-](https://doi.org/10.1016/C2010-0-68368-4)  
1022 [0-68368-4](https://doi.org/10.1016/C2010-0-68368-4)



- 1023 Kizhina, A. G., Sergina, S. N., Uzenbaeva, L. B., Ilyukha, V. A., Pechorina, E. F., Antonova, E. P.,  
 1024 Yakimova, A. E., & Pachenko, D. V. (2019). Morphometric Parameters of Erythrocytes in  
 1025 Several Rodentia Species. *Proceedings of the Karelian Research Centre of the Russian*  
 1026 *Academy of Sciences*, 6, 123. <https://doi.org/10.17076/eb940>
- 1027 Krajick, K. (2005). Winning the war against island invaders. *Science*, 310, 1410–1413.
- 1028 Kreps, G. (2016). *Consultoría de Especialista para relevamiento de imágenes Google Earth*  
 1029 *Componente N° 4 (Castor)*.  
 1030 <https://www.infodesign.org.br/infodesign/article/view/355%0Ahttp://www.abergo.org.br/revista/index.php/ae/article/view/731%0Ahttp://www.abergo.org.br/revista/index.php/ae/article/view/269%0Ahttp://www.abergo.org.br/revista/index.php/ae/article/view/106>  
 1031  
 1032  
 1033
- 1034 Kronfeld-Schor, N., Dominoni, D., de la Iglesia, H., Levy, O., Herzog, E. D., Dayan, T., & Helfrich-  
 1035 Forster, C. (2013). Chronobiology by moonlight. *Proceedings of the Royal Society B:*  
 1036 *Biological Sciences*, 280. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.3088>
- 1037 Kuhl, H. (1820). *Beiträge zur Zoologie und vergleichenden Anatomie*. Hermann.
- 1038 Larson, J. S. (1967). Age structure and sexual maturity within a Western Maryland beaver  
 1039 (*Castor canadensis*). *Journal of Mammalogy*, 48(3), 408–413.
- 1040 LeBlanc, F. A., Gallant, D., Vasseur, L., & Léger, L. (2007). Unequal summer use of beaver ponds  
 1041 by river otters: Influence of beaver activity, pond size, and vegetation cover. *Canadian*  
 1042 *Journal of Zoology*, 85(7), 774–782. <https://doi.org/10.1139/Z07-056>
- 1043 Leege, T. A. (1968). Natural movements of beavers in Southeastern Idaho. *The Journal of*  
 1044 *Wildlife Management*, 32(4), 973–976.
- 1045 Liebenberg, L. (2003). *A New Environmental Monitoring Methodology*.  
 1046 <https://cybertracker.org/tracking/discussion-papers/140-a-new-environmental-monitoring-methodology>  
 1047
- 1048 Liebhold, A., & Bascompte, J. (2003). The Allee effect, stochastic dynamics and the eradication  
 1049 of alien species. *Ecology Letters*, 6(2), 133–140. [https://doi.org/10.1046/j.1461-](https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00405.x)  
 1050 [0248.2003.00405.x](https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00405.x)
- 1051 Linzey, A. V., Hammerson, G., & Canning, S. (2013). *Castor canadensis*.  
 1052 <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-1.RLTS.T4003A10308341.en>
- 1053 Lizarralde, M. S. (1989). El castor (*Castor canadensis*) en Tierra del Fuego. *Praxis*, 1, 34–35.
- 1054 Lizarralde, M. S. (1993). Current status of the introduced beaver (*Castor canadensis*)  
 1055 population in Tierra del Fuego, Argentina. *Ambio*, 22(6), 351–358.
- 1056 Lizarralde, M. S. (2016). Especies exóticas invasoras (EEI) en Argentina : categorización de  
 1057 mamíferos invasores y alternativas de manejo. *Mastozoología Neotropical*, 23(2), 267–  
 1058 277.
- 1059 Lizarralde, M. S., Deferrari, G. A., Alvarez, S. E., & Escobar, J. M. (1996). Effects of beaver  
 1060 (*Castor canadensis*) on the nutrient dynamics of the southern beech forest of Tierra del  
 1061 Fuego (Argentina). *Ecología Austral*, 6(2), 101–105.
- 1062 Lizarralde, M. S., Deferrari, G. A., Escobar, J. M., & Alvarez, S. E. (1996). *Estado de la población*  
 1063 *de Castor canadensis introducida en Tierra del Fuego y su estudio cromosómico* (No. 24;  
 1064 Contribución Científica).
- 1065 Lizarralde, M. S., & Escobar, J. M. (1999). *Avances en el conocimiento y manejo de especies*  
 1066 *señaladas como conflictivas por el sector agropecuario: Plan de manejo de la especie*

- 1067 *Castor canadensis*.
- 1068 Lizarralde, M. S., Escobar, J. M., Deferrari, G. A., Alvarez, S. E., & Camili3n, M. C. (1996). *Un*  
1069 *ensayo para el trampeo de castor y rata almizclera con trampas Conibear 330-2 y 110-2*  
1070 (No. 18; Contribuci3n Científica).
- 1071 Lockwood, J. L., Hoopes, M. F., & Marchetti, M. P. (2007). Invasion Ecology. In *Austral Ecology*  
1072 (Vol. 32, Issue 8). Blackwell Publishing. [https://doi.org/10.1111/j.1442-](https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2007.01831.x)  
1073 [9993.2007.01831.x](https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2007.01831.x)
- 1074 Long, J. L. (2003). *Introduced mammals of the world*. CSIRO Publishing.
- 1075 Loveridge, A. J., Reynolds, J. C., & Milner-Gulland, E. J. (2007). Does sport hunting benefit  
1076 conservation? In D. W. Macdonald & K. Service (Eds.), *Key Topics in Conservation Biology*  
1077 (1st ed., pp. 222–238). Blackwell Publishing Ltd.
- 1078 Lowrey, B., Elbroch, L. M., & Broberg, L. (2016). Is individual prey selection driven by chance or  
1079 choice ? A case study in cougars ( *Puma concolor* ). *Mammal Research*, *61*, 353–359.  
1080 <https://doi.org/10.1007/s13364-016-0292-y>
- 1081 Macdonald, N., Nugent, G., Edge, K., & Parkes, J. P. (2019). Eradication of red deer from  
1082 Secretary Island, New Zealand: changing tactics to achieve success. In C. R. Veitch, M. N.  
1083 Clout, A. R. Martin, J. C. Russell, & C. J. West (Eds.), *Island invasives: scaling up to meet*  
1084 *the challenge* (pp. 256–260). IUCN.
- 1085 Mack, R. N., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F. (2000). Biotic  
1086 Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences and Control. *Issues in Ecology*.
- 1087 MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle, J. A., & Langtimm, C. A.  
1088 (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one.  
1089 *Ecology*, *83*(8), 2248–2255.
- 1090 Malison, R. L., Lorang, M. S., Whited, D. C., & Stanford, J. A. (2014). Beavers (*Castor*  
1091 *canadensis*) influence habitat for juvenile salmon in a large Alaskan river floodplain.  
1092 *Freshwater Biology*, *59*(6), 1229–1246. <https://doi.org/10.1111/fwb.12343>
- 1093 Malmierca, L., Menvielle, M. F., Ramadori, D., Saavedra, B., Saunders, A., Soto Volkart, N., &  
1094 Schiavini, A. C. M. (2011). Eradication of beaver (*Castor canadensis*), an ecosystem  
1095 engineer and threat to southern Patagonia. In C. R. Veitch, M. N. Clout, & D. R. Town  
1096 (Eds.), *Island invasives: eradication and management* (pp. 87–90). IUCN.
- 1097 Marconi, P. N., & Balabusic, A. M. (1980). *Proyecto de control de la especie ex3tica Castor*  
1098 *canadensis en el Parque Nacional Tierra del Fuego*.
- 1099 Massoia, E., & Ch3bez, J. C. (1993). *Mamíferos silvestres del Archipi3lago Fueguino*. L.O.L.A.
- 1100 Mazerolle, M. J. (2020). *AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on*  
1101 *(Q)AIC(c)* (R package version 2.3-1). <https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>
- 1102 Mazzamuto, M. V., Panzeri, M., Bisi, F., Wauters, L. A., Preatoni, D., & Martinoli, A. (2020).  
1103 When management meets science: adaptive analysis for the optimization of the  
1104 eradication of the Northern raccoon (*Procyon lotor*). *Biological Invasions*, *22*(10), 3119–  
1105 3130. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02313-6>
- 1106 McCain, E. B., & Childs, J. L. (2008). Evidence of resident jaguars (*Panthera onca*) in the  
1107 Southwestern United States and the implications for conservation. *Journal of*  
1108 *Mammalogy*, *89*(1), 1–10. <https://doi.org/10.1644/07-mamm-f-268.1>
- 1109 McCall, T. C., Hodgman, T. P., Diefenbach, D. R., & Owen, R. B. (1996). Beaver populations and  
1110 their relation to wetland habitat and breeding waterfowl in Maine. *Wetlands*, *16*(2), 163–

- 1111 172. <https://doi.org/10.1007/BF03160690>
- 1112 McComb, W. C., Sedell, J. R., & Buchholz, T. D. (1990). Dam-site selection by beavers in an  
1113 Eastern Oregon basin. *The GreatBain Naturalist*, 50(3), 273–281.
- 1114 Mckinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing  
1115 many losers in the next mass extinction. *Tree*, 14(1), 450–453.  
1116 [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1)
- 1117 McNew, L. B., Nielson, C. K., Bloomquist, C. K., & McNew, L. B. (2007). Use of snares to live-  
1118 capture beavers. *Wildlife Research*, 1(1), 106–111.  
1119 <http://digitalcommons.unl.edu/hwi/125/>
- 1120 Mctaggart, S. T., & Nelson, T. A. (2003). Composition and demographics of beaver (*Castor*  
1121 *canadensis*) colonies in Central Illinois. *The American Midland Naturalist*, 150(1), 139–  
1122 150.
- 1123 Menvielle, M. F., Soto, N., Saavedra, B., Schiavini, A. C. M., Malmierca, L., & Ramadori, D.  
1124 (2008). Hacia una estrategia binacional para la restauración de ecosistemas australes  
1125 afectados por el castor americano. In Claudia A. Silva & B. Saavedra (Eds.), *Actas del taller*  
1126 *internacional para el control de castores en la Patagonia* (pp. 186–209). Wildlife  
1127 Conservation Society.
- 1128 Miller, F. W. (1948). Early breeding of the Texas beaver. *Journal of Mammalogy*, 29(4), 419–  
1129 419.
- 1130 Miller, J. E. (1975). Beaver Damage Control. *Great Plains Wildlife Damage Control Workshop*  
1131 *Proceedings*, 23–27.
- 1132 Miller, L. K. (1967). *Caudal nerve function as related to temperature in some Alaskan*  
1133 *mammals*. 21(1948), 679–686.
- 1134 Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Brooks, T. M., Pilgrim, J. D., Konstant, W. R., da Fonseca,  
1135 G. A. B., & Kormos, C. (2003). Wilderness and biodiversity conservation. *Proceedings of*  
1136 *the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100(18), 10309–10313.
- 1137 Moorman, M. C., Eggleston, D. B., Anderson, C. B., Mansilla, A. O., & Szejner, P. (2009).  
1138 Implications of Beaver *Castor canadensis* and Trout Introductions on Native Fish in the  
1139 Cape Horn Biosphere Reserve , Chile. *Transactions of the American Fisheries Society*, 138,  
1140 306–313.
- 1141 Morrison, S. A., Faulkner, K. R., & Vermeer, L. A. (2011). The essential non-science of  
1142 eradication programmes: creating conditions for success. In *Island invasives: eradication*  
1143 *and management*. (pp. 461–466).  
1144 [http://www.issg.org/pdf/publications/Island\\_Invasives/pdfHQprint/4Morrisonnon-](http://www.issg.org/pdf/publications/Island_Invasives/pdfHQprint/4Morrisonnon-science.pdf)  
1145 [science.pdf](http://www.issg.org/pdf/publications/Island_Invasives/pdfHQprint/4Morrisonnon-science.pdf)
- 1146 Morrison, S. A., Macdonald, N., Walker, K., Lozier, L., & Shaw, M. R. (2007). Facing the dilemma  
1147 at eradication's end: uncertainty of absence and the Lazarus effect. *Frontiers in Ecology*  
1148 *and the Environment*, 5(5), 271–276.
- 1149 Mott, C. L., Bloomquist, C. K., & Nielsen, C. K. (2011). Seasonal, diel, and ontogenetic patterns  
1150 of within-den behavior in beavers (*Castor canadensis*). *Mammalian Biology*, 76(4), 436–  
1151 444. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2010.09.002>
- 1152 Myers, J. H., Simberloff, D., Kuris, A. M., & Carey, J. R. (2000). Eradication revisited : dealing  
1153 with exotic species. *Tree*, 15(8), 316–320. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)01914-](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01914-5)  
1154 5

- 1155 Naiman, R. J., Johnston, C. A., & Kelley, J. C. (1988). Alteration of North American streams by  
1156 beaver. *BioScience*, 38(11), 753–762.
- 1157 Natcher, D. C., Calef, M., Huntington, O., Trainor, S., Huntington, H. P., DeWilde, L., Rupp, S., &  
1158 Chapin, F. S. I. (2007). Factors contributing to the cultural and spatial variability of  
1159 landscape burning by native peoples of interior Alaska. *Ecology and Society*, 12(1).  
1160 <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art7/>
- 1161 Neilson, E. W., Avgar, T., Cole Burton, A., Broadley, K., & Boutin, S. (2018). Animal movement  
1162 affects interpretation of occupancy models from camera-trap surveys of unmarked  
1163 animals. *Ecosphere*, 9(1), 1–15. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2092>
- 1164 Nix, J. H., Howell, R. G., Hall, L. K., & McMillan, B. R. (2018). The influence of periodic increases  
1165 of human activity on crepuscular and nocturnal mammals: Testing the weekend effect.  
1166 *Behavioural Processes*, 146(April 2017), 16–21.  
1167 <https://doi.org/10.1016/j.beproc.2017.11.002>
- 1168 Nixon, C. M., & Ely, J. (1969). Foods eaten by a beaver colony in Southeast Ohio. *The Ohio*  
1169 *Journal of Science*, 69(5), 313–319.
- 1170 Nolte, D. L., Arner, D. H., Paulson, J., Jones, J. C., & Trent, A. (2005). *How To keep beavers from*  
1171 *plugging culverts* (Technical Report 0571-2830-MTDC; Missoula Tech-Nology and  
1172 Development Center, Vol. 1).
- 1173 Nolte, D. L., & Paulson, J. (2008). Aproximaciones para resolver problemas relacionados con el  
1174 castor. In Claudia A. Silva & B. Saavedra (Eds.), *Actas del Taller Internacional para el*  
1175 *Control de Castores en la Patagonia* (pp. 130–155). Wildlife Conservation Society.
- 1176 Novak, M. (1977). Determining the average size and composition of beaver families. *The*  
1177 *Journal of Wildlife Management*, 41(4), 751–754.
- 1178 Novakowski, N. S. (1967). *The winter bioenergetics of a beaver population in northern*  
1179 *latitudes*. 45, 1107–1118.
- 1180 Novillo, A., & Ojeda, R. A. (2008). The exotic mammals of Argentina. *Biological Invasions*, 10(8),  
1181 1333. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9208-8>
- 1182 Nyssen, J., Pontzele, J., & Billi, P. (2011). Effect of beaver dams on the hydrology of small  
1183 mountain streams: Example from the Chevral in the Ourthe Orientale basin, Ardennes,  
1184 Belgium. *Journal of Hydrology*, 402, 92–102.  
1185 <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.03.008>
- 1186 O’Connell Jr., A. F., Talancy, Neil, W., Bailey, L. L., Sauer, J. R., Cook, R., & Gilbert, A. T. (2006).  
1187 Estimating site occupancy and detection probability parameters for meso- and large  
1188 mammals in a coastal ecosystem. *The Journal of Wildlife Management*, 70(6), 1625–1633.
- 1189 Obschatko, E. S. (2019). Bioeconomía y Sustentabilidad Económica - Introducción a la temática.  
1190 *1er Simposio Latinoamericano de Bioeconomía - Repensando El Desarrollo*.
- 1191 Ojeda, R. A. (2016). Mamíferos exóticos invasores de Argentina: qué y cuánto sabemos sobre  
1192 su ecología, impacto y manejo. *Mastozoología Neotropical*, 23(2), 217–220.
- 1193 Oliva, G., González, L., Rial, P., & Livraghi, E. (2001). El ambiente Patagonia Austral. In P. Borrelli  
1194 & G. Oliva (Eds.), *Ganadería ovina sustentable en la Patagonia Austral* (pp. 17–80).  
1195 Ganadería ovina sustentable en la Patagonia Austral.
- 1196 Oppel, S., Beaven, B. M., Bolton, M., Vickery, J., & Bodey, T. W. (2011). Eradication of invasive  
1197 mammals on islands inhabited by humans and domestic animals. *Conservation Biology*,  
1198 25, 232–240. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01601.x>

- 1199 Osborn, D. J. (1955). Techniques of Sexing Beaver, *Castor canadensis*. *Journal of Mammalogy*,  
1200 36(1), 141–143.
- 1201 Panzacchi, M., Bertolino, S., Cocchi, R., & Genovesi, P. (2007). Population control of coypu  
1202 *Myocastor coypus* in Italy compared to eradication in UK: a cost-benefit analysis. *Wildlife*  
1203 *Biology*, 13(2), 159–171. [https://doi.org/10.2981/0909-](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2007)13[159:pcocmc]2.0.co;2)  
1204 6396(2007)13[159:pcocmc]2.0.co;2
- 1205 Parkes, J. P. (2006). Does Commercial Harvesting of Introduced Wild Mammals Contribute to  
1206 Their Management as Conservation Pests? In W. G. Lee & R. B. Allen (Eds.), *Biological*  
1207 *Invasions in New Zealand* (pp. 407–420). Springer. [https://doi.org/10.1007/3-540-30023-](https://doi.org/10.1007/3-540-30023-6_26)  
1208 6\_26
- 1209 Parkes, J. P., Paulson, J., Donlan, C. J., & Campbell, K. J. (2008). *Estudio de factibilidad de*  
1210 *erradicar el castor americano (Castor canadensis) en la Patagonia*.
- 1211 Parkes, J. P., Ramsey, D. S. L., Macdonald, N., Walker, K., McKnight, S., Cohen, B. S., &  
1212 Morrison, S. A. (2010). Rapid eradication of feral pigs (*Sus scrofa*) from Santa Cruz Island,  
1213 California. *Biological Conservation*, 143(3), 634–641.  
1214 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.11.028>
- 1215 Pellet, J., & Schmidt, B. R. (2005). Monitoring distributions using call surveys: Estimating site  
1216 occupancy, detection probabilities and inferring absence. *Biological Conservation*, 123(1),  
1217 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.10.005>
- 1218 Peri, P. L., Lencinas, M. V., Martínez Pastur, G., Wardell-Johnson, G. W., & Lasagno, R. (2013).  
1219 Diversity patterns in the steppe of Argentinean southern Patagonia: environmental  
1220 drivers and impact of grazing. In M. B. Morales Prieto & J. Traba Díaz (Eds.), *Steppe*  
1221 *Ecosystems* (pp. 73–95). Nova Science.
- 1222 Phillips, R. A. (2010). Eradications of invasive mammals from islands: Why, where, how and  
1223 what next? *Emu*, 110, 1–7. [https://doi.org/10.1071/MUv110n4\\_ED](https://doi.org/10.1071/MUv110n4_ED)
- 1224 Pietrek, A. G., Escobar, J. M., Fasola, L., Roesler, I., & Schiavini, A. C. M. (2016). Why invasive  
1225 Patagonian beavers thrive in unlikely habitats: A demographic perspective. *Journal of*  
1226 *Mammalogy*, 98(1), 283–292. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyw169>
- 1227 Pietrek, A. G., & Fasola, L. (2014). ORIGIN AND HISTORY OF THE BEAVER INTRODUCTION IN  
1228 SOUTH AMERICA. *Mastozoología Neotropical*, 21(2), 355–359.
- 1229 Pietrek, A. G., Himes Boor, G. K., & Morris, W. F. (2017). How effective are buffer zones in  
1230 managing invasive beavers in Patagonia? A simulation study. *Biodiversity and*  
1231 *Conservation*. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1373-1>
- 1232 Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R., & Morrison, D. (2002). Environmental and economic costs  
1233 associated with non-indigenous species in the United States. In D. Pimentel (Ed.),  
1234 *Biological Invasions. Economic and Environmental Costs of Alien Plant, Animal and*  
1235 *Microbe Species* (pp. 285–303). CRC Press.
- 1236 Popp, J. N., Hamr, J., Larkin, J. L., & Mallory, F. F. (2018). Black bear (*Ursus americanus*) and  
1237 wolf (*Canis spp.*) summer diet composition and ungulate prey selectivity in Ontario,  
1238 Canada. *Mammal Research*, 63(4), 433–441. <https://doi.org/10.1007/s13364-018-0368-y>
- 1239 QGIS Association. (2021). *QGIS Geographic Information System* (3.16.3). <http://www.qgis.org>
- 1240 R Core Team. (2020). *R: A language and environment for statistical computing* (4.0.2). R  
1241 Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- 1242 Ramsey, D. S. L., Parkes, J. P., Will, D., Hanson, C. C., & Campbell, K. J. (2011). Quantifying the

- 1243 success of feral cat eradication, San Nicolas Island, California. *New Zealand Journal of*  
1244 *Ecology*, 35(2), 163–173.
- 1245 Ramsey, D. S. L., & Will, D. (2012). *Framework for undertaking eradication programs on insular*  
1246 *populations of vertebrate pests* (Issue November).
- 1247 Regan, T. J., McCarthy, M. A., Baxter, P. W. J., Panetta, F. D., & Possingham, H. P. (2006).  
1248 Optimal eradication : when to stop looking for an invasive plant. *Ecology Letters*, 9, 759–  
1249 766. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00920.x>
- 1250 Rempel, R. S., Abraham, K. F., Gadawski, T. R., Gabor, S., & Kenyon Ross, R. (1997). A Simple  
1251 Wetland Habitat Classification for Boreal Forest Waterfowl. *The Journal of Wildlife*  
1252 *Management*, 61(3), 746–757.
- 1253 Renouf, R. N. (1972). Waterfowl Utilization of Beaver Ponds in New Brunswick. *The Journal of*  
1254 *Wildlife Management*, 36(3), 740–744.
- 1255 Richardson, D. M., Pysek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., & West, C. J. (2000).  
1256 Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definition. *Diversity and*  
1257 *Distributions*, 6, 93–107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>
- 1258 Ridout, M. S., & Linkie, M. (2009). Estimating overlap of daily activity patterns from camera  
1259 trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 14(3), 322–337.  
1260 <https://doi.org/10.1198/jabes.2009.08038>
- 1261 Ritchie, J. (1922). Naturalisation of animals and plants. *Nature*, 110(274), 868–870.
- 1262 Roest, A. I. (1951). Mammals of the Oregon Caves Area, Josephine County. *Journal of*  
1263 *Mammalogy*, 32(3), 345–351. <https://doi.org/10.1644/870.1.Key>
- 1264 Rojel Figueroa, I. (2009). *El castor, sus características y adaptaciones biológicas, impacto sobre*  
1265 *el ecosistema patagónico y análisis de la factibilidad de control o erradicación de la*  
1266 *especie en la zona austral* [Tesis de Ingeniería]. Universidad de Magallanes.
- 1267 Rosell, F., Bergan, F., & Parker, H. (1998). Scent-marking in the eurasian beaver (*Castor fiber*)  
1268 as a means of territory defense. *Journal of Chemical Ecology*, 24(2), 207–219.  
1269 <https://doi.org/10.1023/A>
- 1270 Rosell, F., Bozsér, O., Collen, P., & Parker, H. (2005). Ecological impact of beavers *Castor fiber*  
1271 and *Castor canadensis* and their ability to modify ecosystems. *Mammal Review*, 35(3–4),  
1272 248–276.
- 1273 Rosell, F., & Hovde, B. (2001). Methods of aquatic and terrestrial netting to capture Eurasian  
1274 leavers. *Wildlife Society Bulletin*, 29(1), 269–274. <http://www.jstor.org/stable/3784008>
- 1275 Rosell, F., & Kvinlaug, J. K. (1998). Methods for live-trapping beaver (*Castor spp.*). *Fauna*  
1276 *Norvegica*, 19, 1–28.
- 1277 Rovero, F., Zimmermann, F., Berzi, D., & Meek, P. D. (2013). ‘Which camera trap type and how  
1278 many do I need?’ A review of camera features and study designs for a range of wildlife  
1279 research applications. *Hystrix*, 24(2). <https://doi.org/10.4404/hystrix-24.2-6316>
- 1280 Royle, J. A., Nichols, J. D., & Kéry, M. (2005). Modelling occurrence and abundance of species  
1281 when detection is imperfect. *Oikos*, 110(2), 353–359.
- 1282 Russell, J. C., Binnie, H. R., Oh, J., Anderson, D. P., & Samaniego-Herrera, A. (2017). Optimizing  
1283 confirmation of invasive species eradication with rapid eradication assessment. *Journal of*  
1284 *Applied Ecology*, 54, 160–169. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12753>
- 1285 Saad, J. F., Schiaffino, M. R., Vinocur, A., O’Farrell, I., Tell, G., & Izaguirre, I. (2013). Microbial



- 1286 planktonic communities of freshwater environments from Tierra del Fuego: Dominant  
1287 trophic strategies in lakes with contrasting features. *Journal of Plankton Research*, 35(6),  
1288 1220–1233. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt075>
- 1289 Sánchez, A. (OIT). (2019). Bioeconomía y sustentabilidad ambiental - Introducción a la  
1290 temática. *1er Simposio Latinoamericano de Bioeconomía - Repensando El Desarrollo*.
- 1291 Sanguinetti, J., Buria, L., Malmierca, L., Valenzuela, A. E. J., Núñez, C., Pastore, H., Chauchard,  
1292 L., Ferreyra, N., Massaccesi, G., Gallo, E., & Chehébar, C. (2014). Manejo de especies  
1293 exóticas invasoras en Patagonia, Argentina: Priorización, logros y desafíos de integración  
1294 entre ciencia y gestión identificados desde la Administración de Parques Nacionales.  
1295 *Ecologia Austral*, 24(2), 183–192.
- 1296 Schiavini, A. C. M. (2016). *Plan Operativo de las Unidades Demostrativas en Tierra del Fuego.*  
1297 *Componente 4. Desarrollo de un Programa piloto de erradicación del Castor, en la*  
1298 *Provincia de Tierra del Fuego, basado en la gobernabilidad de las Especies Exóticas*  
1299 *Invasoras*. (Version 3). [https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/plan-operativo-](https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/plan-operativo-de-unidades-demostrativas-.pdf)  
1300 [de-unidades-demostrativas-.pdf](https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/plan-operativo-de-unidades-demostrativas-.pdf)
- 1301 Schiavini, A. C. M., Carranza, M. L., Deferrari, G. A., Escobar, J. M., & Malmierca, L. (2016).  
1302 Erradicación de especies invasoras: ciencia, actitud y entendimiento. El castor en Tierra  
1303 del Fuego. *Mastozoología Neotropical*, 23(2), 279–288.
- 1304 Schipper, J. (2007). Camera-trap avoidance by kinkajous *Potos flavus*: rethinking the “non-  
1305 invasive” paradigm. *Small Carnivore Conservation*, 36, 38–41.
- 1306 Schmidt, B. R., Kéry, M., Ursenbacher, S., Hyman, O. J., & Collins, J. P. (2013). Site occupancy  
1307 models in the analysis of environmental DNA presence/absence surveys: A case study of  
1308 an emerging amphibian pathogen. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(7), 646–653.  
1309 <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12052>
- 1310 Sepúlveda, M. A., Valenzuela, A. E. J., Pozzi, C., Medina-Vogel, G., & Chehébar, C. (2015).  
1311 *Lontra provocax*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T12305A21938042*.  
1312 <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T12305A21938042.en>
- 1313 Shine, C., Williams, N., & Gündling, L. (2000). *Guía para la elaboración de marcos jurídicos e*  
1314 *institucionales relativos a las especies exóticas invasoras*. UICN.  
1315 <https://books.google.com/books?id=06fJygNkas4C&pgis=1>
- 1316 Skewes, O., Gonzalez, F., Rubilar, L., Quezada, M., Olave, R., Vargas, V., & Avila, A. (1999).  
1317 *Investigación, aprovechamiento y control del castor en islas Tierra del Fuego y Navarino*.
- 1318 Smith, D. W., & Peterson, R. O. (1991). Behavior of beaver in lakes with varying water levels in  
1319 Northern Minnesota. *Environmental Management*, 15(3), 395–401.  
1320 <https://doi.org/10.1007/BF02393886>
- 1321 Smith, D. W., Trauba, D. R., Anderson, R. K., & Peterson, R. O. (1994). Black Bear Predation on  
1322 Beavers on an Island in Lake Superior. *The American Midland Naturalist*, 132(2), 248–255.
- 1323 Soto, N., Cabello, J. L., & Antúnez, D. (2008). Gestión y técnicas de control de castores en Chile:  
1324 lecciones aprendidas. In Claudia A. Silva & B. Saavedra (Eds.), *Actas del taller*  
1325 *internacional para el control de castores en la Patagonia* (pp. 93–114). Wildlife  
1326 Conservation Society.
- 1327 Stephenson, A. B. (1969). Temperatures within a beaver lodge in winter. *Journal of*  
1328 *Mammalogy*, 50(1), 134–136.
- 1329 Suckling, D. M., Tobin, P. C., McCullough, D. G., & Herms, D. A. (2012). Combining tactics to  
1330 exploit allee effects for eradication of alien insect populations. *Journal of Economic*

- 1331 *Entomology*, 105(1), 1–13. <https://doi.org/10.1603/EC11293>
- 1332 Sun, L., Müller-Schwarze, D., & Schulte, B. A. (2000). Dispersal pattern and effective population  
1333 size of the beaver. *Canadian Journal of Zoology*, 78(3), 393–398.  
1334 <https://doi.org/10.1139/z99-226>
- 1335 Svendsen, G. E. (1980). Population Parameters and Colony Composition of Beaver (*Castor*  
1336 *canadensis*) in Southeast Ohio. *American Midland Naturalist*, 104(1), 47–56.
- 1337 Swinnen, K. R. R., Hughes, N. K., & Leirs, H. (2015). Beaver (*Castor fiber*) activity patterns in a  
1338 predator-free landscape. What is keeping them in the dark? *Mammalian Biology*, 80(6),  
1339 477–483. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2015.07.006>
- 1340 Taylor, J. D., & Singleton, R. D. (2014). The evolution of flow devices used to reduce flooding by  
1341 beavers: A review. *Wildlife Society Bulletin*, 38(1), 127–133.  
1342 <https://doi.org/10.1002/wsb.363>
- 1343 Taylor, R. H., Kaiser, G. W., & Drever, M. C. (2000). Eradication of Norway rats for recovery of  
1344 seabird habitat on Langara Island, British Columbia. *Restoration Ecology*, 8(2), 151–160.  
1345 <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2000.80022.x>
- 1346 Thorn, M., Scott, D. M., Green, M., Bateman, P. W., & Cameron, E. Z. (2009). Estimating brown  
1347 hyaena occupancy using baited camera traps. *African Journal of Wildlife Research*, 39(1),  
1348 1–10. <https://doi.org/10.3957/056.039.0101>
- 1349 Thurber, J. M., & Peterson, R. O. (1993). EFFECTS OF POPULATION DENSITY AND PACK SIZE ON  
1350 THE FORAGING ECOLOGY OF GRAY WOLVES. *Journal of Mammalogy*, 74(4), 879–889.
- 1351 Tobin, P. C., Berec, L., & Liebhold, A. M. (2011). Exploiting Allee effects for managing biological  
1352 invasions. *Ecology Letters*, 14(6), 615–624. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01614.x>
- 1353
- 1354 Valenzuela, A. E. J., Anderson, C. B., Fasola, L., & Cabello, J. L. (2014). Linking invasive exotic  
1355 vertebrates and their ecosystem impacts in Tierra del Fuego to test theory and determine  
1356 action. *Acta Oecologica*, 54, 110–118. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2013.01.010>
- 1357 Vázquez, D. P. (2002). Multiple effects of introduced mammalian herbivores in a temperate  
1358 forest. *Biological Invasions*, 175–191.
- 1359 Vitousek, P. M., D'Antonio, C. M., Loope, L. L., Rejmánek, M., & Westbrooks, R. (1997).  
1360 Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New*  
1361 *Zealand Journal of Ecology*, 21(1), 1–16. <https://doi.org/10.2307/24054520>
- 1362 Voigt, D. R., Kolenosky, G. B., & Pimlott, D. H. (1976). Changes in Summer Foods of Wolves in  
1363 Central Ontario. *The Journal of Wildlife Management*, 40(4), 663.  
1364 <https://doi.org/10.2307/3800561>
- 1365 White, H. B., Decker, T., O'Brien, M. J., Organ, J. F., & Roberts, N. M. (2015). Trapping and  
1366 furbearer management in North American wildlife conservation. *International Journal of*  
1367 *Environmental Studies*, 72(5), 756–769. <https://doi.org/10.1080/00207233.2015.1019297>
- 1368 Witmer, G. W., & Pitt, W. C. (2012). Invasive rodents in the United States: ecology, impacts,  
1369 and management. In J. J. Blanco & A. T. Fernandes (Eds.), *Invasive species threats:*  
1370 *ecological impact and control methods* (pp. 47–65). Nova Science.
- 1371 Wittenberg, R., & Cock, M. J. W. (Eds.). (2004). *Especies exóticas invasoras: Una guía sobre las*  
1372 *mejores prácticas de prevención y gestión*. CAB International.
- 1373 Wright, J. P., Jones, C. G., & Flecker, A. S. (2002). An ecosystem engineer, the beaver, increases  
1374 species richness at the landscape scale. *Oecologia*, 132(1), 96–101.

- 1375 <https://doi.org/10.1007/s00442-002-0929-1>
- 1376 Zavaleta, E. S., Hobbs, R. J., & Mooney, H. A. (2001). Viewing invasive species removal in a  
1377 whole-ecosystem context. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(8), 454–459.
- 1378 Панов, Г. М. (2003). Изменения биологических периодов и фаз в годичном цикле жизни  
1379 бобров (*Castor fiber*) в Красноярском крае [The change of the biological periods and  
1380 phases in the annual life cycle of the beavers (*Castor fiber*) in the Krasnoyarsk Region].  
1381 *Vestnik Zoologii*, 37(3), 13–21.
- 1382

1383 **Anexo I**

1384 Modelos desarrollados en el subcapítulo 2B y sus respectivos coeficientes. Las variables Luna,  
 1385 Día y Trampas-noche están estandarizadas según  $\frac{X-\bar{X}}{\sigma}$ . Dentro de cada modelo se resaltan en  
 1386 verde los niveles de la variable o interacción de variables que son significativos a  $\alpha=0,05$ .

1387

Número	Modelo	K	$\Delta$ AICc	$w_i$	Cum. Wt
1	Tipo + Lugar + Lugar * Tipo	11	0	1,00	1,00
3	Trampas-noche + Tipo + Trampas-noche * Tipo	5	48,76	0	1,00
6	Luna + Lugar + Luna * Lugar	11	122,45	0	1,00
2	Lugar + Rotura + Atractor + Lugar * Rotura + Lugar * Atractor	26	142,89	0	1,00
4	Estación + Luna + Estación * Luna	9	157,35	0	1,00
7	Día	3	157,91	0	1,00
8	Atractor + Estación + Atractor * Estación	13	179,41	0	1,00
5	Ambiente	4	183,02	0	1,00
9	Modelo nulo	2	217,76	0	1,00

1388

1389 1) Intercepto: trampas de golpe y canal

	Estimado	Error est	Valor z	Pr(> z )
(Intercepto)	2,10342141	0,0815369	25,7971716	9,54E-147
Arte: Lazo	-1,1960604	0,22484099	5,31958336	1,04E-07
Lugar: Frente de dique	0,41463922	0,11664345	3,55475795	0,00037833
Lugar: Madriguera	0,21993628	0,13849452	1,58805037	0,11227495
Lugar: Tobogán en frente	0,68635555	0,11255543	6,09793355	1,07E-09
Lugar: Tobogán lateral	-0,0318556	0,11843228	-0,2689773	0,78794715
Arte: Lazo * Lugar: Dique	0,68541976	0,59521891	1,15154232	0,2495092
Arte: Lazo * Lugar: Madriguera	0,31776706	0,49605854	0,64058379	0,52179314
Arte: Lazo * Lugar: Tobogán frontal	0,11757988	0,33151235	0,35467724	0,72283141
Arte: Lazo * Lugar: Tobogán lateral	0,40937202	0,31100066	1,31630598	0,18807136

1390

1391

	Estimado	Error est	Valor z	Pr(> z )
(Intercepto)	-2,27090466	0,08803623	-25,7951142	1,01E-146
Lugar: Dique	0,22673352	0,18756565	1,20882218	0,22673117
Lugar: Madriguera	0,23542311	0,14686086	1,60303505	0,10892692
Lugar: Tobogán frontal	0,67201988	0,12103289	5,55237403	2,82E-08
Lugar: Tobogán lateral	-0,37205885	0,12253715	-3,03629429	0,00239505
Rotura: Drenado	-0,26385493	0,23574055	-1,11925981	0,26302932
Rotura: Mediano	0,52145744	0,31518295	1,65445955	0,09803417
Atractor: Alimento	-0,18852001	0,33774419	-0,55817396	0,5767256
Atractor: Hormona	0,03698259	0,39459223	0,09372357	0,92532874
Lugar: Dique * Rotura: Corte de drenado	0,7128912	0,31036806	2,29692192	0,02162322
Lugar: Madriguera * Rotura: Corte de drenado	0,54945193	0,48906438	1,12347566	0,26123553
Lugar: Tobogán frontal * Rotura: Corte de drenado	0,29186861	0,30656037	0,95207549	0,3410587
Lugar: Tobogán lateral * Rotura: Corte de drenado	0,63973587	0,40652965	1,57365119	0,11556811
Lugar: Dique * Rotura: Corte mediano	-0,29649547	0,41921008	-0,7072718	0,47939759
Lugar: Madriguera * Rotura: Corte mediano	-1,68053397	0,62189398	-2,70228372	0,0068865
Lugar: Tobogán frontal * Rotura: Corte mediano	-0,6183808	0,41479509	-1,49081029	0,13601131
Lugar: Tobogán lateral * Rotura: Corte mediano	-0,24728036	0,55125502	-0,44857706	0,65373678
Lugar: Dique * Atractor: Alimento	0,92668501	0,61898989	1,49709232	0,13436924
Lugar: Madriguera * Atractor: Alimento	1,53680784	0,82102237	1,87182214	0,06123121
Lugar: Tobogán frontal * Atractor: Alimento	-1,09315116	1,09724623	-0,99626787	0,31912001
Lugar: Tobogán lateral * Atractor: Alimento	0,6157045	0,44900452	1,37126569	0,17029215
Lugar: Dique * Atractor: Hormona	0,11036282	1,20874531	0,09130362	0,92725134
Lugar: Madriguera * Atractor: Hormona	0,10318579	0,74988098	0,13760289	0,89055427
Lugar: Tobogán frontal * Atractor: Hormona	0,79305612	0,62040409	1,27828963	0,20114732
Lugar: Tobogán lateral * Atractor: Hormona	0,15383783	0,55183269	0,27877622	0,78041657

1394 3) Intercepto: Trampas de golpe

	Estimado	Error est	Valor z	Pr(> z )
(Intercepto)	-1,8926857	0,05493113	34,4556113	3,71E-260
Trampas-noche	0,05092116	0,03110096	1,63728604	0,10157072
Arte: Lazo	1,36411974	0,15284525	8,92484223	4,46E-19
Trampas-noche *				
Arte: Lazo	0,29525841	0,29096632	1,01475116	0,31022446

1395

1396 4) Intercepto: Invierno

	Estimado	Error est	Valor z	Pr(> z )
(Intercepto)	1,58707893	0,16299503	9,73697732	2,10E-22
Estación: otoño	0,65179766	0,18659362	3,49314016	0,00047738
Estación: primavera	0,10954954	0,18329402	0,59767112	0,5500594
Estación: verano	0,90130823	0,18243108	4,94054105	7,79E-07
Luna	0,0385128	0,13703166	0,28105038	0,77867176
Estación: otoño * Luna	0,33172662	0,16014155	2,07145883	0,03831594
Estación: primavera *				
Luna	0,11475507	0,1505118	0,76243239	0,44580198
Estación: verano * Luna	0,26432672	0,15690878	1,68458848	0,09206799



1397

1398 5) Intercepto: Canal

	Estimado	Error est	Valor z	Pr(> z )
(Intercepto)	2,28681696	0,0804406	28,4286424	8,95E-178
Luna	0,08086561	0,06890767	1,17353559	0,24058109
Lugar: Dique	0,52248678	0,1163726	4,48977475	7,13E-06
Lugar: Madriguera	0,23130094	0,13368404	1,73020608	0,08359346
Lugar: Tobogán frontal	0,67721727	0,10702822	6,32746459	2,49E-10
Lugar: Tobogán lateral	0,30119878	0,11017039	2,73393582	0,00625822
Luna * Lugar: Dique	0,13642587	0,11091354	1,23001996	0,21868963
LunaE * Lugar: Madriguera	0,00013665	0,12813915	0,00106645	0,99914909
Luna * Lugar: Tobogán frontal	0,11677365	0,10317406	1,13181216	0,25771341
Luna * Lugar: Tobogán lateral	0,13756531	0,10758595	1,27865498	0,20101858

1399

1400 6) Intercepto:

	Estimado	Error est	Valor z	Pr(> z )
(Intercepto)	2,23085687	0,056107	39,7607579	0
Día	0,41078366	0,05102847	8,05008772	8,27E-16

1401

1402 7) Intercepto: Sin atractor e Invierno.

	Estimado	Error est	Valor z	Pr(> z )
(Intercepto)	1,59437047	0,16131979	9,88329109	4,92E-23
Atractor: Alimento	12,4336184	393,714918	0,03158026	0,97480679
Atractor: Hormona	0,67160789	0,88392755	0,7597997	0,44737432
Estación: otoño	0,55805931	0,18322009	3,04584121	0,0023203
Estación: primavera	0,10374991	0,18263673	0,56806708	0,56998942
Estación: verano	0,89817054	0,18174502	4,94192648	7,74E-07
Atractor: Alimento * Estación: otoño	0,15813025	469,919035	0,00033651	0,99973151
Atractor: Hormona * Estación: otoño	0,49916637	1,04721582	0,47666046	0,63360393
Atractor: Alimento * Estación: primavera	12,1498469	393,715015	0,0308595	0,97538159
Atractor: Hormona * Estación: primavera	0,50236123	0,92313084	0,54419288	0,58630875
Atractor: Alimento * Estación: verano	12,8096594	393,715018	0,03253536	0,97404512
Atractor: Hormona * Estación: verano	1,69248899	1,14506224	1,47807598	0,13938744

1403

1404 8) Intercepto: Bosque

	Estimado	Error est	Valor z	Pr(> z )
(Intercepto)	2,27667777	0,06280278	36,2512267	9,50E-288
Ambiente: Ecotono	0,89528292	0,18810851	4,75939612	1,94E-06
Ambiente: Estepa	0,76772782	0,17334821	4,42881897	9,48E-06

1405

1406

1407 9) Modelo nulo

	Estimado	Error est	Valor z	Pr(> z )
(Intercepto)	2,11406619	0,05795764	-36,476057	2,66E-291

1408

## 1409 Anexo II

1410 Código computacional para el software R del modelo de ocupación realizado para el Capítulo 3  
1411 de la presente Tesis.

1412

1413

```
1414 library(jagsUI)
```

1415

```
1416 sink("beaver_occ.txt")
```

```
1417 cat(" "
```

```
1418 model {
```

1419

```
1420 #hyperpriors
```

```
1421 mu.psi ~ dunif(0, 1) #Ocupación
```

```
1422 tau.psi <- pow(sd.psi, -2)
```

```
1423 sd.psi ~ dunif(0,8)
```

```
1424 mu.alpha.p ~ dunif(0, 1) #Detección
```

```
1425 tau.alpha.p <- pow(sd.p, -2)
```

```
1426 sd.p ~ dunif(0,8)
```

```
1427 beta_Ve.p ~ dnorm(0, 1)
```

```
1428 beta_Ot.p ~ dnorm(0, 1)
```

```
1429 beta_In.p ~ dnorm(0, 1)
```

1430

1431

```
1432 for (e in 1:Amb) {
```

```
1433   mu.a.psi [e] ~ dnorm (mu.psi, tau.psi) #ocupación por ambiente
```

```
1434   tau.a.lpsi[e] <- pow(sd.a.lpsi[e],-2)
```

```
1435   sd.a.lpsi [e] ~ dunif(0,1)
```

```
1436   alpha.p[e] ~ dnorm (mu.alpha.p, tau.alpha.p)
```

```
1437 }
```

1438

```
1439 for (e in 1:Amb) {
```

```
1440   for(i in 1:K[e]) { # i: cada cámaras
```

```
1441     # k: número de sitios en función del ambiente e
```

```
1442     # c: nro fotos independientes de castores obtenidas por la cámara i
```

```
1443     # p: probabilidad de detección de la cámara i
```

```
1444     # nights: número de noches que estuvo activa la cámara i
```

1445

```
1446   ## modelo ocupación
```

```
1447   psi[i,e] ~ dnorm (mu.a.psi [e], tau.a.lpsi [e])
```

```
1448   z[i,e] ~ dbern(psi[i,e]) #Ocupación del sitio i en el ambiente e
```

1449

```
1450   ## modelo deteccion
```

```
1451   mu.p[i,e]<- z[i,e]*p[i,e] #Probabilidad resultado positivo
```

```
1452   c[i,e] ~ dbin(mu.p[i,e],nights[i,e])
```

```
1453   logit_p[i,e] <- alpha.p[e] + beta_Ve.p * ver[i,e] + beta_Ot.p * oto[i,e] + beta_In.p * inv[i,e]
```

```
1454   p[i,e] <- 1/ (1 + exp (-logit_p[i,e]))
```

```
1455 }
```

```

1456 }
1457 }
1458
1459 ",fill=TRUE)
1460 sink()
1461
1462
1463 # valores iniciales
1464
1465 #zst <- apply(cmx,c(1,2),max) # Ocurrencia observada como valores iniciales de z
1466 fn <- function(x) {
1467   ifelse(x > 0, 1, ifelse(x < 0, 0, 0))}
1468
1469 inits <- function() list(z = fn(cmx))
1470
1471 # parametros a monitorear
1472 params.p <- c("alpha.p", "beta_Ve.p", "beta_Ot.p", "beta_In.p", "p")
1473
1474 # parametros a monitorear
1475 params.psi <- c("mu.psi", "mu.a.psi", "psi")
1476
1477 # especificaciones MCMC
1478 ni <- 50000 #número de iteraciones
1479 nt <- 10
1480 nb <- 5000 #número de iteraciones que se queman al principio
1481 na <- 40000
1482 nc <- 3 #número de cadenas
1483
1484
1485 #Modelo de detección
1486 out.p = jags(win.data, inits, params.p, "beaver_occ.txt", n.chains=nc,
1487   n.iter=ni, n.burnin=nb, n.
1488

```