



UNCo
BARILOCHE

Trabajo final de Licenciatura:

**Dispersión endozoocórica de arbustos exóticos por
liebre europea (*Lepus europaeus*) en los alrededores
de Bariloche**



Tesista: Tomás Ignacio González

Directora: Dra. Gladys Galende

Codirectora: Dra. Estela Raffaele

CRUB. Universidad Nacional del Comahue
2021

Índice General

Resumen.....	3
Abstract.....	4
Introducción.....	5
La dispersión de semillas.....	6
El bosque templado de Sudamérica Austral.....	7
La liebre europea: Un viejo invasor.....	8
Objetivos.....	11
Materiales y métodos.....	12
Área de estudio.....	11
Principales arbustos exóticos en la región.....	13
Recolección de muestras.....	15
Composición y cuantificación de semillas.....	15
Análisis de datos.....	17
Estratificación.....	17
Viabilidad de las semillas.....	18
Análisis de datos.....	19
Ensayo de germinación.....	19
Germinación en frío.....	20
Análisis de datos.....	21
Resultados.....	22
Composición y cuantificación de semillas en heces de liebre europea.....	22
Primer período de muestreo (Enero-Febrero 2018).....	25
Segundo período de muestreo (Marzo-Abril 2018).....	27
Tercer período de muestreo (Febrero-Marzo 2019).....	31
Viabilidad de semillas.....	32
Germinación de semillas.....	33
Discusión.....	35
Rol dispersor de la liebre europea.....	35
Semillas por bosteo de liebre.....	36
Semillas por gramo de materia fecal de liebre.....	37
Viabilidad y germinación de semillas.....	38
Conclusiones.....	39
Agradecimientos.....	40
Referencias.....	41

Resumen

En este trabajo de tesis realizado en los alrededores de Bariloche se estudió el rol de la liebre europea (*Lepus europaeus*) como agente dispersor de semillas de dos arbustos exóticos invasores: la rosa mosqueta (*Rosa rubiginosa*) y la retama (*Cytisus scoparius*). Este conocimiento es de gran importancia ya que el consumo de estos frutos y la dispersión endozoocórica de sus semillas puede favorecer la colonización de nuevos sitios y promover la invasión de estas especies con efectos importantes en las comunidades. Para estudiar la dispersión endozoocórica por la liebre, se recolectaron 342 bosteos en 4 sitios de estepa y 3 sitios de bosque nativo, y se identificaron las semillas presentes en éstos. Se realizaron ensayos de germinación de las semillas de rosa mosqueta presentes en las heces y se comparó la tasa de germinación con semillas extraídas de frutos de rosa mosqueta de los alrededores.

En las heces de liebre se registró un alto número de semillas viables de rosa mosqueta. Además, se identificó por primera vez en mamíferos de Patagonia, la presencia de semillas de otra especie exótica, la frambuesa (*Rubus idaeus*). Otras semillas identificadas en menor importancia fueron: *Berberis microphylla*, *Ephedra* sp. *Rumex acetosella* y Poáceas; mientras que no se registraron semillas de *C. scoparius*, especie de estudio en esta tesis.

El pasaje de las semillas de rosa mosqueta por el tracto digestivo de la liebre aumentó significativamente la tasa de germinación. Estos resultados, conjuntamente con las características ecológicas de la liebre europea, como su alta movilidad y alta tasa de defecación, identifican a este herbívoro como un legítimo dispersor de la rosa mosqueta. Entre las posibles consecuencias de la endozoocoria, la liebre europea podría contribuir a una mayor dispersión de este arbusto invasor, generando impactos sobre la composición, estructura y el funcionamiento de las comunidades nativas.

Palabras clave: invasión – liebre – *Rosa rubiginosa* – *Rubus idaeus* – Patagonia

Abstract

The aim of this thesis carried out in the surroundings of San Carlos de Bariloche was to study the role of the European hare (*Lepus europaeus*) as a dispersal agent of seeds of two invasive exotic shrubs: the rosehip (*Rosa rubiginosa*) and the broom (*Cytisus scoparius*). This knowledge is of great importance since the consumption of these fruits and the endozochoric dispersal of their seeds facilitate the colonization of new sites and promote the invasion of these species with important effects on the communities. To study endozochoric dispersal by the hare, 342 pellets groups were collected at four native steppe and three native forest sites, and the seeds present within feces were identified. Germination tests were carried out on the rosehip seeds present in the feces and the germination rate was compared with those of seeds collected from the surrounding ripe fruit.

A high number of viable rosehip seeds were recorded in hare feces. In addition, the presence of another exotic species, the raspberry (*Rubus idaeus*), was identified for the first time in Patagonian mammals. Other seeds identified in lesser importance were: *Berberis microphylla*, *Ephedra* sp. *Rumex acetosella* and *Poaceae* species, while no seeds of *C. scoparius* were recorded.

The passage of rosehip seeds through the hare's digestive tract significantly increased the germination rate. These results, together with the ecological characteristics of the European hare, such as its high mobility and high defecation rate, identify this herbivore as a legitimate disperser of rosehip. Among the possible consequences of endozoocoria, the European hare could contribute to a greater dispersal of this invasive shrub, generating impacts on the composition, structure and functioning of native communities.

Key words: invasion – hare – *Rosa rubiginosa*–*Rubus idaeus*- Patagonia

Introducción

Las especies exóticas e invasoras constituyen un disturbio en el ecosistema que puede alterar los patrones de sucesión, la estructura de las comunidades naturales (Dajoz, 2002; Vázquez, 2002) y los servicios ecosistémicos (Pejchar y Mooney 2009). La invasión biológica de una planta exótica con una alta tasa de dispersión, puede reducir la heterogeneidad espacial y afectar la diversidad biológica autóctona (Pin Koh y Gardner, 2010). Sin embargo, la planta invasora puede ofrecer un nuevo recurso alimentario para una especie herbívora, lo cual permite la formación de un nuevo nicho ecológico. Este nicho podrá ser ocupado por un miembro de la fauna autóctona, o bien podría facilitar una segunda invasión por fauna exótica (Simberloff, 2006). Por otra parte, los animales exóticos invasores herbívoros, disminuyen las poblaciones de plantas, y pueden llegar a afectar drásticamente la composición y estructura de las comunidades vegetales y su regeneración, debido a efectos del forrajeo y el pisoteo, entre otros (Relva y Veblen, 1998; Raffaele y Veblen, 2001; Vazquez, 2002; Blackhall *et al.*, 2008; Raffaele *et al.*, 2011).

Los bosques andino patagónicos presentan una alta incidencia de relaciones mutualistas, como la polinización y la dispersión de semillas (Aizen *et al.*, 2002). Desafortunadamente estos bosques están siendo sometidos, cada vez con mayor frecuencia, a la introducción de especies exóticas, muchas de ellas invasoras, que están produciendo cambios drásticos en las comunidades de plantas nativas (bosques, matorrales y estepas) (Prémoli *et al.*, 2005; Relva *et al.*, 2014).

En este trabajo de tesis se estudió el rol de *Lepus europaeus* (especie exótica) como posible agente dispersor de semillas de 2 especies de arbustos introducidos e invasores (*Rosa rubiginosa* y *Cytisus scoparius*) en los alrededores de San Carlos de Bariloche. Estas tres especies (liebre, rosa mosqueta y retama) son actualmente muy frecuentes en las comunidades nativas y en las zonas de interfase bosque-ciudad (Prémoli *et al.*, 2005; Relva *et al.*, 2014; Blackhall y Raffaele, 2019).

La dispersión de semillas

Numerosos estudios han mencionado la importancia de la dispersión de semillas por herbívoros y sus efectos en la dinámica de la vegetación y riqueza de especies en diferentes ecosistemas nativos (Campos y Ojeda, 1997; Aizen y Ezcurra, 1998; Malo *et al.*, 2000; Medrano-Nájera *et al.*, 2014). Este mecanismo consiste en la separación espacial de los organismos de sus individuos parentales, o vecinos coespecíficos (Begon *et al.*, 2006). En el caso de las plantas, la dispersión se realiza a través de sus semillas, las cuales frecuentemente utilizan un agente dispersor que las transporta lejos de las plantas progenitoras (Begon *et al.*, 2006). El agente dispersor puede ser abiótico (el viento, el agua o la gravedad), o biótico, cuando son transportadas por animales, principalmente vertebrados y artrópodos (Campos y Ojeda, 1997).

Según la Teoría del Escape de Janzen (1970) y Connell (1971) la dispersión de semillas aumenta la probabilidad de supervivencia de las plántulas, al disminuir la competencia intraespecífica por los recursos respecto de las zonas de alta densidad poblacional, y al reducir la exposición a enemigos naturales especializados, como herbívoros o patógenos (Janzen, 1970; Connell, 1971; Comita *et al.*, 2014). La dispersión de semillas mediada por animales es de gran importancia en los ecosistemas ya que puede modificar la estructura de las comunidades vegetales, favorecer la persistencia de metapoblaciones de ciertas especies de plantas, y también facilitar la invasión por plantas exóticas (Traveset *et al.*, 2014).

Algunos mamíferos realizan una dispersión pasiva, en la cual el transporte es accidental y las semillas o los frutos quedan pegados a su pelaje (Epizooecoria), o son ingeridos accidentalmente (Revilla y Encinas-Viso, 2015). Otra forma de dispersión, denominada endozooecoria, corresponde a los casos donde la semilla es dispersada mediante el consumo específico de frutos (Malo *et al.*, 2000; Traveset y Richardson, 2006; Revilla y Encinas-Viso, 2015). El tratamiento del fruto y las semillas desde su consumo hasta su expulsión mediante sus heces puede favorecer la capacidad germinativa de distintas formas. En primera instancia, la remoción de la pulpa del fruto, que frecuentemente contiene inhibidores de la germinación, aumenta de la capacidad germinativa de la semilla (Bilal, 2016).

Además, la acción de procesos físicos o químicos sobre la cubierta de la semilla durante su pasaje por el tubo digestivo del dispersor pueden contribuir a un aumento de la germinación (Traveset *et al.*, 2007; Bilal, 2016). Finalmente, las heces dentro de las cuales son expulsadas las semillas pueden tener un efecto fertilizante sobre el desarrollo de las futuras plántulas (Bilal, 2016), además de servir como protección contra parásitos y depredadores (Traveset *et al.*, 2007).

Contrariamente, la masticación o la retención prolongada en el estómago puede ser desventajosa, ya que los fluidos digestivos también pueden dañar el embrión de la semilla y disminuir la viabilidad (Janzen, 1985). Este es el caso del Jabalí europeo (*Sus scrofa*), considerado como un depredador del algarrobo (*Prosopis flexuosa*) en la región del Monte argentino, debido a que daña y disminuye drásticamente la viabilidad de sus semillas (Campos y Ojeda, 1997; Barrios-García y Ballari, 2012). Otro factor que puede afectar negativamente el desarrollo de las semillas, es el crecimiento de bacterias u hongos patógenos en la materia fecal del dispersor (Traveset *et al.*, 2007).

El bosque templado de Sudamérica Austral

La vegetación del bosque templado de Sudamérica Austral (BTSA) presenta una ocurrencia de dispersión de plantas por animales mayor que cualquier otro bioma de clima templado (Armesto y Rozzi, 1989; Aizen *et al.*, 2002). Este bosque, posee una gran riqueza de especies con frutos carnosos, y el tipo de dispersión más frecuente en este ambiente es la endozoocórica, siendo las aves y mamíferos los principales consumidores de frutos (Aizen y Ezcurra, 1998; Martín-Albarracín, 2016). Entre los mamíferos, el ejemplo más conocido es el del monito de monte (*Dromiciops gliroides*), dispersor de varias especies vegetales como *Aristotelia chilensis*, *Azara microphylla* y *Tristerix corymbosus* (Amico y Aizen 2005; Amico *et al.*, 2009). Otros dispersores de semillas en el bosque templado son los zorros (*Lycalopex* spp.) y varias especies de aves (*Elaenia albiceps*, *Curaeus curaeus*, *Phytotoma rara*, entre otros) (Armesto *et al.*, 1996; Aizen y Ezcurra, 1998; Aizen *et al.*, 2002; Cavallero *et al.*, 2013).

La conservación del BTSA es una prioridad a nivel mundial (Dinerstein *et al.*, 1995). El Parque Nacional Nahuel Huapi protege parte de este bioma, sin embargo,

presenta altos porcentajes de fauna y flora exótica (Mermoz *et al.*, 2009; Merino *et al.*, 2009). Entre las especies exóticas vegetales, varias son consideradas especies invasoras muy problemáticas, como es el caso de la rosa mosqueta (*Rosa rubiginosa*) y la retama (*Cytisus scoparius*) (Damascos, 2008; Kutschker *et al.*, 2015).

La rosa mosqueta es un arbusto exótico ampliamente propagado en las zonas andinas de las provincias patagónicas, asociada especialmente a áreas de disturbio, y se ha observado que su presencia disminuye la diversidad de plantas nativas (Damascos, 2008; 2011). Sus semillas son dispersadas por caballos, ganado, ratones y aves (Damascos, 2008), y recientemente se ha demostrado que un ave exótica, como el faisán plateado (*Lophura nicthemera*), es un buen dispersor de sus semillas (Martín-Albarracín, 2016).

Otra planta exótica y altamente invasora presente en esta región es la retama, especie arbustiva leguminosa, que se ha expandido desde áreas de poca cobertura vegetal hasta el bosque abierto (Hosking *et al.*, 1996; Cavallero *et al.*, 2018) y resulta muy difícil de controlar por la larga viabilidad de su banco de semillas (Sanhueza y Zalba, 2014). Actualmente no se han encontrado casos de dispersión de esta especie por animales en Argentina, pero se conoce que, en Australia, Europa y Norteamérica es dispersada por hormigas, jabalíes, caballos y ganado doméstico (Bossard, 1991; Holst *et al.*, 2004; Manzano *et al.*, 2005)

La liebre europea: Un viejo invasor

La liebre europea (*Lepus europaeus*) actualmente ocupa distintas regiones de Sudamérica, encontrándose en Argentina, Chile, Uruguay, el sur de Perú, sudoeste de Bolivia, y centro-sur de Brasil (Bonino, 2009). En Argentina, esta especie, muestra una alta tasa de dispersión (18-20 km/año) y adaptabilidad, y se ha expandido a todo el territorio del país, llegando a ocupar más del 60% de los parques nacionales argentinos (Merino *et al.*, 2009; Bonino *et al.*, 2010; Bonino *et al.*, 2010). En Europa se ha registrado que este herbívoro, durante el forrajeo, realiza recorridos de hasta 15 km (Flux y Angermann, 1990) y en Argentina exhibe preferencia por sitios de mallines y pastizales, donde se alimenta de pastos, arbustos, cortezas de árboles y frutos (Bonino, 2005; Reus Ruiz, 2006; Puig *et al.*,

2007;). En Patagonia, esta especie es considerada una competidora del ganado doméstico por el consumo de gramíneas, y ocasiona graves daños en plantaciones forestales, frutales y huertos (Bonino, 2005)

Además, diversos estudios señalan a la liebre como una potencial competidora trófica de especies nativas como la mara (*Dolichotis patagonum*) y el chinchillón patagónico (*Lagidium viscacia*) (Galende y Raffaele, 2013; Reus Ruiz *et al.*, 2013). En cuanto a su rol como dispersor de semillas, en las regiones del Monte-Patagónico y la Pampa deprimida, la liebre es una dispersora endozoocórica de diversas gramíneas y dicotiledóneas (Vignolio y Fernández, 2006; Henríquez *et al.*, 2014).

En la región Andino-Patagónica, la presencia de rosa mosqueta y retama, afectan la estructura y el funcionamiento de las comunidades autóctonas, debido a su alta capacidad de dispersión (Damascos, 2008; Kutschker *et al.*, 2015). Por otra parte, los vertebrados que dispersan una gran cantidad de semillas pueden actuar como diseñadores de paisajes, jugando un rol importante en la modificación de los ecosistemas (Simberloff, 2006; Traveset *et al.*, 2014).

En el área de estudio, se observaron signos de ramoneo por la liebre, de tallos y hojas de retama, lo que sugiere su consumo. Además, el fruto carnoso de la rosa mosqueta puede representar un alimento rico en carbohidratos para este herbívoro (Jofré *et al.*, 2017).

En este escenario, resulta de importancia establecer el rol que desempeña la liebre europea como potencial agente dispersor de semillas de la rosa mosqueta y la retama ya que la interacción con estas especies problemáticas puede afectar la diversidad autóctona, la estructura y la dinámica de los ecosistemas nativos.

Objetivos

Objetivo general

Determinar el rol de *Lepus europaeus* (liebre europea) como agente dispersor de semillas de arbustos exóticos en sitios de estepa y bosque nativo de los alrededores de San Carlos de Bariloche, Provincia de Río Negro, Argentina.

Objetivos particulares

1. Determinar y cuantificar la composición de semillas presentes en las heces de la liebre europea.
2. Determinar el porcentaje de la viabilidad de las semillas de rosa mosqueta y retama recolectadas de frutos y compararlas con las extraídas de las heces de liebre europea.
3. Determinar el porcentaje de germinación de las semillas de rosa mosqueta y retama recolectadas de frutos y compararlas con las extraídas de las heces de liebre europea.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio se encuentra en los alrededores de la Ciudad de San Carlos de Bariloche (41°09'S, 71°18'O, FIG. 1), ubicada en el noroeste patagónico, Provincia de Río Negro. La vegetación muestra una transición bosque-estepa en sentido Oeste-Este, coincidiendo con un fuerte gradiente de precipitaciones, que varía entre 3000 mm en las cercanías de la cordillera, y decae hasta menos de 500 mm hacia la estepa en el oeste (Kitzberger y Veblen, 2006). Este drástico cambio de precipitaciones da lugar a diferentes comunidades de vegetación representadas por: bosque lluvioso, dominado por coihue (*Nothofagus dombeyi*) y caña colihue (*Chusquea culeou*); bosque mésico de *Nothofagus* spp. y ciprés de cordillera (*Austrocedrus chilensis*); bosque xérico, también altamente poblado por ciprés de cordillera; bosque abierto; matorrales y estepas arbustivas, con principal dominio de *Stipa* spp. y *Festuca* spp. (Veblen *et al.*, 1992; Kitzberger y Veblen, 2006; Veblen *et al.*, 2011).

Los paisajes de la región andina donde se ubica la ciudad, poseen características de interfase bosque-ciudad que incluyen áreas de transición peri-urbanas y rurales. En estas áreas se encuentran mosaicos de vegetación representados por bosques, matorrales y estepas arbustivas modificados por el uso antrópico y la presencia de especies exóticas (por ejemplo, plantaciones de pináceas, ganadería, retama, rosa mosqueta, liebre, jabalí) (Relva *et al.*, 2014).

En este estudio, se seleccionaron cuatro sitios de estepa, y tres sitios de bosque en los alrededores de la Ciudad de Bariloche en los que se había registrado la presencia de arbustos exóticos.

Bosque:

Sitio 1 (S1): "Villa Tacul": 41°03'S, 71°33'O

Sitio 4 (S4): "Casa de Piedra": 41°07' S, 71°27'O

Sitio 5 (S5): "Puente Romano": 41°02'S, 71°34'O

Estepa:

Sitio 2 (S2): "Viejo Camino al Aeropuerto": 41°07'S, 71°13'O

Sitio 3 (S3): "Nuevo Camino al Aeropuerto": 41°07'S, 71°11'O

Sitio 6 (S6): "Rotonda": 41°06'S, 71°12'O

Sitio 7 (S7): "Nique": 41°05'S, 71°7'O



FIG. 1: Mapa de los alrededores de la ciudad de Bariloche con los sitios de muestreo. Aquí se muestran los sitios de muestreo descritos (S1 = "Villa Tacúl"; S2 = "Casa de Piedra"; S3 = "Puente Romano"; S4 = "Viejo Camino al Aeropuerto"; S5 = "Nuevo Camino al Aeropuerto"; S6 = "Rotonda"; S7 = "Nique"). Fuente: Google Earth.

Principales arbustos exóticos en la región:

Rosa rubiginosa: Es un arbusto de mediana altura, con una alta producción anual de frutos y semillas (18743 frutos, 22060 semillas) (Damascos *et al.*, 2005). Los frutos de oferta otoño-invernal, maduran entre marzo y agosto (Cavallero y Raffaele, 2010). Las semillas poseen una viabilidad 75-95%, una longevidad de hasta tres años, y porcentajes de germinación de hasta el 50%, tras un período de estación fría (Svriz, 2008) (FIG. 2).



FIG.2: Rosa mosqueta (*Rosa rubiginosa*) en estado de fructificación.

Cytisus scoparius: Es un arbusto de mediana altura, con alta capacidad de producción anual de frutos y semillas (3500 frutos, 15000 semillas). Los frutos de oferta estival, maduran entre enero y marzo (Sanhueza y Zalba, 2014) y al secarse dan lugar a una liberación explosiva de las semillas (Smith y Harlen, 1991; Sheppard, 2000). Las mismas pueden permanecer viables en el suelo por hasta incluso 80 años, y su tasa de germinación varía entre el 25-40% (Sanhueza y Zalba, 2014) (FIG.3).



FIG. 3: Retama (*Cytisus scoparius*) en estado de floración .

Recolección de muestras

Entre los meses de enero y abril de 2018 y 2019, en los sitios seleccionados, se recolectaron muestras de heces de liebre y los frutos de los arbustos de interés.

Este estudio abarcó tres períodos de muestreo de campo:

Enero-Febrero 2018 (**Primer muestreo: retama**).

Marzo-Abril 2018 (**Segundo muestreo: rosa mosqueta**).

Febrero-Marzo 2019 (**Tercer muestreo: retama**).

En cada período se realizaron de tres a cuatro muestreos durante los meses de fructificación de las dos especies vegetales a fin de abarcar todo el período de producción de frutos, y evaluar la presencia de semillas en las heces. En los siete sitios de muestreo, se recolectaron entre 20 y 30 bosteos (deposiciones) compuestos por un mínimo de 5 gránulos fecales (“pellets”). En cada muestreo, se extrajeron frutos de 15 plantas de rosa mosqueta o retama, según el período de fructificación, a fin de obtener 30 semillas de cada individuo.

Las muestras de frutos y heces fueron etiquetadas y guardadas en bolsas de papel, se secaron a temperatura ambiente durante una semana, y se almacenaron en un lugar seco a la misma temperatura.

Composición y cuantificación de semillas

Con el objetivo de determinar y cuantificar la composición de semillas presentes en las muestras de heces recolectadas, se extrajeron manualmente las semillas presentes (FIG. 4).



FIG. 4: Pellet de liebre europea con semillas de rosa mosqueta.

Las semillas fueron identificadas utilizando lupa binocular, y comparadas con una colección de referencia de frutos de la región y fuentes bibliográficas. En cada muestra se registró el peso las muestras utilizando una balanza digital a fin de establecer el número de semillas por gramo de materia por fecal (FIG.5) y se registró la frecuencia de cada tipo de semilla en las heces y su condición (rotas o enteras).



FIG.5: Pesaje de las muestras de heces utilizando balanza digital.

Entre las semillas recolectadas de las heces del primer periodo de muestreo, se observó la presencia las semillas de frambuesa (*Rubus idaeus*), las cuales fueron incorporadas al estudio por tratarse de otro arbusto exótico .

Análisis de datos:

Para evaluar la homogeneidad en el número de bosteos recolectados en cada sitio se utilizó la prueba estadística chi-cuadrado.

Para evaluar si existen diferencias en el promedio de semillas por bosteo y el número de semillas por gramo de materia fecal entre los sitios de bosque y entre los sitios de estepa se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (H) (Zar, 2007).

Estratificación

Dado que las semillas de las especies de interés presentan un estado de latencia, se realizó un tratamiento pre-germinativo de estratificación por frío que consistió en el almacenamiento durante 2 meses en heladera a 4°C en condiciones de humedad favorables, siguiendo el método de Martín-Albarracín (2016). Las semillas se colocaron sobre papel de filtro humedecido, en bandejas de telgopor, y fueron envueltas en papel celofán para evitar la pérdida de agua por evaporación (Panter y Dolman, 2010) (FIG. 6).



FIG. 6: Bandeja para tratamiento pre-germinativo de semillas.

Viabilidad de las semillas

Para determinar si las semillas permanecían viables luego de su pasaje por el tracto digestivo del animal y estratificación en frío, se realizaron ensayos de viabilidad por flotabilidad en agua previamente a los ensayos de germinación. Las semillas que se mantenían flotantes se descartaron al considerarse inviables, mientras que las que se mantenían en el fondo fueron consideradas potencialmente viables. Este procedimiento se repitió varias veces con el fin de evitar errores a causa de la tensión superficial del agua (FIG.7).

Las semillas de frambuesa no fueron sometidas a la prueba de viabilidad debido a las razones sanitarias en relación a la pandemia durante el 2020.



FIG 7.: Prueba de flotabilidad para determinar la viabilidad de las semillas.

Análisis de datos

Para evaluar si existen diferencias significativas en los porcentajes de viabilidad de las semillas, de los frutos y de las heces, se utilizó la prueba para muestras independientes Wilcoxon-Mann-Whitney (U) (Zar, 2007).

Ensayo de germinación

Previo a realizar la experiencia de germinación de las semillas, se procedió con la esterilización en autoclave de los materiales a utilizar en la germinación (FIG. 8A). Posteriormente se realizó una desinfección de las semillas para la eliminación de posibles patógenos. Para ello, las semillas fueron sumergidas durante cinco minutos en solución de hipoclorito de sodio al 3%, y enjuagadas con agua esterilizada (Maeso y Walasek, 2010; Londoño-Giraldo y Gutiérrez-López, 2013; Billard *et al.*, 2014) (FIG. 8B). Realizada la desinfección, se colocaron las semillas desnudas en cajas de Petri sobre papel de filtro y algodón humedecidos con agua estéril (FIG. 8C).



FIG. 8: **A:** Cajas de Petri envueltas para su esterilización en autoclave. **B:** Semillas en tratamiento de desinfección en solución de hipoclorito de sodio 3%. **C:** Semillas en caja de Petri con capas de algodón y papel de filtro para su puesta en germinación.

Germinación en frío

Para estudiar el porcentaje de germinación de las semillas presentes en las heces y frutos, se realizó un experimento de germinación en frío, basado en estudios previos sobre las condiciones de germinación de la rosa mosqueta (Svirz, 2008). Las semillas fueron colocadas en cajas de Petri sobre papel de filtro humedecido en heladera con temperatura interna promedio de 4°C (FIG. 9).

Se realizaron 10 réplicas por cada categoría (heces y frutos), con 20 semillas por caja de Petri, totalizando 400 semillas entre las dos categorías. Durante el tiempo de permanencia en heladera, se realizaron observaciones semanales para determinar la germinación de las semillas, y rehidrataciones de las semillas cuando fue necesario (Franzese y Ghermandi, 2012).

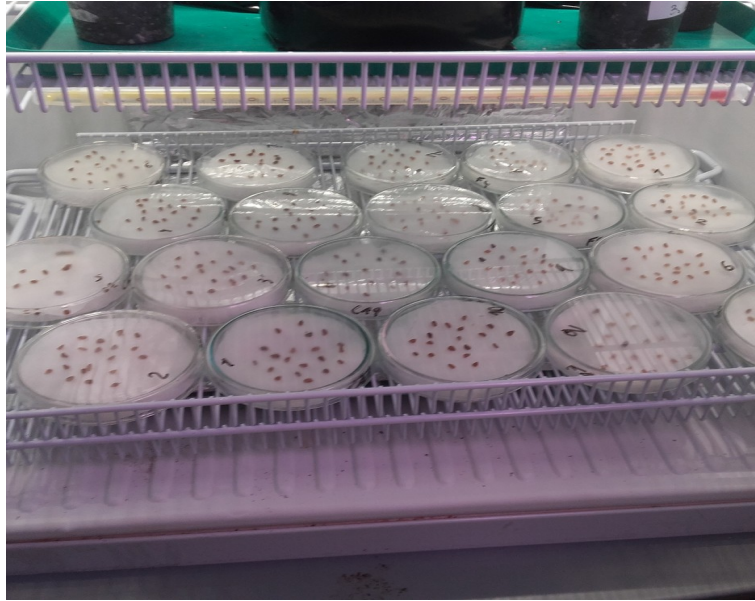


FIG. 9. Germinación en heladera de semillas de rosa mosqueta.

Análisis de datos

Para evaluar si existen diferencias significativas en los porcentajes de germinación de semillas provenientes de heces y de frutos recolectados de las plantas se utilizó la prueba de Wilcoxon-Mann-Whitney (Zar, 2007).

Resultados

Composición y cuantificación de semillas en heces de liebre europea

En el análisis de 342 bosteos de liebre recolectados en sitios de bosque y estepa durante todo el estudio, se registraron 1529 semillas de dos especies de arbustos exóticos e invasores con frutos carnosos: la rosa mosqueta y la frambuesa (*Rubus idaeus*). En menor proporción se observaron semillas de los arbustos: *Ephedra sp*, calafate (*Berberis microphylla*), neneo (*Mulinum spinosum*) y enebro (*Juniperus communis*). Entre las plantas herbáceas se hallaron semillas de la especie exótica *Rumex acetosella*, acompañada por *Mutisia spp.*, *Fragaria chiloensis*, *Tristerix corimbosus* y se registraron semillas rotas de poáceas.

Contrariamente a lo esperado, no se hallaron semillas de retama en las muestras de heces de liebre recolectadas.

Las semillas más abundantes registradas en las heces de liebre correspondieron a la rosa mosqueta con 1185 semillas, de las cuales 413 se registraron en tres sitios de bosque y 772 en cuatro sitios de estepa. Mientras que las 344 semillas de frambuesa se registraron únicamente en sitios de bosque (Tabla 1, FIG. 10).

Tabla 1. Semillas de rosa mosqueta y frambuesa extraídas por sitio durante los tres períodos de muestreo. Sitios B: bosque, E: estepa, número de bosteos, peso del bosteo, número de semillas de frambuesa y mosqueta

Sitios	Bosteos (peso)	N.º de semillas de Frambuesa	N.º de semillas de Mosqueta
Villa Tacul (B)	52 (111 g)	169	199
Puente Romano (B)	63 (228 g)	72	212
Casa de Piedra (B)	83 (311 g)	103	2
Viejo Camino (E)	68 (123 g)	0	12
Nuevo Camino (E)	21 (68 g)	0	0
Nique (E)	25 (58 g)	0	234
Rotonda (E)	30 (99 g)	0	526
Total	342 (998 g)	344	1185

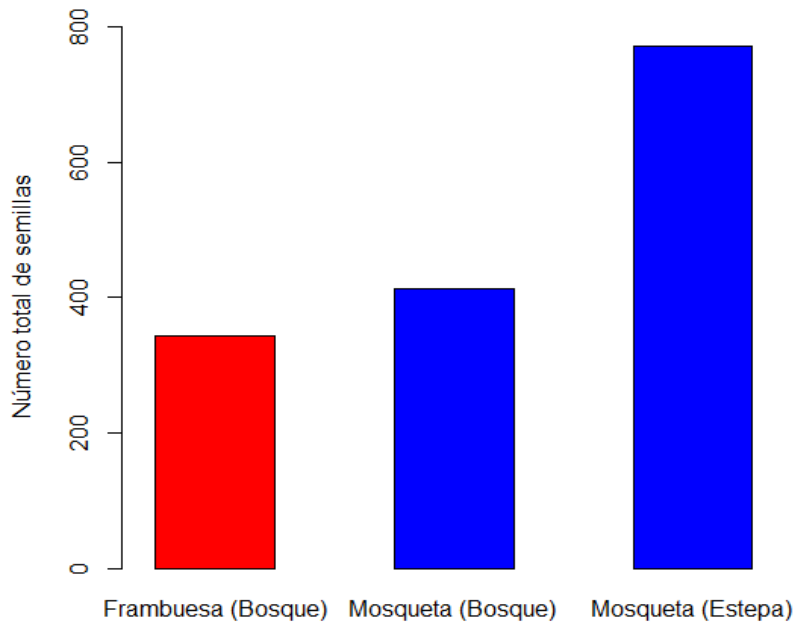


FIG. 10. Comparación del número total de semillas de las especies más abundantes en las heces de liebre en sitios de bosque y estepa.

El número promedio de semillas de rosa mosqueta por gramo de materia fecal registrado en los sitios de bosque ($3,27 \pm 1,44$) y de estepa ($2,41 \pm 1,08$) fue similar; (Wilcoxon-Mann-Whitney test, $U = 3$ $p > 0,5$) (FIG. 11).

Mientras que en sitios de bosque se registró un promedio de $0,86 (\pm 0,97)$ semillas de frambuesa por gramo de materia fecal.

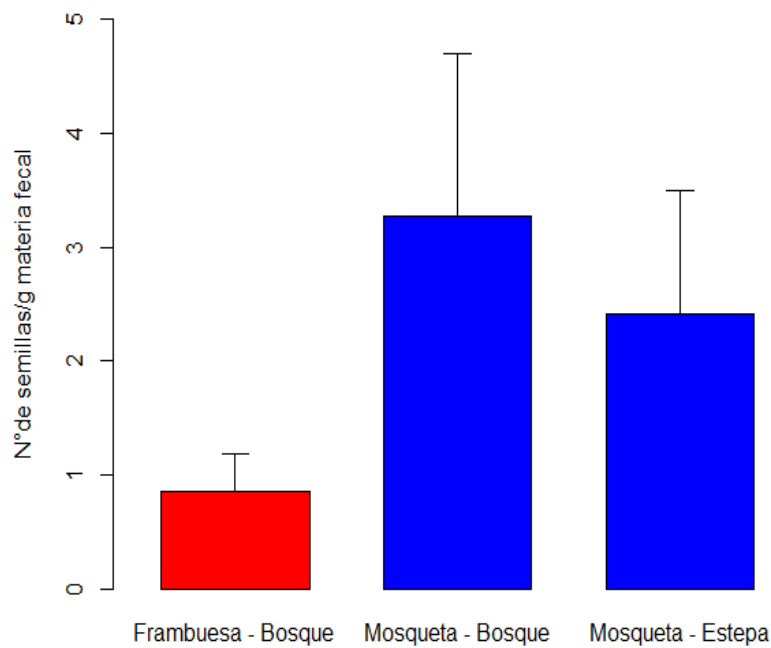


FIG.11. Comparación del número promedio de semillas de rosa mosqueta y frambuesa registrado por gramo de materia fecal en los sitios de bosque y de estepa. Las barras representan el error estándar.

El número promedio de semillas de rosa mosqueta por bosteo de liebre registrado en los sitios de bosque y de estepa fue similar (Mann Whitney Wilcoxon-test, $U= 3$, $p> 0,5$). En los sitios de bosque se registró en promedio $6,41 (\pm 3,17)$ semillas de rosa mosqueta y en estepa $9,10 (\pm 4,28)$ (FIG.12). En los sitios de bosque se registraron $2,09 (\pm 0,81)$ semillas de frambuesa por bosteo de liebre, mientras que en los sitios de estepa no se registró esta especie.

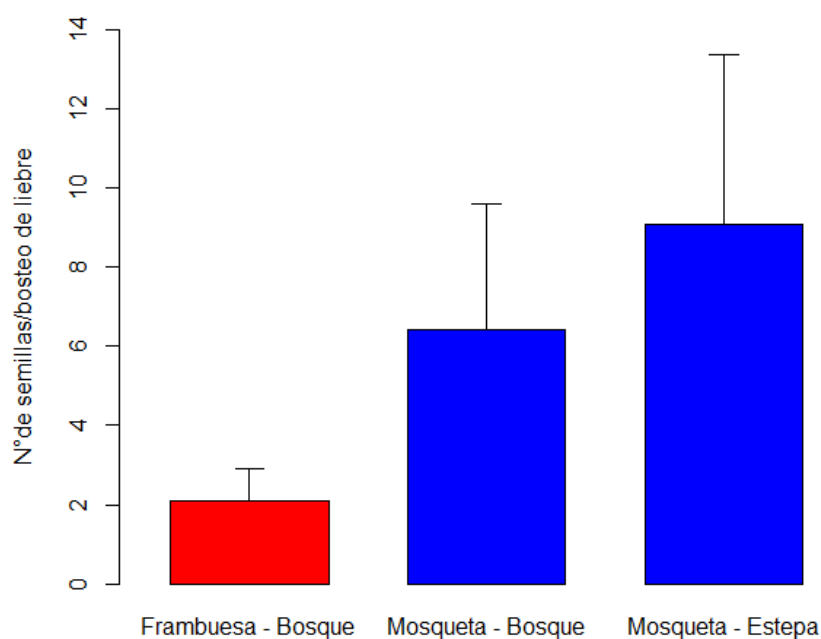


FIG.12. Comparación de número promedio de semillas de rosa mosqueta y frambuesa por bosteo de liebre registrado en los sitios de bosque y estepa. Las barras representan el error estándar.

Primer período de muestreo (Enero-Febrero 2018)

En este período no se registró la presencia de semillas de rosa mosqueta en las heces de liebre. En los sitios de bosque se identificaron 244 semillas de frambuesa (Tabla 2), correspondiendo el mayor número al sitio “Arroyo Casa de Piedra” (S4) (FIG.13).

Tabla 2. Número de semillas de frambuesa por muestra fecales recolectadas durante el primer período de muestreo. **B:** corresponde a sitios de Bosque y **E:** sitios de estepa. Número de semillas, *N.º S/g*: promedio semillas por gramo. *N.º S/bosteo*: semillas por bosteo.

Sitio	Muestra (gramos)	N.º de semillas de Frambuesa	N.º S/g	N.º S/bosteo
Villa Tacul (B; S1)	35	69	1,97	4,6
Viejo Camino (E; S2)	52	0	0	0
Nuevo Camino (E; S3)	68	0	0	0
Casa de Piedra (B;S4)	97	103	1,06	3,22
Puente Romano (B; S5)	36	72	2	3,6

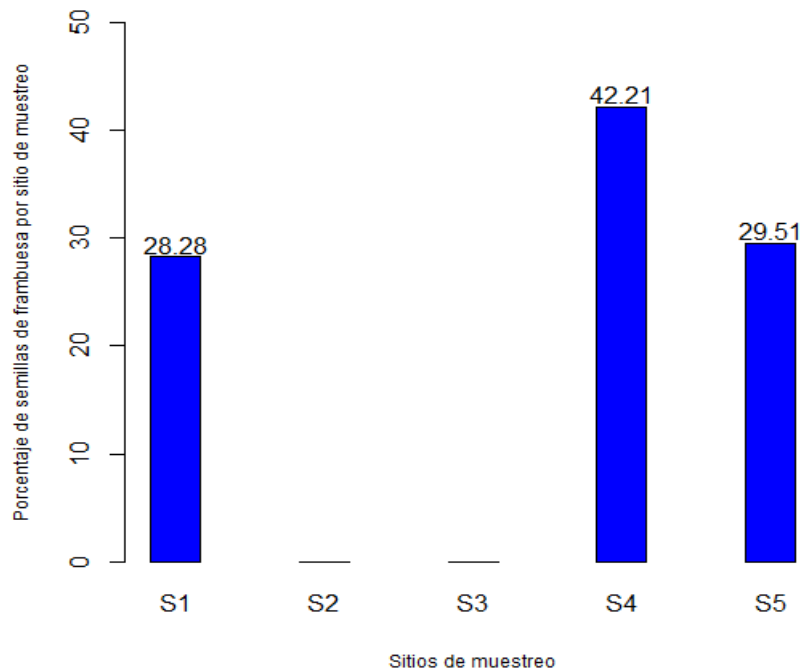


FIG. 13. Porcentaje de semillas de frambuesa presentes en heces de liebre por sitio durante diciembre –enero 2018 en relación a la cantidad total recolectada. S1 = Villa Tacul (Bosque); S2 = Viejo Camino al Aeropuerto (Estepa); S3 = Nuevo Camino al Aeropuerto (Estepa); S4 = Arroyo Casa de Piedra (Bosque); S5 = Puente Romano (Bosque).

La cantidad de bosteos recolectada en los sitios fue homogénea ($X^2 = 7,0179$, $df = 4$, $p = 0,1349$)

Semillas por bosteo

En los sitios de bosque se registraron en promedio 3,81 ($\pm 0,41$) semillas de frambuesa por bosteo de liebre. Los mayores valores correspondieron al sitio “Villa Tacul” (S1; Tabla 2) sin embargo, estas diferencias no resultaron significativas (Kruskal-Wallis, $H = 2$, $df = 2$, $p = 0,37$).

Semillas por gramo de materia fecal

En los sitios de bosque se registraron en promedio 1,06 ($\pm 0,31$) semillas de frambuesa por gramo de materia fecal de liebre (s/g) con valores similares entre los sitios (Kruskal-Wallis, $H = 2$, $df = 2$, $p = 0,37$) (FIG.14, Tabla 2).

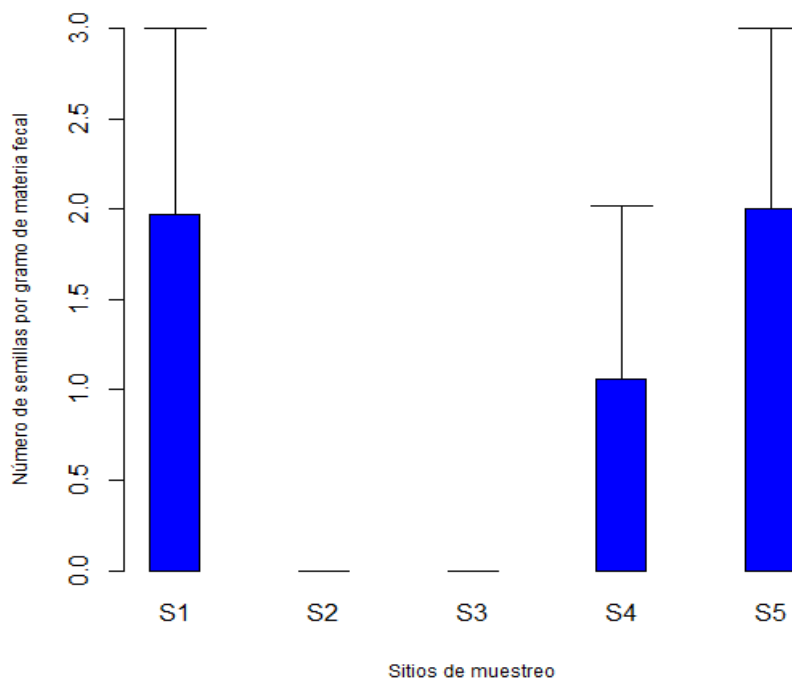


FIG. 14. Comparación de número promedio de semillas de frambuesa por gramo de materia fecal por sitio. Las barras representan el error estándar. S1 = Villa Tacul (Bosque); S2 = Viejo Camino al Aeropuerto (Estepa); S3 = Nuevo Camino al Aeropuerto (Estepa); S4 = Arroyo Casa de Piedra (Bosque); S5 = Puente Romano (Bosque).

Segundo período de muestreo (Marzo-Abril 2018)

En todos los sitios (bosque y estepa) se registró la presencia de semillas en las heces de liebre que fueron identificadas como rosa mosqueta. Mientras que las semillas de frambuesa se encontraron en las heces colectadas solo en un sitio de bosque (Tabla 3).

Tabla 3. Número de semillas por sitio recolectadas durante el segundo período de muestreo. **B:** corresponde a sitios de Bosque y **E:** sitios de estepa. Número de semillas, *N° S/g*: promedio semillas por gramo. *N° S/bosteo*: semillas por bosteo.

Sitio	Muestra (gramos)	N.º de semillas de Mosqueta	N.º de semillas de Frambuesa	N.º S/g	N.º S/bosteo
Villa Tacul (B; S1)	36	199	81	5,53	9,95
Viejo Camino (E; S2)	41	10	0	0,24	0,42
Casa de Piedra (B; S4)	64	2	0	0,03	0,07
Puente Romano (B; S5)	50	212	0	4,24	9,22
Rotonda (E; S6)	99	526	0	5,31	17,53
Nique (E; S7)	58	234	0	4,03	9,36

Se registró un total de 1185 semillas de rosa mosqueta, 413 semillas correspondieron a los sitios de bosque y 772 a los de estepa (FIG. 15).

La cantidad de bosteos recolectada en los sitios fue homogénea ($X^2 = 2,56$, $df = 5$, $p = 0,7674$)

Entre los sitios de bosque se hallaron diferencias significativas en el número de semillas de rosa mosqueta presentes en las heces ($x^2= 201,16$, $df= 2$, $p <0,001$) y los mayores valores se registraron en el sitio “Puente Romano” (FIG. 15).

En los sitios de estepa también existieron diferencias significativas en el número de semillas ($x^2= 521.68$, $df= 2$, $p <0,001$), y los mayores valores correspondieron al sitio “Rotonda” (FIG. 15).

Además, se registró la presencia de semillas de rosa mosqueta rotas en heces, totalizando 557 trozos en ambos ambientes.

En las heces de liebre provenientes del ambiente de bosque sólo se encontraron semillas de frambuesa en el sitio “Villa Tacul” (Tabla 3).

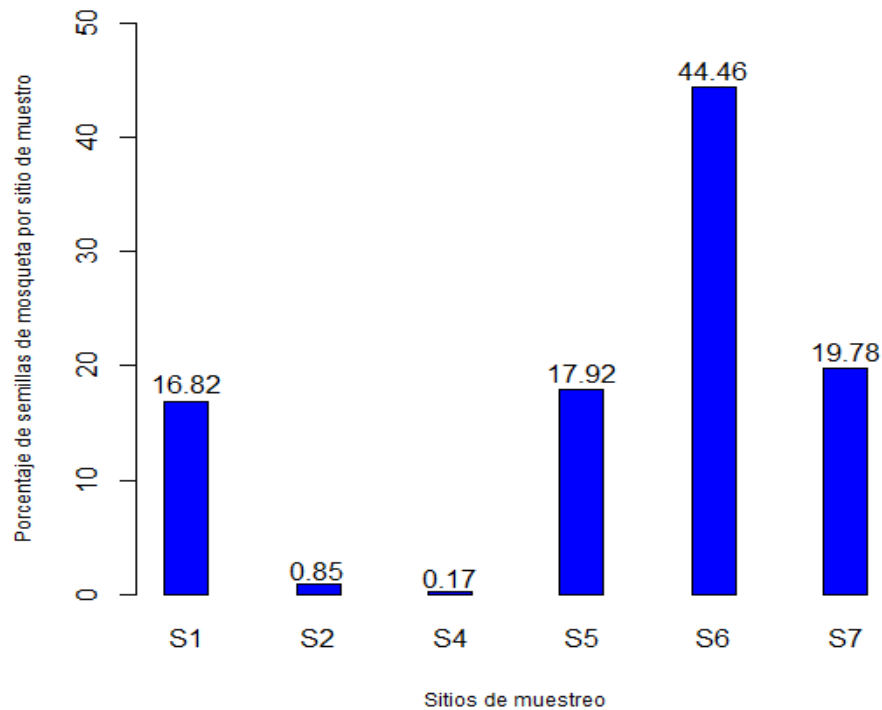


FIG. 15. Porcentaje de semillas de rosa mosqueta presentes en heces de liebre por sitio durante Marzo- Abril 2018 en relación a la cantidad total recolectada. S1 = Villa Tacul (Bosque); S2 = Viejo Camino al Aeropuerto (Estepa); S4 = Arroyo Casa de Piedra (Bosque); S5 = Puente Romano (Bosque); S6 = Rotonda (Estepa); S7 = Nique (Estepa).

Semillas por bosteo

En los sitios de bosque se registraron 6,41 ($\pm 3,18$) semillas de rosa mosqueta por bosteo de liebre, con valores similares entre los sitios (Kruskal-Wallis, $H= 2$, $df= 2$, $p= 0,37$) (Tabla 3).

En los sitios de estepa se registraron 9,1 ($\pm 4,94$) semillas de rosa mosqueta por bosteo y su presencia fue similar entre los sitios (Kruskal-Wallis, $H= 2$, $df= 2$, $p= 0,37$).

Entre los sitios de bosque y estepa el número de semillas de rosa mosqueta registrados por bosteo de liebre fue similar (Wilcoxon Mann Whitney-test, $U= 3$, $p= 0,7$).

En este período se registraron 4,05 semillas de frambuesa por bosteo, sólo en un sitio de bosque.

Semillas por gramo de materia fecal

En los sitios de bosque se registraron 3,26 ($\pm 1,66$) semillas de rosa mosqueta por gramo de materia fecal de liebre (s/g) con valores similares entre los sitios (Kruskal-Wallis, $H= 2$, $df= 2$, $p= 0,37$).

En los sitios de estepa se registraron 3,13 ($\pm 1,59$) semillas de rosa mosqueta por gramo de materia fecal con valores similares entre los sitios (Kruskal-Wallis, $H= 2$, $df= 2$, $p= 0,37$) (FIG. 16).

Entre los sitios de bosque y estepa los valores de semillas de rosa mosqueta registrados por gramo de materia fecal de liebre fue similar (Wilcoxon-Mann Whitney test, $U= 6$, $p= 0,07$). En este período se registraron 2,25 semillas de frambuesa por gramo de materia fecal sólo en un sitio de bosque.

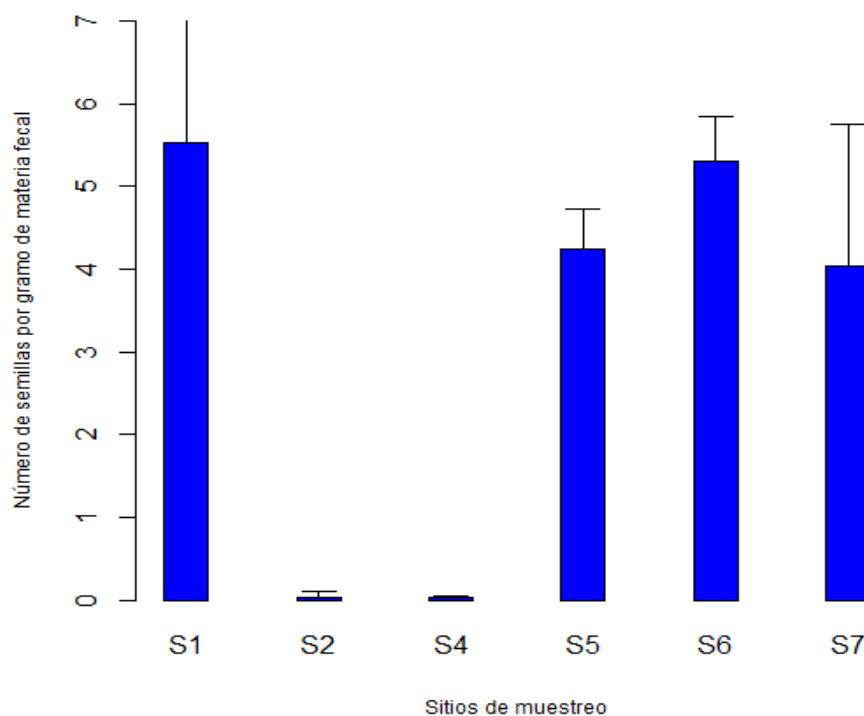


FIG. 16 Comparación del número promedio de semillas de mosqueta por gramo de materia fecal por sitio. Las barras representan el error estándar para cada sitio. S1 = Villa Tacul (Bosque); S2 = Viejo Camino al Aeropuerto (Estepa); S4 = Arroyo Casa de Piedra (Bosque); S5 = Puente Romano (Bosque); S6 = Rotonda (Estepa); S7 = Nique (Estepa). Las barras representan el error estándar.

Tercer período de muestreo (Febrero-Marzo 2019)

En este período las heces de liebre presentaron semillas de rosa mosqueta y frambuesa en menor cantidad que en los otros períodos de muestreo, y se identificaron además semillas del arbusto nativo *Ephedra* sp (Tabla 4, FIG. 17). En los sitios de estepa solo se encontraron dos semillas de rosa mosqueta (Tabla 4).

Tabla 4. Número de semillas por sitio recolectadas durante el tercer período de muestreo. **B:** corresponde a sitios de Bosque y **E:** sitios de estepa. N° de semillas, N° S/g: promedio semillas por gramo. N° S/Bosteo: semillas por bosteo.

Sitio	Muestra (g)	Frambuesa	Mosqueta	Ephedra sp.	S/g	S/bosteo
Villa Tacul (B; S1)	40	19	0	0	0,48	1,12
Viejo Camino (E; S2)	30	0	2	0	0,07	0,10
Casa de Piedra (B; S4)	150	0	0	11	0,07	0,48
Puente Romano (B; S5)	136	0	0	1	0,01	0,05

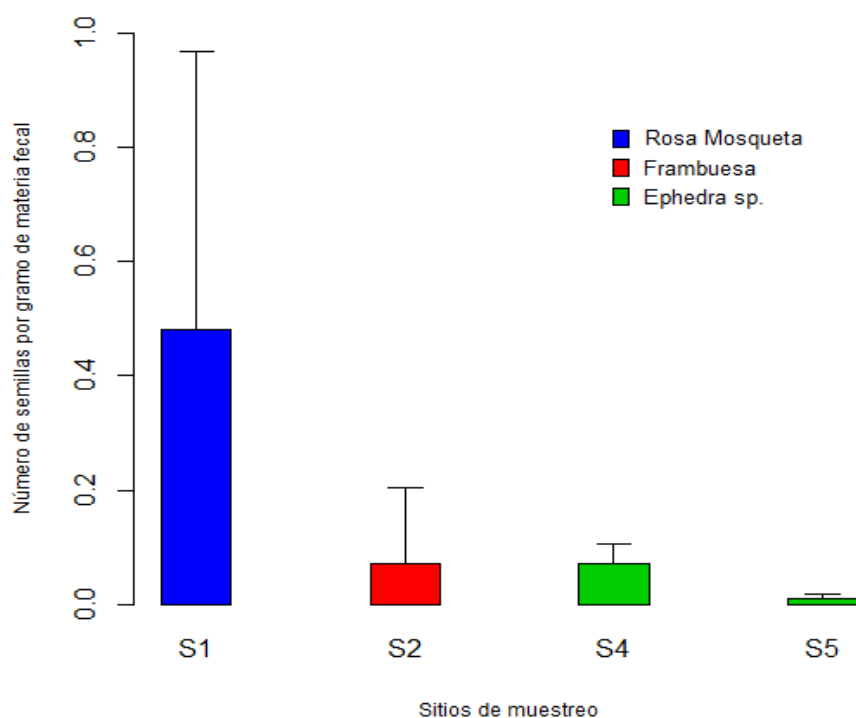


FIG. 17. Comparación del número promedio de semillas por gramo de materia fecal, S1 = Villa Tacul (Bosque); S2 = Viejo Camino al Aeropuerto (Estepa); S4 = Arroyo Casa de Piedra (Bosque); S5 = Puente Romano (Bosque). Azul = Frambuesa; Rojo = Rosa Mosqueta; Verde = *Ephedra* sp. Las barras representan el error estándar.

Viabilidad de semillas

Las semillas de rosa mosqueta provenientes de los frutos maduros colectados de las plantas y las extraídas de las heces de liebre de todos los muestreos mostraron una viabilidad superior al 98% y sus valores fueron similares (Wilcoxon-Mann Whitney test, $U= 3$ $p= 0,5$) (Tabla 5).

Tabla 5. Valores de viabilidad por prueba flotabilidad de semillas de rosa mosqueta recolectadas en frutos y heces.

Sitio	Grupo	Porcentaje de viabilidad
Villa Tacul	Heces	99
Villa Tacul	Frutos	98
Viejo Camino	Heces	100
Viejo Camino	Frutos	100
Casa de Piedra	Heces	100
Casa de Piedra	Frutos	100
Puente Romano	Heces	98
Puente Romano	Frutos	100
Rotonda	Heces	99
Rotonda	Frutos	100
Nique	Heces	98
Nique	Frutos	99

Germinación de semillas

Las semillas de rosa mosqueta extraídas de las heces de liebre y de los frutos comenzaron a germinar en frío a partir de la semana 20 (FIGS. 18 y 19).

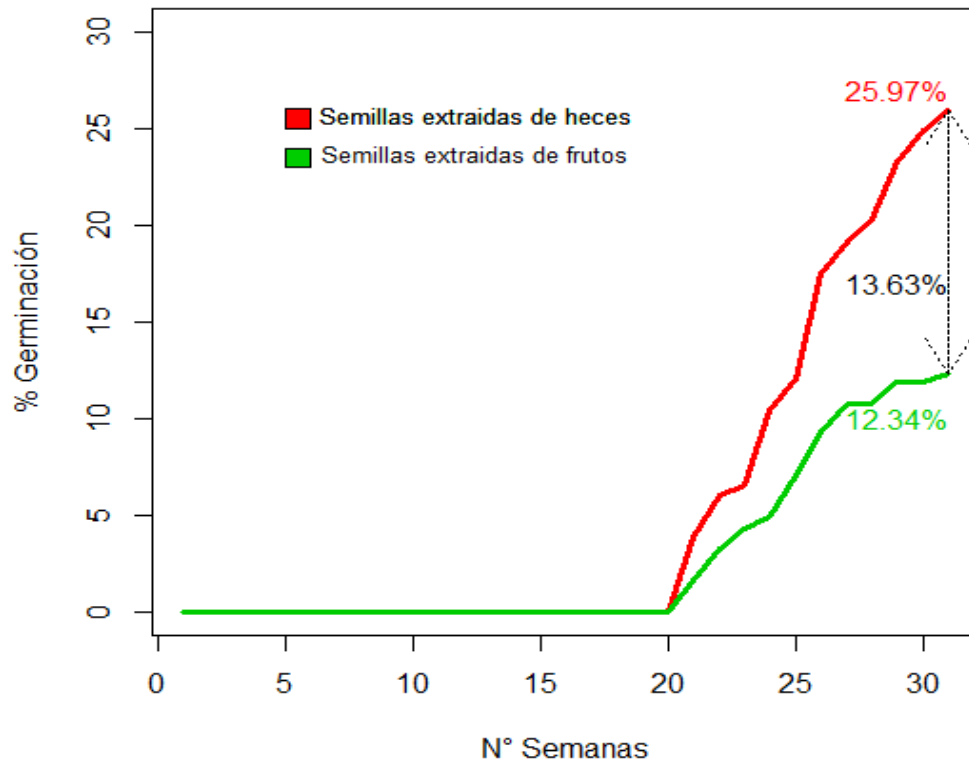


FIG. 18. Porcentaje de germinación acumulativo de semillas de rosa mosqueta provenientes de heces y frutos en relación con el número de semanas dentro de la heladera. Línea Roja = Semillas extraídas de heces; Línea Verde = Semillas extraídas de frutos.



FIG. 19. Germinación de semillas de rosa mosqueta durante incubación en frío.

El porcentaje de germinación promedio acumulado total de las semillas presentes en las heces de liebre (25,9 ± 15,21) fue significativamente mayor que el porcentaje de germinación de las semillas extraídas de frutos (12,34 ± 8,39) (Wilcoxon-Mann Whitney test, U= 18,5; p= 0,018) (FIG. 20).

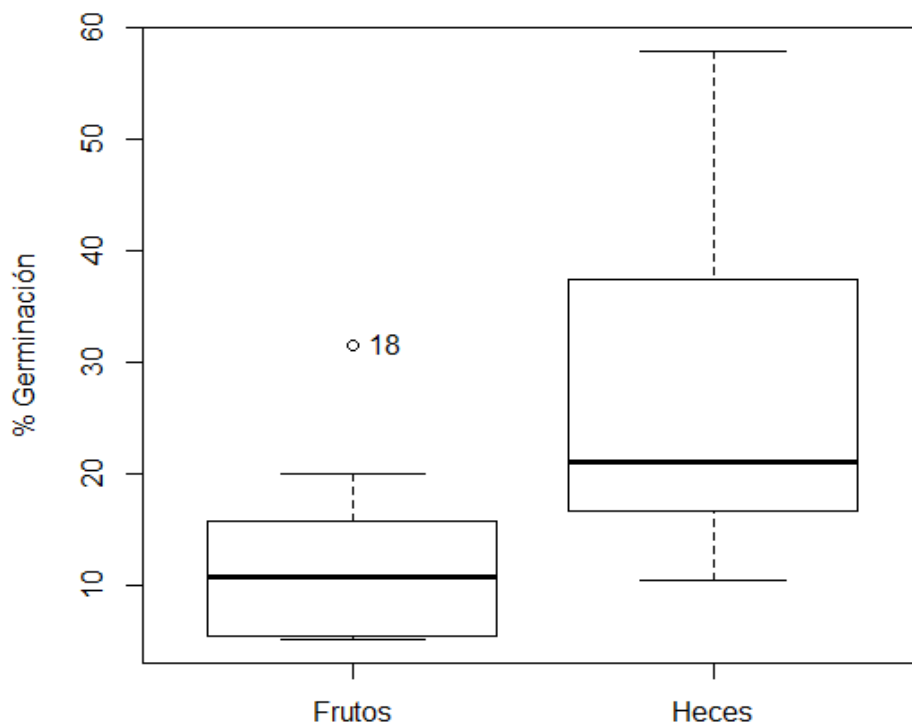


FIG. 20. Porcentaje de germinación de semillas de frutos y heces luego de 30 semanas de germinación en frío

Discusión

Rol dispersor de la liebre europea

La dispersión endozoocórica es un factor relevante en la comunidad de plantas cuando los herbívoros dispersan un alto número de semillas viables, ya que favorece la colonización de una amplia variedad de hábitats (Janzen, 1985). Los resultados de este estudio muestran que la liebre europea (*Lepus europaeus*) en ambientes de bosque y estepa dispersa a través de sus heces un alto número de semillas de dos especies exóticas como la rosa mosqueta (*Rosa rubiginosa*) y la frambuesa (*Rubus idaeus*). El efecto de esta interacción planta-herbívoro, sugiere impactos negativos en la estructura y funcionamiento de estos ambientes.

La liebre es un herbívoro invasor con alta tasa de dispersión (Grigera y Rapoport, 1983) (18,6 km/año), alta densidad poblacional (Novaro et al., 2000), plasticidad dietaria (Galende y Grigera, 1998; Puig et al., 2007; Reus Ruiz et al., 2013) y alta tasa reproductiva (Bonino y Montenegro, 1997), características que permiten a esta especie generar un alto impacto en los hábitats que invade. Entre estos, la liebre afecta la regeneración de los bosques nativos, especialmente en ambientes incendiados y con ganado (Raffaele et al., 2004; Raffaele et al 2011, Rovere et al., 2014), además causa perjuicios económicos en distintos tipos de producciones agropecuarias y plantaciones forestales de coníferas (Bonino, 2009).

La presencia de semillas de frambuesa dispersadas por la liebre en los sitios de bosque constituye el primer registro de dispersión endozoocórica de esta especie exótica en los bosques Andino Patagónicos. En otras regiones del hemisferio norte, se ha observado que las hojas y los tallos de frambuesa, en general, no son ramoneadas por los herbívoros. Sin embargo, sus frutos son muy apetecibles y sus semillas, dispersadas por aves, ratones, ardillas y ungulados, están adaptadas a la endozoocoria (Tirmenstein, 1990; Jaroszewicz, 2013).

Este estudio aporta evidencias sobre el rol de la liebre como legítimo dispersor endozoocórico de rosa mosqueta, debido a que, en comparación con las semillas recolectadas de frutos de las plantas, aumenta la respuesta germinativa de semillas luego de pasar por su tracto digestivo (Traveset, 1998).

La dispersión de *R. rubiginosa* por la liebre, es importante debido a varias características de sus semillas que le aseguran su propagación sexual durante un período extendido de tiempo y facilitan la ocurrencia de repetidos eventos de invasión. Entre ellas se destacan la liberación gradual de semillas durante otoño-invierno Cavallero y Raffaele (2010) y la alta viabilidad, longevidad y períodos de dormancia (Damascos et al., 2005).

Los efectos de la rosa mosqueta son variados: forma extensos matorrales y modifica la composición específica, produce un empobrecimiento de las especies y altera la estructura y el funcionamiento de las comunidades nativas (Damascos y Gallopin, 1992; Ladio y Damascos, 2000). Además, esta especie oportunista invade especialmente ambientes alterados por la acción del ganado, incendios y las actividades humanas (Damascos y Gallopin, 1992; Cavallero y Raffaele, 2010).

En los sitios estudiados se observó el ramoneo de la liebre de hojas y tallos de retama y un análisis preliminar confirmó la presencia de estas partes vegetativas en su dieta (Galende Com. pers.). Contrariamente a lo esperado, en las heces de liebre examinadas, no se encontraron semillas de esta especie exótica, demostrando que no es un dispersor de sus semillas. Probablemente, la liebre sólo se alimenta de las partes vegetales que les proveen nutrientes y evita el consumo de semillas debido al contenido de alcaloides. Otros estudios demostraron que *C. Scoparius* presenta defensas químicas como los alcaloides, los cuales difieren en la cantidad y calidad en distintas partes de la planta (Bossard y Rejmanek, 1994).

Semillas por bosteo de liebre

En este estudio encontramos que la liebre, en los sitios de bosque, dispersó un alto número de semillas de rosa mosqueta por bosteo, con rangos entre 0,07 y 9,95 semillas. Esta variación en los valores, puede atribuirse a diferencias en la oferta de frutos entre los sitios y entre los períodos de muestreo. El análisis de los sitios más representativos, muestra que la liebre dispersa semillas de rosa mosqueta en valores altos, promediando 9,30 ($\pm 2,71$) semillas/bosteo.

Recientemente se demostró que el faisán plateado (*Lophura nicthemera*), un ave exótica presente en bosques de *N. dombeyi*, es la única especie del ensamble de

aves (nativas o exóticas) que dispersa semillas de rosa mosqueta (Martín-Albarracín, 2016).

Comparando el rol dispersor de ambas especies en relación al número de semillas de rosa mosqueta registrados por bosteo, se evidencia que la liebre supera al faisán (7,59 semillas/bosteo) (Martín-Albarracín, 2016), revelando su importancia como dispersor de sus semillas en los bosques Andino Patagónicos.

Semillas por gramo de materia fecal de liebre

En los sitios de bosque y estepa, se registró un alto número de semillas de rosa mosqueta por gramo de materia fecal de liebre. En estudios realizados en el Monte Patagónico (Henríquez *et al.*, 2014) los valores totales de semillas por gramo de materia fecal de liebre son inferiores al obtenido en este estudio (cabe aclarar que en dicho estudio las semillas halladas fueron en su mayoría Poáceas). Mientras que los equinos y vacunos en los bosques nativos Andino Patagónicos, registran valores de semillas de rosa mosqueta/gramo de materia fecal, muy superiores a los obtenidos en el presente estudio (Damascos *et al.*, 2005). Esta diferencia puede atribuirse al mayor tamaño corporal de los herbívoros y al tipo de proceso digestivo que les otorga mayor capacidad dispersora de semillas (Stoner *et al.*, 2007).

La presencia de numerosas semillas rotas en las heces de liebre, también fue observado en las semillas de *Retama raetam* ingeridas por *Lepus* sp en ambientes del Mediterráneo, llegando a destruir el 26% de las mismas (Izhaki y Ne'eman, 1997). Otros dispersores de semillas, como los monos cercopitecinos, mastican y destruyen un cierto porcentaje de semillas de las frutas que consumen (Traveset, 1998; Stoner *et al.*, 2007). En este sentido, la presencia de semillas rotas de rosa mosqueta en las heces de liebre indican que si bien destruye parte de las semillas que consumen, los altos valores de semillas enteras encontradas en las heces (o en los bosteos) evidencian que este herbívoro exótico naturalizado, actúa como un legítimo dispersor de semillas de mosqueta.

Viabilidad y germinación de semillas

Las semillas de rosa mosqueta presentes en las heces de liebre y las recolectadas de las plantas, mostraron una alta viabilidad cercana al 100%, indicando que luego de su paso a través del tracto digestivo de la liebre mantienen la capacidad para germinar. La alta viabilidad de las semillas de esta especie, dispersadas por la liebre, es similar a la registrada para vacas y caballos en los bosques nativos Andino patagónicos (Damascos *et al.*, 2005), lo que sugiere que las semillas de esta especie poseen una adaptación a la endozoocoria (Malo *et al.*, 2000).

Por otra parte, las semillas de la rosa mosqueta halladas en las heces de liebre presentaron un aumento en su tasa de germinación de más del doble que las semillas extraídas de los frutos.

La efectividad de un dispersor se expresa como la contribución al éxito reproductivo de la planta dispersada, y está influenciada por factores cuantitativos (por ej. número de semillas transportadas, distancia) y cualitativos (sitio de deposición y tratamiento digestivo de la semilla) (Traveset *et al.*, 2014). Las evidencias de este estudio muestran el efecto positivo de la digestión de la liebre en los valores de germinación de las semillas dispersadas. Este efecto otorga ventajas competitivas para el establecimiento temprano de las plántulas y contribuye al éxito reproductivo de las plantas (Traveset *et al.*, 2014). De este modo, las semillas de rosa mosqueta podrían incrementar su probabilidad de establecimiento, sobrevivencia y reproducción gracias a la liebre. Sin embargo, para poder inferir sobre la efectividad de la liebre como dispersor de semillas, es necesario evaluar otros factores como las distancias de dispersión y la calidad de los sitios de deposición de los propágulos.

Conclusiones

La liebre europea es un dispersor de semillas de *Rosa rubiginosa* (rosa mosqueta) y *Rubus idaeus* (frambuesa), capaz de transportar gran cantidad de sus semillas en niveles semejantes tanto en bosque como estepa.

Los valores de germinación de las semillas provenientes de las heces de la liebre fueron superiores los de semillas extraídas de los frutos y también superaron los registrados para un ave exótica dispersora como el faisán (Martin-Albarracín, 2016). Esto demuestra que el pasaje de las semillas de mosqueta por el tracto digestivo de la liebre aumenta la capacidad de germinación y sitúa a la liebre como un legítimo dispersor de esta especie exótica que podría actuar como un facilitador/promotor de la invasión de rosa mosqueta.

El bajo número de semillas presentes en las heces de las especies arbustivas nativas, como *Ephedra* sp. y *Berberis microphylla*, y el daño ocasionado a la mayor parte de las semillas, sitúan a la liebre como un depredador que reduce la viabilidad de estas semillas y podría afectar negativamente la propagación de estas especies vegetales.

El alto número de semillas de frambuesa presentes en las heces de liebre recolectadas en este estudio constituye un dato novedoso en relación a los medios de dispersión de esta especie exótica en los bosques Andino Patagónicos.

La ausencia de semillas de retama en las heces de liebre, y el ramoneo observado en los sitios de muestreo sobre las estructuras vegetativas como tallos y hojas de este arbusto, sugieren un consumo selectivo de la liebre que evita el consumo de sus semillas, probablemente debido al contenido de compuestos secundarios.

Este trabajo de tesis sobre el rol de la liebre europea como agente dispersor de semillas, aporta información básica y analiza sus potenciales efectos en los ecosistemas nativos, brindando herramientas para la implementación de planes de manejo y conservación.

Agradecimientos

Quiero agradecer a mis directoras, Gladys Galende y Estella Raffaele, por su dirección y guía durante el desarrollo de mi trabajo de licenciatura.

También quiero agradecer a Karen Lediuk, Maya Svriz, María Damasco, Jorgelina Franzese, Ramiro Ripa, Martín Scervino, Sonia Fontenla, Rocío Vega, Micaela Boenel, María Cecilia Mestre, Gabriela Reiner, Paula Mathiasen, María Paula Quiroga y Dayana Díaz por asistirme y/o instruirme en las distintas técnicas y procedimientos que tuve que realizar para finalizar mi proyecto.

Agradezco a la Universidad Nacional del Comahue por permitirme acceder a una educación universitaria y científica de forma pública y gratuita.

Finalmente, quiero agradecer a mi padre, Adrián González, mi madre, Gabriela Lambardi, y mi hermana, Lucila González, por su constante soporte y apoyo durante toda mi formación y realización universitaria, sin el cuál nunca hubiera llegado a la finalización de esta etapa.

Referencias

- Aizen M. & Ezcurra C. (1998) High incidence of plant-animal mutualisms in the woody flora of the temperate forest of southern South America: biogeographical origin and present ecological significance. *Ecología Austral*, 8, 217-236
- Aizen M., Vázquez D. & Smith-Ramírez C. (2002) Historia natural y conservación de los mutualismos planta-animal del bosque templado de Sudamérica austral. *Revista Chilena de Historia Natural*, 75, 79-97
- Amico G. & Aizen M. (2005) Dispersión de semillas por aves en un bosque templado de Sudamérica austral: ¿quién dispersa a quién?. *Ecología Austral*, 15, 89-100
- Amico G., Rodríguez-Cabal M. & Aizen M. (2009) The potential key seed-dispersing role of the arboreal marsupial *Dromiciops gliroides*. *Acta Oecológica*, 35, 8-13
- Armesto J. & Rozzi R. (1989) Seed dispersal syndromes in the rain forest of Chiloé: evidence for the importance of biotic dispersal in a temperate rain forest. *Journal of Biogeography*, 16, 219-226
- Armesto J., Smith-Ramírez C. & Sabag C. (1996) The importance of plant-bird mutualisms in the temperate rainforest of southern South America. En: High-latitude rainforests and associated ecosystems of the west coast of the Americas. Lawford R, Alaback P y Fuentes (Eds.) Springer-Verlag, New York
- Barrios-García M. & Ballari S. (2012) Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biological Invasions*, 14, 2283-2300
- Begon M., Townsend C., John L., Colin R. & John L. (2006) Ecology: from individuals to ecosystems. Fourth Ed. Blackwell Publishing
- Bilal M.A. (2016) A Review of Endozoochorous seed dispersal by herbivores and its potential effect on seed germination. Tesis de Maestría. Norwegian University of Life Sciences, Ås
- Billard C., Dalzotto C. & Lallana V. (2014) Desinfección y siembra asimbiótica de semillas de dos especies y una variedad de orquídeas del género *Oncidium*. *Polibotánica*, 38, 145-147

- Blackhall M. & Raffaele E. (2019) Flammability of Patagonian invaders and natives: When exotic plant species affect live fine fuel ignitability in wildland-urban interfaces. *Landscape and Urban Planning*, 189, 1-10
- Blackhall M., Raffaele E. & Veblen T. (2008) Cattle affect early post-fire regeneration in a *Nothofagus dombeyi*–*Austrocedrus chilensis* mixed forest in northern Patagonia, Argentina. *Biological Conservation*, 141, 2251-2261
- Bonino N. (2005) Guía de mamíferos de la Patagonia Argentina. Ediciones INTA. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (Argentina). Buenos Aires
- Bonino N. (2009) Liebres y conejos como plagas de plantaciones forestales. “Manejo Integrado de Plagas Forestales”. Villacide J y Corley J (Eds.). Serie técnica: n° 7. INTA EEA Bariloche
- Bonino N., Cossíos D. & Menegheti J. (2010) Dispersal of the European hare, *Lepus europaeus* in South America. *Folia Zoologica*, 59, 9-15
- Bonino N. & Montenegro A. (1997) Reproduction of the European hare in Patagonia, Argentina. *Acta Theriologica*, 42, 47-54
- Bossard C. (1991) The role of habitat disturbance, seed predation and ant dispersal on establishment of the exotic shrub *Cytisus scoparius* in California. *American Midland Naturalist*, 126, 1-13
- Bossard C. & Rejmanek M. (1994) Herbivory, growth, seed production, and resprouting of an exotic invasive shrub *Cytisus scoparius*. *Biological Conservation*, 67, 193-200
- Campos C. & Ojeda R. (1997) Dispersal and germination of *Prosopis flexuosa* (Fabaceae) seed by desert mammals in Argentina. *Journal of Arid Environments*, 35, 707-714
- Cavallero L. & Raffaele E. (2010) Fire enhances the ‘competition-free’ space of an invader shrub: *Rosa rubiginosa* in northwestern Patagonia. *Biological Invasions*, 12, 3395-3404
- Cavallero L., Morales C., Montero-Castaño A., Gowda J. & Aizen M. (2018) Scale-dependent effects of conspecific flower availability on pollination quantity and quality in an invasive shrub. *Oecologia*, 188, 501-513

- Cavallero L., Raffaele E. & Aizen M. (2013) Birds as mediators of passive restoration during early post-fire recovery. *Biological Conservation*, 158, 342-350
- Connell J. (1971) On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. En: Dynamics of Populations Den Boer P y Gradwell G (Eds.). Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen, Países Bajos
- Comita L., Queenborough S., Murphy S., Eck J., Xu K., Krishnadas M., Beckman N. & Zhu Y. (2014) Testing predictions of the Janzen & Connell hypothesis: a meta-analysis of experimental evidence for distance-and density-dependent seed and seedling survival. *Journal of Ecology*, 102, 845-856
- Dajoz R. (2002) Tratado de ecología. Mundi Prensa España ed., Madrid, España
- Damascos M. (2008) La rosa mosqueta y otras rosas. Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue. San Carlos de Bariloche, Argentina
- Damascos M. (2011) Arbustos Silvestres con frutos carnosos de Patagonia. Fondo Editorial Río Negrino. Ciencias Naturales, Viedma
- Damascos M. & Gallopin G. (1992) Ecología de un arbusto introducido (*Rosa rubiginosa* L.= *Rosa eglanteria* L.): riesgo de invasión y efectos en las comunidades vegetales de la región andino-patagónica de Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 65, 395-407
- Damascos M., Ladio A., Rovere A. & Ghermandi L. (2005) Semillas de rosa mosqueta: dispersión y germinación en diferentes bosques nativos andino-patagónicos. *Patagonia Forestal*, 11, 2-6
- Dinerstein E., Olson D., Graham D., Webster A., Primm S., Bookbinder M. & Ledec G. (1995) Una evaluación del estado de conservación de las ecorregiones terrestres de América Latina y el Caribe. *Banco Mundial/World Wildlife Fund*, Washington
- Flux J. & Angermann R. (1990) The Hares and Jackrabbits. En: Rabbits, hares and pikas: status survey and conservation action plan. Chapman J y Flux J (Eds.). IUCN, Gland, Suiza
- Franzese J. & Ghermandi L. (2012) Effect of fire on recruitment of two dominant

- perennial grasses with different palatability from semi-arid grasslands of NW Patagonia (Argentina). *Plant Ecology*, 213, 471-481
- Galende G. & Grigera D. (1998) Relaciones alimentarias de *Lagidium viscacia* (Rodentia, Chinchillidae) con herbívoros introducidos en el parque nacional Nahuel Huapi, Argentina. *Iheringia, Sér. Zool*, 84, 3-10
- Galende G. & Raffaele E. (2013) Foraging behaviour and spatial use of a native rock-specialist the Southern vizcacha (*Lagidium viscacia*) and the exotic European hare (*Lepus europaeus*) in rocky outcrops of NW Patagonia, Argentina. *Acta Theriologica*, 58, 305-313
- Grigera D. & Rapoport E. (1983) Status and distribution of the European hare in South America. *Journal of Mammalogy*, 64, 163-166
- Henríquez E., Díaz Isenrath G., Cona M. & Campos C. (2014) Dispersión endozoocórica por *Lepus europaeus* (Lagomorpha, Leporidae) en el ecotono monte-patagonia, Argentina. *Mastozoología neotropical*, 21, 211-217
- Holst P., Allan C., Campbell M. & Gilmour A. (2004) Grazing of pasture weeds by goats and sheep. 2. Scotch broom (*Cytisus scoparius* L.). *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 44, 553-557
- Hosking J., Smith J. & Sheppard A. (1996) The biology of Australian weeds. 28. *Cytisus scoparius* (L.) Link subsp. *scoparius*. *Plant Protection Quarterly*, 11, 102-108
- Izhaki I. & Ne'eman G. (1997) Hares (*Lepus* spp.) as seed dispersers of *Retama raetam* (*Fabaceae*) in a sandy landscape. *Journal of Arid Environments*, 37, 343-354
- Janzen D. (1970) Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist*, 104, 501-528.
- Janzen D. (1985) *The biology of Mutualism: Ecology and evolution*. Oxford University Press on Demand, Oxford.
- Jaroszewicz B. (2013) Endozoochory by European bison influences the build-up of the soil seed bank in subcontinental coniferous forest. *European Journal of Forest Research*, 132, 445-452

- Jofré M., Razzeto G., Escudero N. & Albarracín G. (2017) Chemical evaluation, bioactive compounds and antioxidant activity of *Rosa rubiginosa* L. fruit and seed. *GSC Biological and Pharmaceutical Sciences*, 1, 44-53
- Kitzberger T. & Veblen T. (2006) Influences of Climate on Fire in Northern Patagonia, Argentina. En: Fire and climatic change in temperate ecosystems of the western Americas. Veblen T, Baker W, Montenegro G y Swetnam T (Eds.). Springer Science & Business Media, Nueva York.
- Kutschker A., Hechem V., Codesal P., Marcia R., López S. & Silva V. (2015) Diversidad de plantas exóticas en áreas sometidas a distintos disturbios en el Parque Nacional Los Alerces, Chubut (Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 50, 47-59
- Ladio A. & Damascos M. (2000) La invasión de plantas exóticas y la conservación de plantas nativas en baldíos suburbanos. *Medio Ambiente*, 13, 27-34
- Lodoño-Giraldo L. & Gutierrez-López L. (2013) Regeneration of coffee-shading Walnut (*Cordia alliodora* (Ruiz and Pav) Oken) from indirect organogenesis. *Acta Agronómica*, 62, 207-214
- Maeso D. & Walasek W. (2010) Evaluación de métodos de desinfección de semillas para disminuir la incidencia del cancro bacteriano del tomate (*Clavibacter michiganensis* subsp. *michiganensis*). 12° Congreso Nacional de Hortifruticultura, Montevideo
- Malo J., Jiménez B. & Suarez F. (2000) Herbivore dunging and endozoochorous seed deposition in a Mediterranean dehesa. *Journal Range Management*, 53, 322-328
- Manzano P., Malo J. & Peco B. (2005) Sheep gut passage and survival of Mediterranean shrub seeds. *Seed Science Research*, 15, 21-28
- Martin-Albarracín V. (2016) Impactos de las aves introducidas sobre las comunidades nativas y el caso del faisán plateado (*Lophura nycthemera*) en la Patagonia Argentina. Tesis Doctoral. Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue, San Carlos de Bariloche
- Medrano-Nájera R., Ramírez-Pinero M. & Guevara-Sada S. (2014) Una mirada a la dispersión de semillas en las excretas de mamíferos. *Cuadernos de Biodiversidad*, 46, 19-28

- Merino M., Carpinetti B. & Abba A. (2009) Invasive mammals in the national parks system of Argentina. *Natural Areas Journal*, 29, 42-49
- Mermoz M., Úbeda C., Grigera D., Brion C., Martín C., Bianchi E. & Planas H. (2009) El Parque Nacional Nahuel Huapi: sus características ecológicas y estado de conservación. Editorial Administración de Parque Nacionales, Parque Nacional Nahuel Huapi, San Carlos de Bariloche, Argentina
- Novaro A., Funes M. & Walker R. (2000) Ecological extinction of native prey of a carnivore assemblage in Argentine Patagonia. *Biological Conservation*, 92, 25-33
- Panter C. & Dolman P. (2010) Mammalian herbivores as potential seed dispersal vectors in ancient woodland fragments. *Wildlife Biology*, 18, 292-303
- Pejchar L. & Mooney H. (2009) Invasive species, ecosystem services and human well-being. Trends in ecology & evolution. *Trends in ecology & evolution*, 24, 497-504
- Pin Koh L. & Gardner T. (2010) Conservation in human-modified landscapes. En: *Conservation Biology for All*. Sodhi N y Ehrlich P (Eds.). Oxford University Press
- Prémoli A., Aizen M., Kitzberger T. & Raffaele E. (2005) Situación ambiental de los bosques patagónicos. En: La Situación Ambiental Argentina 2005. Brown A, Martínez Ortiz U, Acerbi M y Corcuera J (Eds.). Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina
- Puig S., Videla F., Cona M. & Monge S. (2007) Diet of the brown hare (*Lepus europaeus*) and food availability in northern Patagonia (Mendoza, Argentina). *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, 72, 240-250
- Raffaele E. & Veblen T. (2001) Effects of livestock on early post-fire regeneration in a matorral community in northwest Patagonia: an experimental study. *Natural Areas Journal*, 21, 243-249
- Raffaele E., Veblen T., Blackhall M. y Tercero Bucardo N. (2011) Synergistic influences of introduced herbivores and fire on vegetation change in northern Patagonia, Argentina. *Journal of Vegetation Science*, 22, 59-71
- Raffaele E., Galende G. & Veblen T. 2004. Variabilidad dietaria de dos herbívoros exóticos en bosques incendiados y naturales de *Nothofagus pumilio* y

Nothofagus antarctica en el NO de la Patagonia. II Reunión binacional de Ecología, Mendoza

- Raffaele E., Veblen T., Blackhall M. & Tercero Bucardo N. (2011) Synergistic influences of introduced herbivores and fire on vegetation change in northern Patagonia, Argentina. *Journal of Vegetation Science*, 22, 59-71
- Relva M. & Veblen T. (1998) Impacts of introduced large herbivores on *Austrocedrus chilensis* forests in northern Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and management*, 108, 27-40
- Relva M., Damascos M., Macchi P., Mathiasen P., Premoli A., Quiroga M., Radovani N., Raffaele E., Sackmann P., Speziale K., Svirz M. & Vigliano P. (2014) Impactos humanos en la Patagonia. En: Ecología e Historia Natural de la Patagonia Andina. Un cuarto de siglo de investigación en biogeografía, ecología y conservación. Raffaele E, de Torres Curth M, Morales C y Kitzberger T (Eds). Fundación de Historia Natural Félix Azara, Buenos Aires, pp. 157-182
- Reus Ruiz ML. (2006) Caracterización del hábitat y composición de la dieta de *Lagidium viscacia* (Chinchillidae), en la Puna-San Juan- Argentina. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional de San Juan, San Juan, Argentina
- Reus Ruiz ML., Peco B., De los Ríos C., Giannoni S. & Campos C. (2013) Trophic interactions between two medium-sized mammals: the case of the native *Dolichotis patagonum* and the exotic *Lepus europaeus* in a hyper-arid ecosystem. *Acta theriologica*, 58, 205-214
- Revilla T. & Encinas-Viso F. (2015) Ecología y Evolución de la endozoocoria. *Acta Biológica Venezuelica* 35, 187-215
- Rovere A., Blackhall M., Cavallero L., Damascos M., Grigera D., Masini A., Svirz M. & Tercero Bucardo N. (2014) Conservación y restauración. En: Ecología e Historia Natural de la Patagonia Andina: Un cuarto de siglo de investigación en biogeografía, ecología y conservación. Raffaele E, de Torres Curth M, Morales C y Kitzberger T (Eds). Fundación de Historia Natural Félix Azara, Buenos Aires

- Sanhueza C. & Zalba S. (2014) Banco de semillas, germinación y longevidad de semillas de retama (*Spartium junceum*, Fabaceae): implicancias para su control. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 49, 67-76
- Sheppard A. (2000) Determinants of broom (*Cytisus scoparius* (L.) Link) abundance in Europe. *Plant Protection Quarterly*, 15, 149-155
- Simberloff D. (2006) Invasional meltdown 6 years later: important phenomenon, unfortunate metaphor, or both?. *Ecology Letters*, 9, 912-919
- Smith J. & Harlen R. (1991) Preliminary observations on the seed dynamics of broom (*Cytisus scoparius*) at Barrington Tops, New South Wales. *Plant Protection Quarterly*, 6, 73-78
- Stoner K., Riba-Hernández P., Vulinec K. & Lambert J. (2007) The role of mammals in creating and modifying seedshadows in tropical forests and some possible consequences of their elimination. *Biotropica*, 39, 316-327
- Svirz M. (2008) Invasibilidad de los bosques, protección de especies nativas en el matorral de exóticas y su aprovechamiento para la restauración de áreas degradadas. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional del Comahue, San Carlos de Bariloche
- Tirmenstein D. (1990) *Rubus idaeus*. En: Fire Effects Information System. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). Disponible en: <https://www.fs.fed.us/database/feis/plants/shrub/rubida/all.html>
- Traveset A. (1998) Effect of seed passage through vertebrate frugivores guts on germination: a review. *Perspectives in Plant ecology, evolution and systematics*, 1, 151-190
- Traveset A. & Richardson D. (2006) Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. *Trends in ecology & evolution*, 21, 208-216
- Traveset A., Robertso A. & Rodríguez-Pérez J. (2007) A Review on the Role of Endozoochory in Seed Germination. En: Seed dispersal: theory and its application in a changing world. Dennis A, Schupp P, Green R y Westcott D (Eds.). CAB International, Wallingford, UK

- Traveset A., Heleno R. & Nogales M. (2014) The ecology of seed dispersal. En: Seeds: the ecology of regeneration in plant communities. Fenner M (Ed.). Oxford University Press, Oxford, UK
- Vázquez D. (2002) Multiple effects of introduced mammalian herbivores in a temperate forest. *Biological Invasions*, 4, 175-191
- Veblen T., Holz A., Paritsis J., Raffaele E., Kitzberger T. y Blackhall M. (2011) Adapting to global environmental change in Patagonia: what role for disturbance ecology?. *Austral Ecology*, 36, 891-903
- Veblen T., Mermoz M., Martin C. & Kitzberger T. (1992) Ecological impacts of introduced animals in Nahuel Huapi national park, Argentina. *Conservation Biology*, 6, 71-83
- Vignolio O. & Fernández O. (2006) Seed dispersal in hare (*Lepus europaeus*) faecal pellets in Flooding Pampa grasslands. *Revista Argentina de Producción Animal*, 26, 31-38
- Zar J. (2007) *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, Inc. NJ, United States.

Indice de figuras

FIG.1. Mapa de los alrededores de la ciudad de Bariloche con los sitios de muestreo. Aquí se muestran los sitios de muestreo descriptos (S1 = “Villa Tacúl”; S2 = “Casa de Piedra”; S3 = “Puente Romano”; S4 = “ViejoCamino al Aeropuerto”; S5 = “Nuevo Camino al Aeropuerto”; S6 = “Rotonda”; S7 = “Nique”). Fuente: Google Earth. -----	12
FIG.2. Rosa mosqueta (<i>Rosa rubiginosa</i>) en estado de fructificación.-----	13
FIG.3. Retama (<i>Cytisus scoparius</i>) en estado de floración.-----	14
FIG.4. Pellet de liebre europea con semillas de rosa mosqueta.-----	16
FIG.5. Pesaje de las muestras de heces utilizando balanza digital.-----	16
FIG.6. Bandeja para tratamiento pre-germinativo de semillas.-----	18
FIG.7. Prueba de flotabilidad para determinar la viabilidad de las semillas.-----	19
FIG.8. A: Cajas de Petri envueltas para su esterilización en autoclave. B: Semillas en tratamiento de desinfección en solución de hipoclorito de sodio 3%. C: Semillas en caja de Petri con capas de algodón y papel de filtro para su puesta en germinación.-----	20
FIG.9. Germinación en heladera de semillas de rosa mosqueta.-----	21
FIG.10. Comparación del número total de semillas de las especies más abundantes en las heces de liebre en sitios de bosque y estepa.-----	23
FIG.11. Comparación del número promedio de semillas de rosa mosqueta y frambuesa registrado por gramo de materia fecal en los sitios de bosque y de estepa. Las barras representan el error estándar.-----	24
FIG.12. Comparación de número promedio de semillas de rosa mosqueta y frambuesa por bosteo de liebre registrado en los sitios de bosque y estepa. Las barras representan el error estándar.-----	25
FIG.13. Porcentaje de semillas de frambuesa presentes en heces de liebre por sitio durante diciembre –enero 2018 en relación a la cantidad total recolectada. S1 = Villa Tacul (Bosque); S2 = Viejo Camino al Aeropuerto (Estepa); S3 = Nuevo Camino al Aeropuerto (Estepa); S4 = Arroyo Casa de Piedra (Bosque); S5 = Puente Romano (Bosque).-----	26
FIG.14. Comparación de número promedio de semillas de frambuesa por gramo de materia fecal por sitio. Las barras representan el error estándar. S1 = Villa Tacul (Bosque); S2 = Viejo Camino al Aeropuerto (Estepa); S3 = Nuevo Camino al Aeropuerto (Estepa); S4 = Arroyo Casa de Piedra (Bosque); S5 = Puente Romano (Bosque).-----	27
FIG.15. Porcentaje de semillas de rosa mosqueta presentes en heces de liebre por sitio durante Marzo- Abril 2018 en relación a la cantidad total recolectada. S1 = Villa Tacul (Bosque); S2 = Viejo Camino al Aeropuerto (Estepa); S4 = Arroyo Casa de Piedra (Bosque); S5 = Puente Romano (Bosque); S6 = Rotonda (Estepa); S7 = Nique (Estepa).-----	29
FIG.16. Comparación del número promedio de semillas de mosqueta por gramo de materia fecal por sitio. Las barras representan el error estándar para cada sitio. S1 = Villa Tacul (Bosque); S2 =	

Viejo Camino al Aeropuerto (Estepa); S4 = Arroyo Casa de Piedra (Bosque); S5 = Puente Romano (Bosque); S6 = Rotonda (Estepa); S7 = Nique (Estepa). Las barras representan el error estándar.

-----30

FIG.17. Comparación del número promedio de semillas por gramo de materia fecal, S1 = Villa Tacul (Bosque); S2 = Viejo Camino al Aeropuerto (Estepa); S4 = Arroyo Casa de Piedra (Bosque); S5 = Puente Romano (Bosque). Azul = Frambuesa; Rojo = Rosa Mosqueta; Verde = Ephedra sp. Las barras representan el error estándar.-----31

FIG.18. Porcentaje de germinación acumulativo de semillas de rosa mosqueta provenientes de heces y frutos en relación con el número de semanas dentro de la heladera. Línea Roja = Semillas extraídas de heces; Línea Verde = Semillas extraídas de frutos.-----33

FIG.19. Germinación de semillas de rosa mosqueta durante incubación en frío.-----34

FIG.20. Porcentaje de germinación de semillas de frutos y heces luego de 30 semanas de germinación en frío.-----34

Índice de tablas

Tabla 1. Semillas de rosa mosqueta y frambuesa extraídas por sitio durante los tres períodos de muestreo. Sitios B: bosque, E: estepa, número de bosteos, peso del bosteo, número de semillas de frambuesa y mosqueta.-----**22**

Tabla 2. Número de semillas de frambuesa por muestra fecales recolectadas durante el primer período de muestreo. B: corresponde a sitios de Bosque y E: sitios de estepa. Número de semillas, N.º S/g: promedio semillas por gramo. Nº S/bosteo: semillas por bosteo.-----**25**

Tabla 3. Número de semillas por sitio recolectadas durante el segundo período de muestreo. B: corresponde a sitios de Bosque y E: sitios de estepa. Número de semillas, Nº S/g: promedio semillas por gramo. Nº S/bosteo: semillas por bosteo.-----**28**

Tabla 4. Número de semillas por sitio recolectadas durante el tercer período de muestreo. B: corresponde a sitios de Bosque y E: sitios de estepa. N° de semillas, Nº S/g: promedio semillas por gramo. Nº S/Bosteo: semillas por bosteo.-----**31**

Tabla 5. Valores de viabilidad por prueba flotabilidad de semillas de rosa mosqueta recolectadas en frutos y heces.-----**32**