

EFFECTO FACILITADOR DE LOS ARBUSTOS SOBRE EL ESTABLECIMIENTO DE UNA GRAMÍNEA PERENNE EN SITIOS CON DIFERENTES HISTORIAS DE USO EN EL NORESTE DE LA PATAGONIA



Calvo, Dianela Alejandra
Licenciatura en Ciencias del Ambiente

dianelac8@gmail.com

Directora: Dra. Guadalupe Peter

gpeter@unrn.edu.ar

Co Directora: Dra. Cintia Leder

cleder@unrn.edu.ar

Tesina-Marzo 2017

Índice

Agradecimientos.....	2
Resumen.....	3
Introducción.....	4
Hipótesis.....	8
Metodología.....	10
<i>Área de estudio</i>	10
<i>Diseño del muestreo</i>	12
<i>Análisis estadístico</i>	15
Resultados	16
Discusión y conclusiones	20
Bibliografía	24

Agradecimientos

Algo que debo destacar en estos agradecimientos es que sin la gente que me rodea y me quiere no podría haber llegado nunca hasta acá. Desde niña comencé a pensar qué iba a ser cuando fuera grande. Le contaba a mamá y papá que quería ser profesora de educación física, veterinaria, arquitecta y un sinfín de profesiones a las cuales ellos respondían “está bueno hija”. Desde ese momento ellos me acompañaron y me guiaron en un camino donde mi futuro era eso que tenía que planear. Ese acompañamiento fue importante, fue un pilar en todo momento de mis decisiones, risas, llantos, desilusiones, ganas de dejar todo, pero esas personas estuvieron ahí. A ellos les quiero agradecer en primer lugar, a mi familia, porque me fortalecen, porque esto es por y para ellos. Mamá, Papá y Germán, ¡GRACIAS! Gracias por entenderme, por aguantarme, por contenerme. Todo lo que hago, todos mis logros son para ustedes, para que estén orgullosos y sepan que todo lo que hicieron por mí sirvió.

Al resto de mi familia, tíos, tías, primos, mis abuelas, por estar siempre presentes y aunque les costaba acordarse el nombre de mi carrera, siempre me preguntaban cómo iba, siempre recibí sus alientos.

A mis amigas, mis hermanas de la vida, aquellas que esta hermosa carrera y mi paso por la universidad me regaló, les debo tanto. Le agradezco mucho a la vida por habernos cruzado en el camino. A las que están lejos, aquellas que tomaron otro camino pero que sin embargo siguen ahí, ¡firmes!

A mis profesores, aquellos que me formaron durante estos 6 años de carrera.

A Guadalupe, Cintia y Silvia, de las cuales aprendí mucho. Gracias por guiarme, enseñarme, presionarme, hacer que me guste cada vez más esta profesión. Porque me doy cuenta de que no me confundí, que estoy siguiendo bien el camino. No sólo sigo la investigación porque me gusta, sino porque también encontré un grupo de trabajo en el que me siento cómoda.

A la Universidad de Rio Negro, por llegar a Viedma en el momento justo e indicado de mi vida, por brindarme la oportunidad de quedarme en mi ciudad y elegir esta carrera. Porque a pesar de todo, decido quedarme y seguir formando parte de esta institución.



Resumen

En los ambientes áridos, tres tipos de disturbios modelan la estructura y el funcionamiento de los pastizales: la herbivoría, el fuego y las sequías. La vegetación se distribuye en islas en una matriz de suelo desnudo y esta distribución estaría determinada por la escasez de las precipitaciones y por el efecto facilitador de los arbustos sobre los grupos funcionales que crecen bajo sus copas. El objetivo de este trabajo fue evaluar el establecimiento (independiente de la cantidad de semillas del banco) de plántulas de *Nassella tenuis* en micrositios del arbustal, en sitios con diferentes disturbios.

El trabajo se llevó a cabo en ocho sitios del NE de Río Negro con distintas historias de uso que incluyeron combinaciones de tres intensidades de pastoreo ovino, tres períodos de clausura y dos tiempos de recuperación postfuego. En cada uno se eligieron al azar cinco islas de más de 2m de diámetro de canopy. En ellas se establecieron parcelas de 30x30cm en diferentes micrositios: interisla, borde de canopy, mitad de canopy y tronco, sobre una transecta desde sotavento hacia barlovento (este-oeste) resultando siete ubicaciones: IE, BE, ME, T, MO, BO, IO. En cada parcela se removieron 5cm de suelo, se completó el espacio con sustrato de suelo + arena y se sembraron en verano 40 semillas. Se realizó un seguimiento estacional de emergencia de plántulas durante un año. Los datos se analizaron con un test no paramétrico de comparación de medias (Kruskal-Wallis).

Los resultados indican que la emergencia estaría condicionada por la intensidad del disturbio y señalan la importancia del efecto facilitador del arbusto sobre la emergencia de plántulas de gramíneas perennes. Esto es más evidente en los casos donde existe un intenso pastoreo ovino como único disturbio, mientras que en zonas sometidas a fuego, clausuradas o con bajo nivel de pastoreo, los micrositios presentarían las mismas condiciones para el establecimiento. Sin embargo, esto no significa que en aquellos sitios clausurados o con menor carga ganadera el efecto facilitador del arbusto no exista, sino que sería menos evidente.

Introducción

En zonas áridas y semiáridas de distintas partes del mundo la vegetación frecuentemente se haya distribuida formando islas arbustivo-graminosas, dispersas en una matriz de suelo desnudo o con escasa cobertura vegetal (Aguiar & Sala 1999). Tres tipos de disturbio modelan la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas de pastizales semiáridos: los períodos de sequías; la herbivoría, que afecta al sistema a través de la remoción de biomasa, el pisoteo y la deposición de heces y de orina; y los fuegos, que provocan cambios en la densidad, cobertura y composición de los estratos arbustivo y gramíneo (Kröpfl 1987, Peláez et al. 2010b) y que, en combinación con el viento, estimulan el flujo de material (suelo, materia orgánica, semillas) de las islas a los espacios interislas (Oesterheld et al. 1999). Los efectos de estos disturbios varían con el régimen de precipitaciones anuales (Oesterheld et al. 1999) y han sido señalados como determinantes de la susceptibilidad a la desertificación de los pastizales (Reynolds et al. 1997).

Para algunos autores, el patrón de islas-interislas estaría determinado principalmente por la escasez de las precipitaciones y por el efecto facilitador de los arbustos sobre otros grupos funcionales (subarbustos, hierbas, gramíneas y costras biológicas) que crecen bajo sus copas (HilleRisLambers et al. 2001). En una reciente revisión de 99 casos alrededor del mundo, Allington & Valone (2013) indicaron que la distribución de la vegetación en islas es consecuencia del pastoreo, más que una característica intrínseca de los sistemas. La reducción de la cobertura herbácea a partir del sobrepastoreo por herbívoros domésticos (Kellner & Bosch 1992, Bertiller et al. 2009) lleva a un incremento en la dominancia de los arbustos y a la conversión de los pastizales en arbustales, menos deseables para la actividad ganadera (Kröpfl et al. 2007), fenómeno conocido como “arbustización”. Por lo tanto, la arbustización es el resultado de la combinación de estos disturbios a través del tiempo. Los arbustos que forman parte de este sistema hacen uso de algunos de los recursos no utilizados por los pastos, y cumplen una función de refugio para las especies palatables y la costra biológica en los sitios pastoreados (Kröpfl 2015).

Los períodos prolongados de sequía impiden o dificultan la ocurrencia de incendios en ambientes semiáridos por falta de biomasa combustible. Sumado a esto, la mayor tolerancia a la sequía por parte de los arbustos (Scholes & Archer 1997) también ha facilitado el proceso de arbustización.

Bajo pastoreo doméstico la concentración de la defoliación y el pisoteo en las áreas interislas reduce la cobertura de los pastos y de la costra biológica que protege al suelo, facilitando cambios edáficos que disminuyen la infiltración y retroalimentan la pérdida de cobertura del interarbustal, hasta la formación de una matriz de suelo desnudo que rodea a las islas de vegetación (Fuls 1992a, 1992b). Una vez alcanzada esa situación, y en condiciones de pastoreo, los espacios interislas difícilmente vuelven a ser repoblados por vegetación, ya que disminuye la disponibilidad de micrositios para la germinación y el establecimiento de las plántulas (Edwards & Crawley 1999), quedando sólo aptos aquellos que cuenten con la protección de las copas de los arbustos dominantes. Este proceso es conocido como el síndrome de la planta nodriza (Ren et al. 2008), ya que los arbustos facilitan el crecimiento y el desarrollo de otras especies de plantas bajo su canopeo, ofreciendo microhábitats que son favorables para la germinación de semillas y/o el reclutamiento de plántulas (Bruno et al. 2003, Padilla & Pugnaire 2006, Ren et al. 2008).

Como ocurre en otros sistemas áridos y semiáridos, en el Monte Oriental Rionegrino la vegetación muestra esta distribución típica en forma de islas, al igual que en el extremo austral del Monte y en la estepa Patagónica. Las islas de vegetación contienen tres grupos funcionales relevantes: pastos perennes, arbustos y costras biológicas. Estas islas forman montículos fitogénicos dominados por arbustos (Coronato & Bertiller 1997, Aguiar & Sala 1998, Bisigato & Bertiller 1999, Cecchi et al. 2001), debajo de los cuales crecen los otros grupos funcionales.

Estudios previos demostraron que la explotación ganadera en el Monte Oriental Rionegrino trae asociados problemas de degradación de recursos naturales, como la reducción de la cobertura vegetal y de la diversidad de especies, la erosión hídrica y eólica de los suelos y el deterioro físico-químico de éstos (compactación, encostramiento superficial, pérdida de materia orgánica, etc.) (Kröpfl 1999, Bertiller et al. 2002, Bisigato et al. 2005, Bisigato et al. 2008, Peter & Funk 2010).

Resultados opuestos ocurren con el fuego, el cual es utilizado comúnmente como una herramienta de manejo en ambientes áridos y semiáridos. Si bien el fuego puede ser un factor potencialmente desencadenante de procesos erosivos, conducentes a la desertificación (Dregne 1977), también es una herramienta útil para revertir la invasión de arbustos y promover la recuperación de las gramíneas. Esto último es debido a que los procesos de erosión eólica posteriores al fuego redistribuyen los nutrientes acumulados por los arbustos en los montículos fitogénicos y, por lo tanto, cambian los patrones espaciales de vegetación (Hodgkinson & Harrington 1985, West & Hassan 1985, Wambolt & Payne 1986, Pfeiffer & Steuter 1994, Bóo et al. 1996, Rostagno et al. 2006, Ravi et al. 2007, Peláez et al. 2010a).

En las áreas degradadas del Monte Austral la abundancia del banco de semillas y la disponibilidad de agua son los principales factores limitantes del reclutamiento de plántulas de pastos perennes (Bisigato & Bertiller 1999). La distribución espacial del banco de semillas depende de la dispersión horizontal de los propágulos y de su llegada a sitios seguros, donde puedan anclarse e ingresar al suelo (Fenner & Thompson 2005). El resultado de la dispersión a través del viento es afectado por la enorme complejidad introducida por las condiciones locales, como las turbulencias generadas por la vegetación (Westcott 2007), que pueden alterar dramáticamente el resultado de la dispersión (Nathan et al. 2002, Tackenberg 2003).

Whitford (2002) propuso que los arbustos con copas hemisféricas (como *Larrea divaricata* Cav.) provocan turbulencias y una disminución de la velocidad del viento, siendo capaces así de acumular a sotavento hojarasca, semillas, materia orgánica y demás partículas arrastradas (Figura 1). Por lo tanto, en los micrositios a barlovento del arbusto la desecación del suelo a causa del viento sería mayor que en los micrositios a sotavento, donde habría, además, mayor disponibilidad de recursos clave como agua y nitrógeno, lo que podría facilitar la emergencia y el establecimiento de plántulas. Por otro lado, la mayor importancia relativa de los micrositios como fuente y trampa de propágulos, determinaría una distribución espacial heterogénea del banco de semillas, lo que reforzaría el patrón de parches que se observa en la vegetación (Caballero et al. 2008).

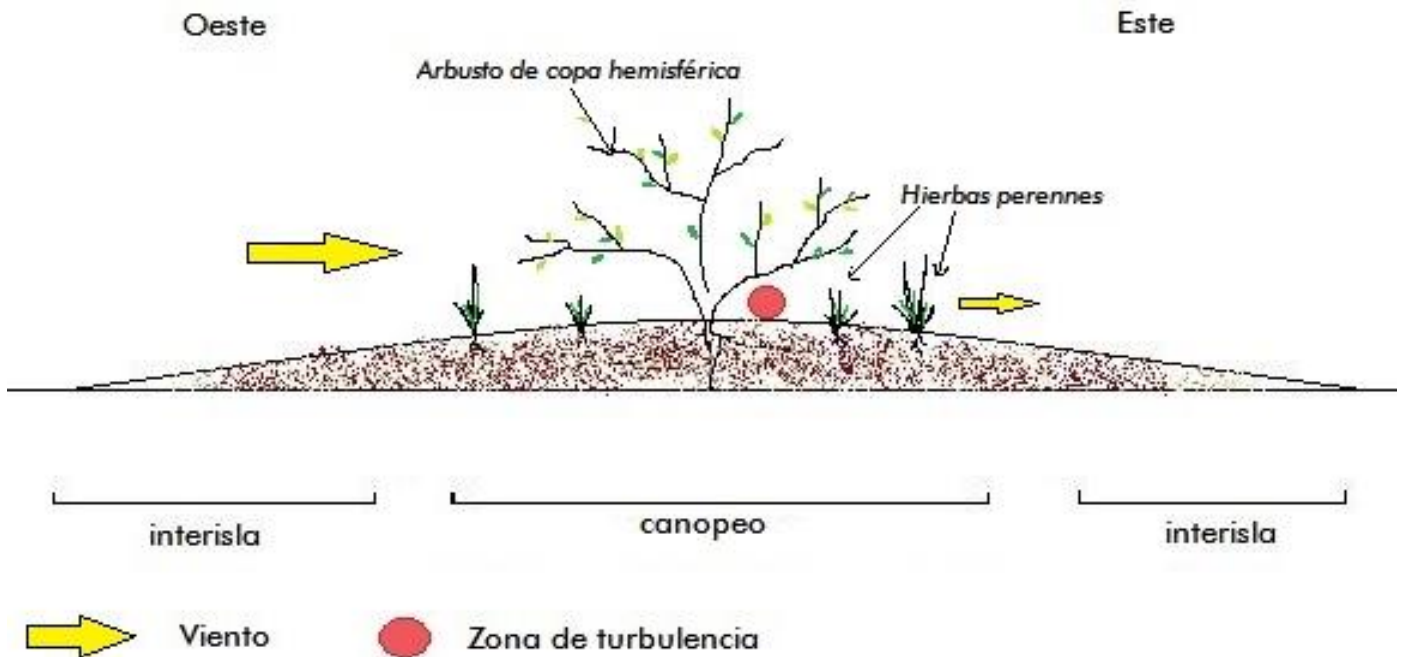


Figura1. Diagrama de una isla de vegetación donde se observan los dos microambientes de estudio (interisla y canopeo). La isla está dominada por un arbusto de copa hemisférica que disminuye la velocidad del viento de oeste a este, lo que provoca una zona de turbulencia a sotavento.

La mayoría de los estudios sobre procesos de facilitación muestran mayor riqueza de especies bajo el dosel de las plantas nodriza, en comparación con las áreas abiertas (Lasso-Rivas 2015). Si bien existen trabajos sobre el tema en la Patagonia (Bisigato & Bertiller 2004, Barberá et al. 2006, Busso et al. 2012), no se ha estudiado aún cómo dicho proceso es afectado por los disturbios y sus intensidades.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la emergencia y supervivencia de plántulas de una gramínea perenne nativa, estandarizando la cantidad de semillas presentes en el banco, en diferentes micrositos de la isla arbustiva y en sitios con diferentes historias de uso. Específicamente, se buscó analizar el efecto de los arbustos como plantas nodriza en el reclutamiento de *Nassella tenuis* (Phill.) Barkworth, y su relación con diferentes historias de uso.

Hipótesis

Sobre la base de los antecedentes se plantearon las siguientes hipótesis:

- Hipótesis 1: El pastoreo por ganado doméstico, al promover la pérdida de la vegetación y de la cobertura del suelo en los espacios interislas, aumenta el efecto negativo del viento predominante a barlovento de las islas arbustivas, restringiendo el establecimiento de plántulas de *Nassella tenuis* en esos micrositios.

Si bien Bisigato & Bertiller (2004) y Marone et al. (2000) propusieron que el factor limitante del reclutamiento en estos ambientes sería la disponibilidad de semillas, Leder et al. (2015) observaron que no se presentan diferencias en la lluvia de semillas entre las islas arbustivas y las interislas desprovistas de vegetación, sin importar la historia de uso. Por lo tanto, la hipótesis que se plantea en este trabajo sugiere que el factor limitante en el reclutamiento de plántulas es la disponibilidad de sitios aptos para la emergencia y la supervivencia. Esto se debería a condiciones más desfavorables por desecación del suelo a barlovento, lo que provocaría una mayor mortalidad de plántulas y una menor biomasa de las plántulas establecidas.

- Hipótesis 2: La acción homogeneizadora del fuego, a través de la redistribución de sedimentos, disminuye el efecto provocado por el viento y los arbustos sobre el establecimiento de las plántulas.

Los sistemas áridos son ambientes propensos a los incendios. La pérdida de combustible fino promovida por el pastoreo del ganado ha causado la reducción de la frecuencia de incendios naturales que controlaban la densidad de plantas leñosas (Kröpfl et al. 2015). Los incendios controlados se usan comúnmente como una herramienta de manejo que conduce a una reducción de arbustos y a una mejora en la cobertura de gramíneas palatables (Bran et al. 2007, Peláez et al. 2010a). Sin embargo, Peter et al. (2013) no encontraron evidencia que respalden los cambios producidos por esta práctica sobre la cobertura de la vegetación herbácea, la que, incluso, puede potencialmente

desencadenar un proceso erosivo que conduzca a la desertificación (Ravi et al. 2010). La segunda hipótesis plantea que el fuego actuaría como un factor homogeneizador en la distribución de los micrositios aptos para el establecimiento de plántulas.

De las hipótesis planteadas se desprenden las siguientes predicciones:

1. Los micrositios de interislas presentarán un menor número de plántulas emergidas en relación con los micrositios que se encuentren bajo el canopeo de arbustos, y este efecto será más notable en sitios pastoreados.
2. Los micrositios ubicados a sotavento mostrarán mayor número de plántulas emergidas en comparación con los micrositios que se encuentran a barlovento.
3. En sitios quemados, los micrositios no presentarán diferencias asociadas al efecto facilitador del arbusto sobre las plántulas.

Metodología

Área de estudio

El trabajo se llevó a cabo en el departamento de Adolfo Alsina de la provincia de Río Negro (40° 40' S, 64° 10' W) (Figura 2). El clima de la región es árido templado, con veranos cálidos e inviernos moderados y falta de disponibilidad de agua durante todo el año (Godagnone & Bran 2009). La mayor parte del año es ventoso, con vientos predominantes del sector oeste (Godagnone & Bran 2009). Las precipitaciones presentan una alta variabilidad intra e interanual (Bran et al. 2000) y en los últimos cinco años (2012-2016) promediaron 400 mm anuales (Figura 3).



Figura 2. Áreas de muestreo. Los asteriscos representan los sitios de muestreo

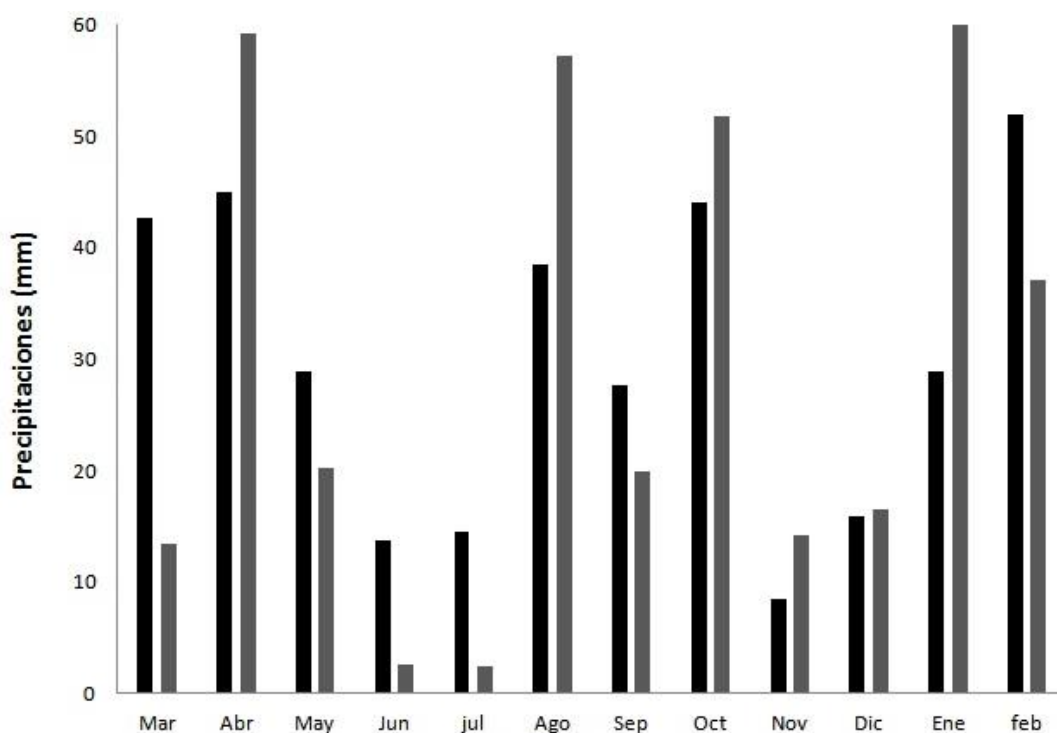


Figura 3. Precipitaciones de la zona de muestreo. Las barras de color negro representan el promedio de precipitaciones mensuales de los últimos cinco años (2012-2016). Las barras de color gris representan la precipitación mensual durante el año de muestreo.

La vegetación que caracteriza al área es una estepa arbustiva baja, correspondiente a la Provincia Fitogeográfica del Monte (Cabrera 1976), cuyo estrato herbáceo está formado por un pastizal de crecimiento predominantemente invernal. La comunidad está ampliamente extendida en el este de la provincia de Río Negro y está dominada por *Chuquiraga erinacea* D. Don, en el estrato arbustivo inferior, *Larrea divaricata* en el estrato arbustivo superior y *Nassella tenuis* en el estrato herbáceo (Leder et al. 2015). Entre los arbustos también se encuentran *Prosopis flexuosa* DC. var. *depressa* F.A. Roig, *Senna aphylla* Cav. H.S. Irwin & Barneby, *Lycium chilense* Miers ex Bertero, *Condalia microphylla* Cav., *Monttea aphylla* (Miers.) Benth. & Hook, *Schinus johstonii* F.A. Barkley y *Ephedra ochreatea* Miers. En el estrato herbáceo están presentes *Poa ligularis* Nees ex Steud, *Piptochaetium napostaense* (Speg.) Hack., *Jarava plumosa* (Spreng) S.W.L. Jacobs & J. Everett, *Pappostipa speciosa* (Trin. & Rupr.) Romasch., *Nassella longiglumis*

(Phil.) Barkworth, y las adventicias anuales *Bromus hordeaceus* L., *Schismus barbatus* (L.) Thell. Y *Erodium cicutarium* (L.) L'Her. ex Aiton (Cabrera 1971). El grupo funcional costras biológicas llega a cubrir más del 35 % de la superficie del suelo (normalmente en forma de manchones con alta cobertura) (Kröpfl et al. 2007). El sitio presenta una historia de pastoreo de aproximadamente 100 años, con una carga animal normal de 0,36 EO/ha (Funk et al. 2012).

Diseño del muestreo

Al momento de elegir los tratamientos se consideraron distintas historias de uso asociadas al pastoreo ovino y al fuego, utilizando como indicadores:

- Distancia a los puntos de agua como *proxy* de intensidad de pastoreo de cada sitio (mayor distancia al punto de agua, menor intensidad de pastoreo).
- Períodos de clausura al ganado.
- Tiempo de recuperación post-fuego.

Con relación a estos disturbios se seleccionaron ocho sitios:

- Clausura sin disturbios (**C**): Sitio situado próximo a las vías de ferrocarril, excluido al ganado doméstico por más de 50 años.
- Clausura con evento de sobrepastoreo y descanso (**CP**): Clausura de más de 40 años, expuesta a un sobrepastoreo intenso durante un año en 2008, siendo clausurada nuevamente hasta el momento del ensayo.
- Clausura con 13 años de recuperación post-fuego (**CQ**): Sitio quemado en 2002 excluido al ganado después del incendio.
- Pastoreo con 13 años de recuperación post-fuego (**QP**): Sitio quemado en 2002 que permaneció pastoreado por ovejas con la carga habitual y situado a ≤ 600 m del punto de agua.
- Pastoreo con ocho años de recuperación post-fuego (**QRP**): Sitio quemado en el 2007 que permaneció pastoreado por ovejas con la carga habitual y situado a ≤ 600 m del punto de agua.
- Pastoreo sin quemar: situación utilizada como control de **QRP (P)**, con la misma carga animal.

- Pastoreo moderado (**PM**): Sitio con pastoreo ovino, con una carga normal de ganado, situado a ≥ 2500 m del punto de agua.
- Pastoreo intenso (**PI**): Sitio con pastoreo ovino, con una carga normal de ganado, situado a ≤ 600 m del punto de agua.

El muestro se realizó durante el período marzo 2015-marzo 2016. Se eligieron al azar dentro de cada sitio cinco islas de composición específica similar y canopeo mayor de 1m de radio. En ellas se establecieron parcelas de un tamaño aproximado de 30 x 30 cm en diferentes micrositios sobre una transecta desde la base del tronco principal hacia barlovento (oeste) y sotavento (este) del arbusto, disponiendo una parcela al lado del tronco (T), una sobre el borde del canopeo (B), otra a una distancia igual al punto medio entre el borde y el tronco (M), y una última fuera de la protección del canopeo (I: interisla), resultando las siguientes combinaciones: IO, BO, MO, T, ME, BE, IE (n=7) (Figura 4). En las parcelas se removió el suelo hasta 5 cm de profundidad completando el espacio con un sustrato compuesto por una mezcla de arena y suelo de la zona, previamente tamizado. En cada parcela se sembraron 40 semillas de *Nassella tenuis*. Se seleccionó esta especie de gramínea perenne para el estudio, ya que es representativa y se encuentra muy extendida en el sistema de Monte. Además, tiene un alto poder germinativo y es importante como especie forrajera (Peter et al. 2016). El número de semillas a sembrar por micrositio se estableció a partir de ensayos de poder germinativo realizados en un trabajo anterior con semillas recolectadas en la misma zona (Peter et al. 2016).

Se realizó un seguimiento estacional durante un año para medir la emergencia de plántulas en cada micrositio. Las semillas se sembraron en marzo de 2015 para aprovechar el pico de lluvia otoñal. En cada fecha de visita se registró cada plántula que había emergido, éstas se rotularon con la inicial de la estación en la que se realizó su registro, con el fin de no volver a ser considerada como plántula emergida en los muestreos siguientes.

Para analizar si existía un efecto facilitador del arbusto sobre la emergencia se realizaron los siguientes análisis:

1) Una comparación entre micrositios sumando el total de plántulas emergidas durante las cuatro estaciones, independientemente del grado de disturbio;

2) Una comparación de la emergencia total de plántulas entre micrositios en cada sitio, para evaluar la existencia de un efecto nodriza por parte del arbusto según el grado de disturbio.

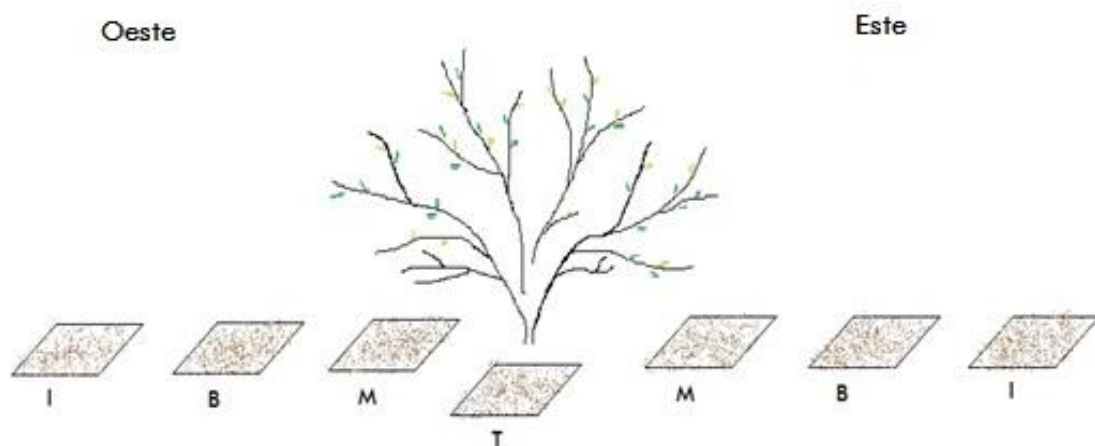


Figura 4. Esquema de isla donde se establecieron 7 parcelas de 30x30 cm en distintos micrositios sobre una transecta con dirección oeste (O)-este (E). I: interisla; B: borde; M: medio; T: tronco.

Para analizar diferencias en la incidencia del viento entre micrositios opuestos (barlovento vs. sotavento) se midió la velocidad del viento de manera apareada en micrositios a ambos lados del arbusto. Se calcularon las diferencias entre los valores de barlovento y sotavento y se compararon estadísticamente esas diferencias (Figura 5).

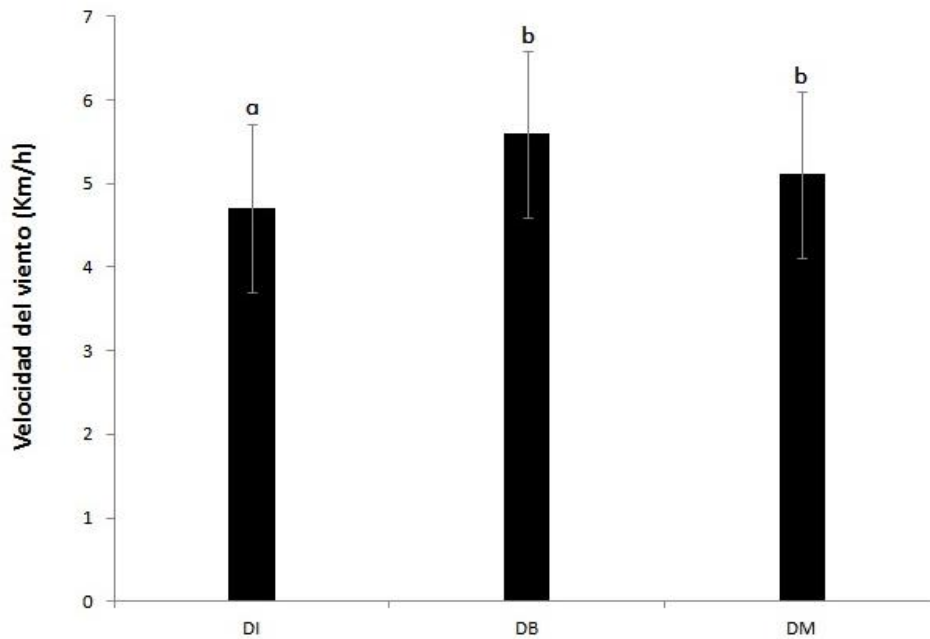


Figura 5. Diferencia de velocidades del viento (km/h) entre los valores de barlovento y sotavento con relación al arbusto (media \pm EE). DI: diferencia interisla; DB: diferencia borde; DM: diferencia medio. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$).

Análisis estadístico

Los datos no cumplieron con el supuesto de homocedasticidad (aun luego de aplicar transformaciones). Por lo tanto, se utilizó el test no paramétrico de comparación de medias de Kruskal-Wallis para realizar las siguientes comparaciones:

- emergencia de plántulas entre estaciones,
- emergencia de plántulas total entre micrositios en general,
- emergencia de plántulas total entre micrositios por sitio,
- emergencia de plántulas total en estudio de caso (gradiente de pastoreo como único disturbio).

Para cada análisis, las medias se compararon con un test de Tukey para comparaciones múltiples.

Los análisis se realizaron utilizando el programa estadístico InfoStat (Di Rienzo et al. 2016).

Resultados

De las 11200 semillas sembradas sólo emergieron 268 plántulas, correspondientes al 2,4% del total. El menor número de plántulas emergidas se observó en primavera (Figura 6), sin diferencias en el porcentaje de emergencia entre las restantes estaciones.

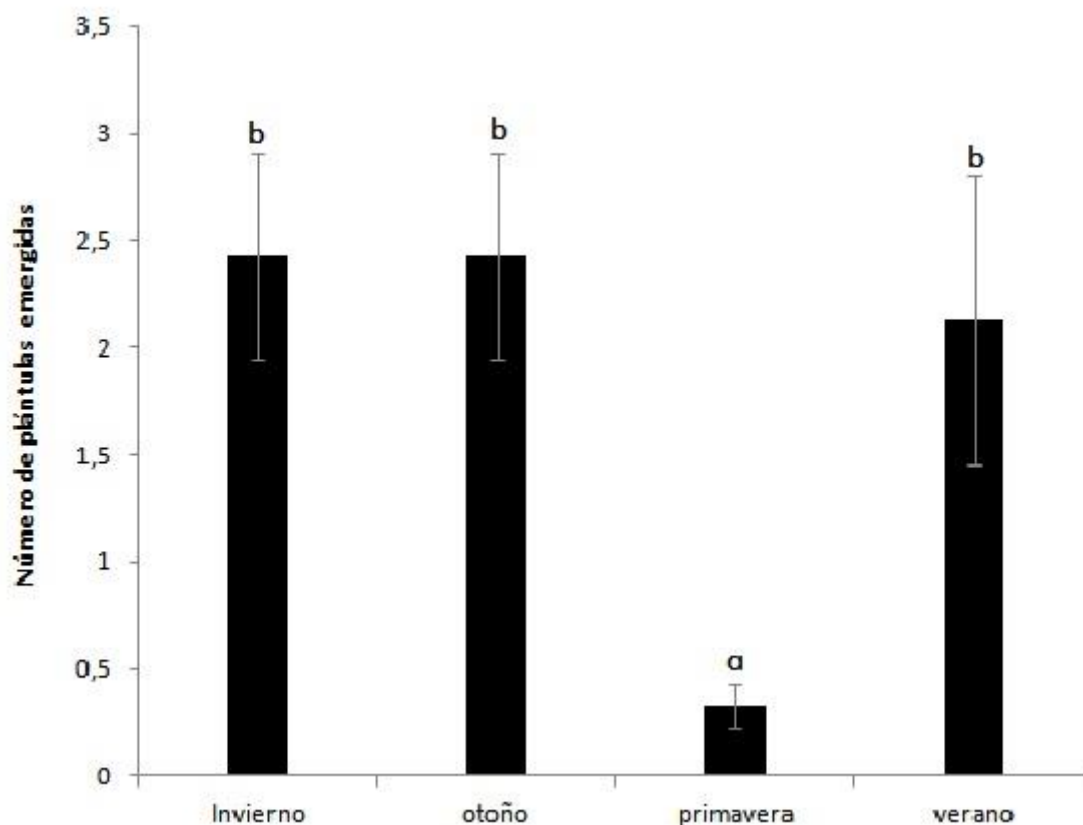


Figura 6. Promedio de plántulas emergidas en cada estación (media \pm EE). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

La comparación general de la emergencia total de plántulas entre micrositios (sin distinción entre historias de uso) mostró una mayor emergencia en el borde y la mitad sotavento que en micrositios de barlovento (Figura 7).

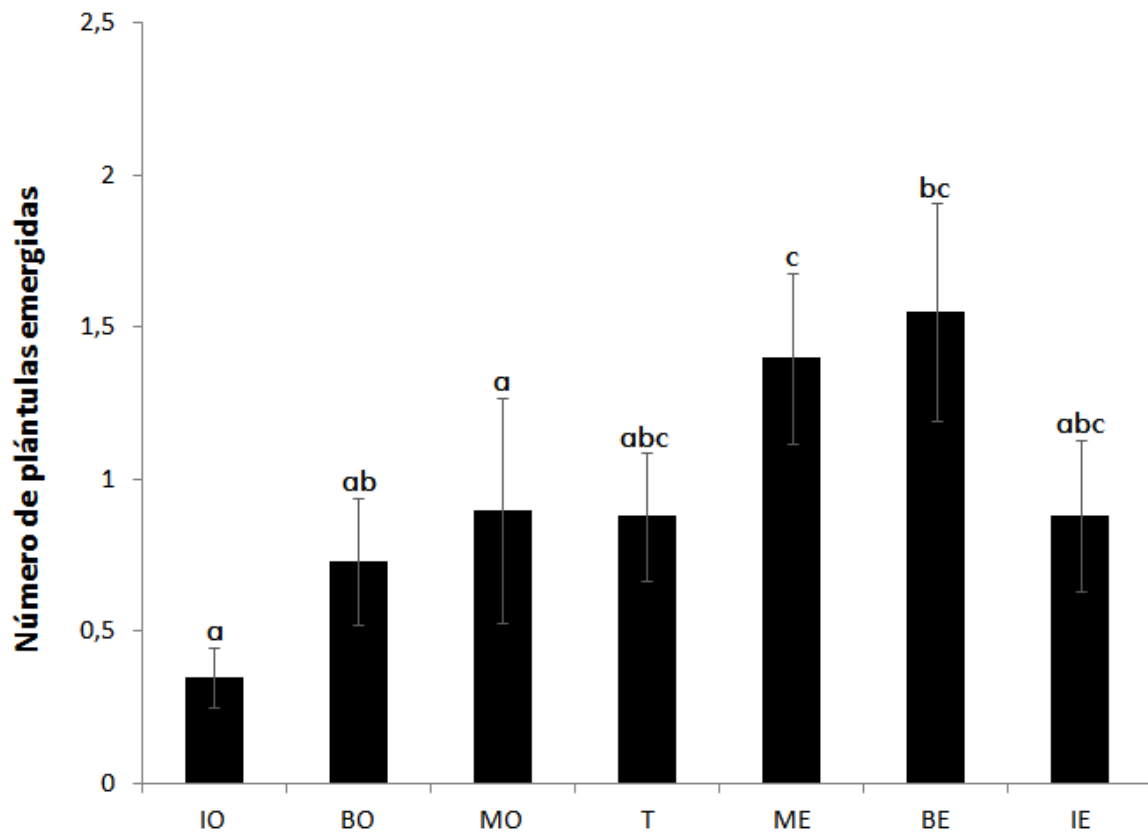


Figura 7. Emergencia de plántulas en cada micrositio durante todo el experimento, independientemente de la historia de uso (media \pm EE). IE: interisla este, BE: borde este, ME: medio este, T: tronco, MO: medio oeste, BO: borde oeste, IO: interisla oeste. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$).

En la comparación entre micrositios dentro de cada historia de uso, de los ocho sitios muestreados el único que mostró diferencias significativas fue el pastoreo intenso (PI), donde se observó mayor número de plántulas emergidas en el micrositio ME respecto a los micrositios del oeste (barlovento) y las interislas (Figura 8). El resto de los sitios no presentaron diferencias significativas que sugieran la existencia de un efecto facilitador del arbusto sobre la emergencia en alguno de los micrositios en particular (Figura 9).

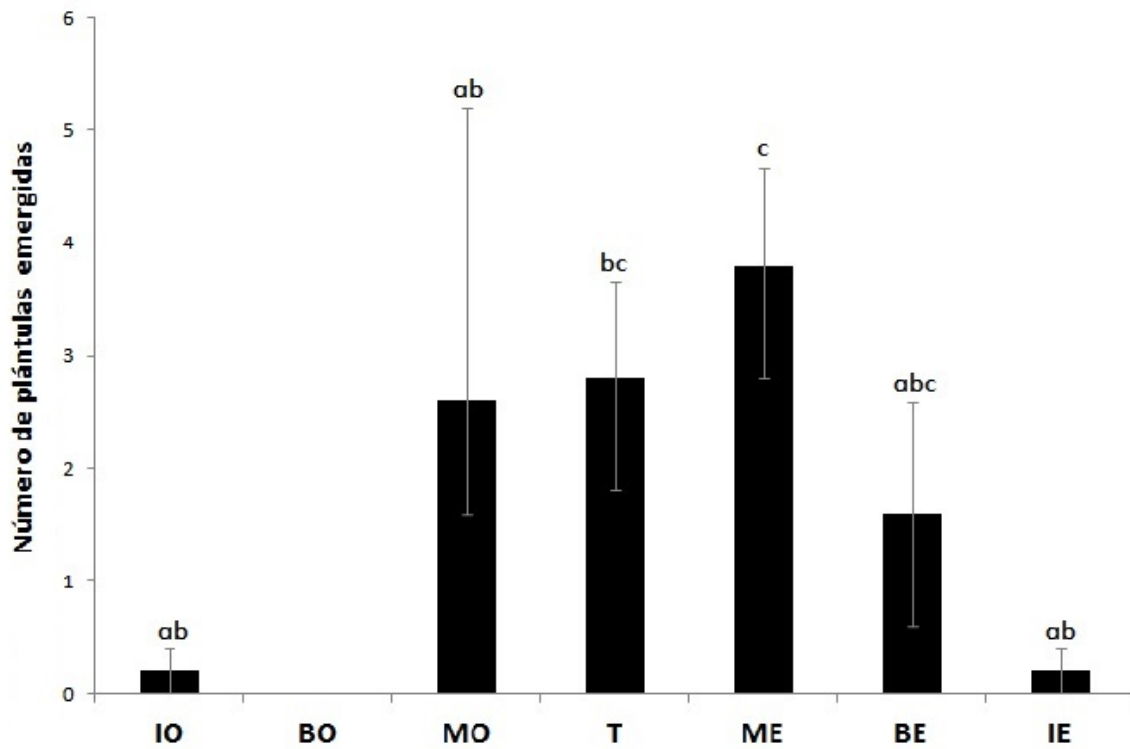


Figura 8. Número de plántulas emergidas por micrositio en PI (media \pm EE). IE: interisla este, BE: borde este, ME: medio este, T: tronco, MO: medio oeste, BO: borde oeste, IO: interisla oeste, PI: pastoreo intenso. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

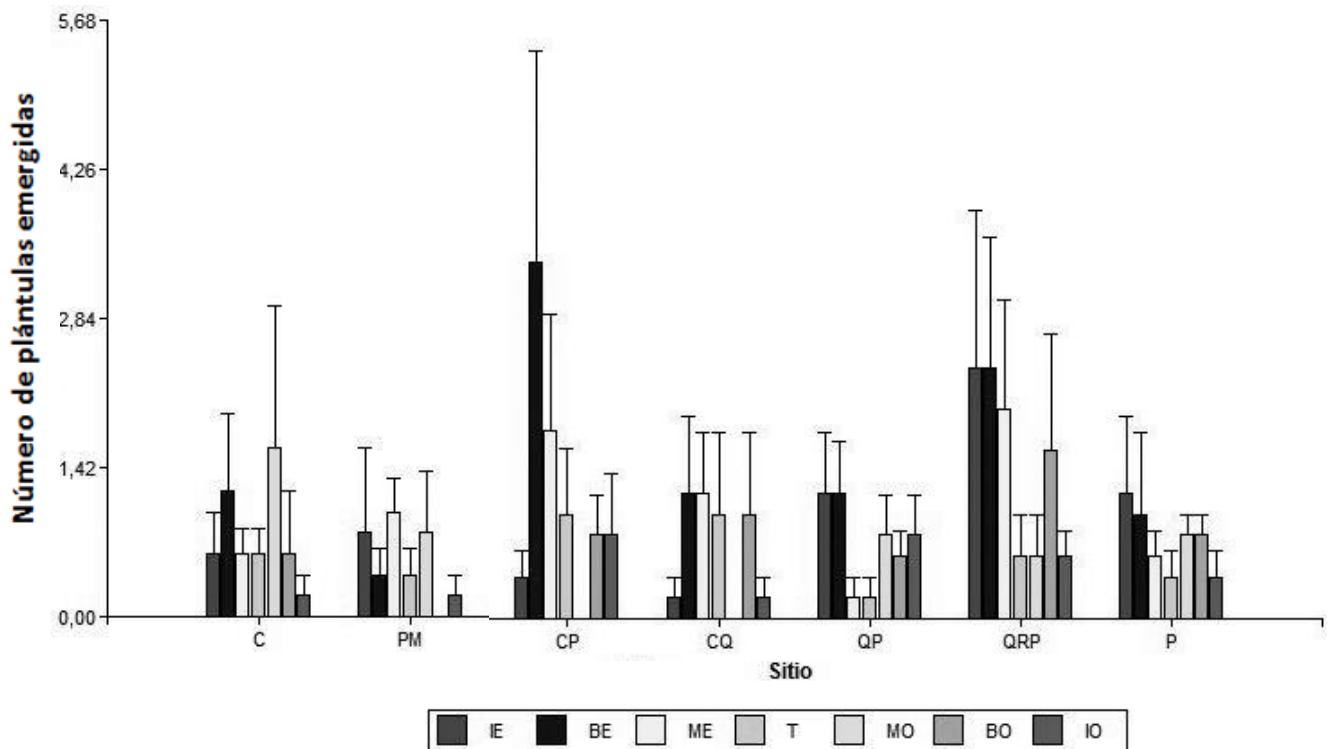


Figura 9. Plántulas emergidas por micrositio en sitios sin diferencias estadísticamente significativas (media \pm EE). IE: interisla este, BE: borde este, ME: medio este, T: tronco, MO: medio oeste, BO: borde oeste, IO: interisla oeste. C: Clausura, CP: Clausura y pastoreo, CQ: Clausura y quemado, QP: Quemado y pastoreo, QRP: Quemado con recuperación y pastoreo, P: Pastoreo control de QRP, PM: Pastoreo medio, PI: Pastoreo intenso.

Dado que la diferencia en el resultado mencionado anteriormente se presentó sólo en el sitio con alta intensidad de pastoreo (PI), se realizó un análisis teniendo en cuenta solamente los tres sitios con historias de uso relacionadas con el pastoreo. Se consideró el gradiente de intensidad de pastoreo, tomando la distancia a la aguada como *proxy* de esa presión. Se compararon los siguientes sitios entre sí según cada micrositio: pastoreo medio (PM) e intenso (PI) y un sitio excluido de pastoreo (C).

El único micrositio que mostró diferencias significativas entre los tres sitios fue ME (tabla 1).

Tabla 1. Comparación entre los sitios de Clausura (C); Pastoreo medio (PM); Pastoreo intenso (PI) según micrositio (media \pm EE). IE: interisla este, BE: borde este, ME: medio este, T: tronco, MO: medio oeste, BO: borde oeste, IO: interisla oeste, H: estadístico de Kruskal-Wallis. Se muestra en negrita el micrositio con diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

Sitio	IO	BO	MO	T	ME	BE	IE
C	0,2 \pm 0,2	0,6 \pm 0,6	1,6 \pm 1,36	0,6 \pm 0,24	0,6 \pm 0,24 A	1,2 \pm 0,73	0,6 \pm 0,4
PM	0,2 \pm 0,2	0 \pm 0	0,8 \pm 0,58	0,4 \pm 0,24	1 \pm 0,32 AB	0,4 \pm 0,24	0,8 \pm 0,8
PI	0,2 \pm 0,2	0 \pm 0	2,6 \pm 2,6	2,8 \pm 0,86	3,8 \pm 0,86 B	1,6 \pm 0,98	0,2 \pm 0,2
H	0	0,38	0,14	4,75	7,02	0,48	0,34
p	> 0,9999	0,3679	0,9053	0,072	0,0196	0,7453	0,7583

Además de la evaluación del efecto del arbusto sobre la emergencia de plántulas, como objetivo de este trabajo se planteó evaluar la supervivencia de las plántulas emergidas en cada estación. Sin embargo, al finalizar la temporada de reclutamiento, el número de plántulas que logró establecerse fue muy reducido, por lo que no pudo realizarse un análisis estadístico.

Por último, se analizó si existían diferencias entre los sitios QRP y su control (P), para evaluar la influencia del fuego sobre aquellas zonas pastoreadas. No se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre ellos.

Discusión y conclusiones

La lluvia de semillas es un proceso de suma importancia dentro del sistema del Monte. Según Leder et al. (2015), la contribución de las gramíneas perennes, en particular *Nassella tenuis*, a la lluvia de semillas se produce mayormente entre los meses de noviembre y febrero, dependiendo del grado de disturbio que presente el sitio. Esto podría explicar el aumento de plántulas emergidas en verano, como resultado de un aporte externo de semillas a los micrositios. A su vez, el bajo porcentaje de plántulas que se observó no se condice con el análisis de poder germinativo realizado con anterioridad al muestreo. Esta diferencia puede deberse a que las condiciones climáticas en el terreno son diferentes a aquellas que se crean en laboratorio, donde la temperatura y la humedad se controlan y mantienen estables. Es necesario tener en cuenta también que durante el ensayo en laboratorio se realizó un registro en forma diaria, mientras que durante el muestreo el recuento de plántulas fue cada tres meses, con lo cual se podría estar subestimando la cantidad de plántulas emergidas, al no registrar aquellas que germinan, mueren y se desprenden entre observaciones consecutivas. Además, en laboratorio se consideró germinación al momento de emergencia de la radícula, en cambio a campo este fenómeno no pudo ser observado, por lo que se contaron plántulas emergidas (con el coleoptile sobre el nivel del suelo). Para evitar esta subestimación en futuros ensayos deberían utilizarse mayor cantidad de semillas.

Los resultados coinciden con la primera predicción, ya que se observó que los micrositios dispuestos bajo el canopeo presentaron un mayor número de plántulas emergidas. Además, es el pastoreo intenso (PI) el sitio con diferencias entre sus micrositios, lo cual apoya la idea de un mayor efecto protector del arbusto como respuesta de la vegetación al pastoreo. En clausuras o sitios con baja intensidad de pastoreo, la mayor cobertura herbácea de las interislas y la menor distancia entre arbustos (Funk et al. 2012) generaría islas menos delimitadas, con mayor diversidad y riqueza de especies, tanto arbustivas como herbáceas (Peter et al. 2011), lo que explicaría la falta de diferencias entre micrositios. Sin embargo en sitios con un intenso pastoreo por ganado doméstico, o en aquellos donde existió algún evento de

fuego, las islas poseen límites más marcados, con una clara diferenciación entre el canopeo y las interislas, ya que éstas presentan una menor cobertura herbácea (Funk et al. 2012). En estas situaciones, los micrositios tendrían condiciones más adversas, como mayor exposición al viento, al desecamiento y al pisoteo del ganado, por lo que los procesos de facilitación del arbusto sobre la emergencia de plántulas se volverían más relevantes. Esto no significa que en aquellos sitios donde el pastoreo es menos intenso o están clausurados, el efecto facilitador del arbusto no exista, ya que en los resultados se observa una tendencia hacia un mayor número de plántulas emergidas sobre el lado este (sotavento) del arbusto

Se debe tener en cuenta también que el reclutamiento de plántulas depende mucho de las condiciones ambientales (Soliveres et al. 2014) y puede verse aumentado o disminuido en situaciones de estrés o bajo diferentes interacciones. Kröpfl et al. (2007) han evaluado cambios en la vegetación del Monte en relación con el fuego y la herbivoría. Uno de sus resultados demostró que el fuego y el desmonte, separados o en forma conjunta, reducen la densidad y la superficie ocupada por los arbustos, al igual que la riqueza florística de ese estrato, sustentando la idea de ecosistemas más homogéneos tras esos disturbios.

La segunda predicción se cumplió en el sitio con pastoreo intenso. Los micrositios ubicados bajo el canopeo del arbusto no sólo contaban con un mayor número de plántulas al momento del relevamiento, sino que también se observó una mayor emergencia en aquellos que se encontraban a sotavento por sobre los de barlovento, probablemente como resultado de las turbulencias generadas por la vegetación (Westcott 2007).

El escaso reclutamiento de plántulas observado podría indicar que los micrositios de sotavento estarían actuando como un sumidero de semillas, al estimular la germinación de los propágulos y la emergencia de plántulas, pero no su supervivencia y establecimiento. Esto provoca un vaciamiento parcial o total del banco de semillas, especialmente en sitios que presentan historias de uso con un escaso aporte de la lluvia de semillas (Leder et al. 2015).

En zonas sometidas a fuego, clausuradas o con bajo nivel de pastoreo, los micrositios presentarían las mismas condiciones para el establecimiento de

las plántulas en barlovento y sotavento. Si bien es difícil evaluar el efecto del fuego sobre la estructura y dinámica de la vegetación, porque se desconocen las condiciones previas al incendio y porque depende en gran medida de la severidad de quemado (Schimmel & Granstrom 1996), la selección de estos sitios sirvió para testear la homogenización sobre los sistemas vegetales promovida por este disturbio.

Por otra parte, se observó que la pérdida de cobertura en los espacios entre arbustos provocó una mayor exposición del suelo a los procesos de humedecimiento y desecamiento rápido que promueven el encostramiento vesicular (Bertiller 1998). Estos procesos podrían llevar a que los micrositios del lado barlovento presenten un bajo y hasta nulo número de plántulas emergidas, tal es el caso del borde e interisla de barlovento en la mayoría de los sitios, mientras que en los micrositios de sotavento se observó mayor emergencia, pudiendo deberse a la acumulación de recursos y la mejora de las condiciones microclimáticas por sombreados y disminución de los efectos del viento en las proximidades de la vegetación establecida (Callaway & Pugnaire 1999), lo que favorece el reclutamiento.

Si bien los resultados coinciden en gran medida con las predicciones, los observados a nivel de micrositio en las áreas con un pastoreo intenso podrían estar relacionados con otros factores, además de su orientación. Por ejemplo, se observó emergencia de plántulas dentro de las depresiones de pisadas de animales, independientemente de la orientación del micrositio. Si bien no se midió esta variable, podría estar correlacionada la emergencia con el pisoteo ya que diferentes autores explican que la ruptura de la costra superficial por acción del pisoteo animal u otro medio mecánico aumenta la infiltración del agua de lluvia y la rugosidad superficial promoviendo el establecimiento de plántulas (Kröpfl 1987, Hiernaux et al. 1999, Thompson Hobbs 2006, Zimmermann et al. 2009), lo cual explicaría el fenómeno observado.

En conclusión, este trabajo permite no sólo reafirmar el servicio que brinda el arbusto como facilitador en la emergencia y establecimiento de plántulas de *Nassella tenuis*, especie con alto valor forrajero, sino también demostrar que este efecto varía en relación con el disturbio al cual se somete el sistema. Tanto los sitios no disturbados y con una gran cobertura de arbustos y pastos perennes, como aquellos con poca cobertura vegetal y más

fragmentados, respondieron a una tendencia similar en cuanto a la protección del arbusto. Si bien este hecho podría ser tomado como un indicador de buen funcionamiento ecosistémico, cabe destacar que la arbustización ocurre en sitios degradados por pastoreo (Scholes & Archer 1997, van Auken 2000). Aquellos sitios clausurados o con una carga media de ganado doméstico muestran cierta recuperación de la vegetación, promoviendo una emergencia de plántulas homogénea que podría revertir los estados del sistema desde un arbustal a un pastizal con arbustos aislados.

Si bien los resultados soportan estas conclusiones, no bastaron para analizar cómo los micrositos afectan la supervivencia de las plántulas. Para llegar a estas conclusiones, se considera que sería necesario realizar el ensayo con un número mayor de réplicas y de semillas sembradas en cada microsito.

Bibliografía

- Aguiar, M. R. & O. E. Sala. 1998. Interactions among grasses, shrubs, and herbivores in Patagonia grass-shrub steppes. *Ecología Austral* 8:201-210.
- Aguiar, M. R. & O. E. Sala. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* 14:273-277.
- Allington, G. R. H. & T. J. Valone. 2013. Islands of fertility: A byproduct of Grazing? *Ecosystems* 17:127-141.
- Barberá, G. G, J. A. Navarro-Cano & V. M. Castillo. 2006. Seedling recruitment in a semi-arid steppe: The role of microsite and post-dispersal seed predation. *Journal of Arid Environments* 67:701-714.
- Bertiller, M. B. 1998. Spatial patterns of the germinable soil seed bank in northern Patagonia. *Seed Science Research* 8:39-45.
- Bertiller, M. B., J. O. Ares & A. J. Bisigato. 2002. Multiscale indicators of land degradation in the Patagonian Monte, Argentina. *Environmental Management* 30:704-715.
- Bertiller, M. B., L. Marone, R. Baldi & J. O. Ares. 2009. Biological interactions at different spatial scales in the Monte desert of Argentina. *Journal of Arid Environments* 73:212-221.
- Bisigato, A. J. & M. B. Bertiller. 1999. Seedling emergence and survival in contrasting soil microsites in Patagonian Monte shrubland. *Journal of Vegetation Science* 10:335-342.
- Bisigato, A. J., M. B. Bertiller, J. O. Ares & G. E. Pazos. 2005. Effect of grazing on plant patterns in arid ecosystems of Patagonian Monte. *Ecography* 28:561-572.
- Bisigato, A. J. & M. B. Bertiller. 2004. Seedling recruitment of perennial grasses in degraded areas of the Patagonian Monte. *Journal of Range Management* 57:191-196.
- Bisigato, A. J., R. M. L. Laphitz & A. L. Carrera. 2008. Non-linear relationships between grazing pressure and conservation of soil resources in Patagonian Monte shrublands. *Journal of Arid Environments* 72:1464-1475.

- Bóo, R.M., D. V. Pelaez, S. C. Bunting, O. R. Elía & M. D. Mayor. 1996. Effect of fire on grasses in central semi-arid Argentina. *Journal of Arid Environment*. 32:259-269.
- Bran, D., J. Ayesa & C. López. 2000. Regiones Ecológicas de Río Negro. Comunicación Técnica N° 59, Área de Investigación de Recursos Naturales, INTA EEA S. C. De Bariloche.
- Bran, D. J., G. A. Cecchi, J. J. Gaitán, A. J. Ayesa & R. C. López. 2007. Efecto de la severidad de quemado sobre la regeneración de la vegetación en el Monte Austral. *Ecología Austral* 17:123-131.
- Bruno, J. F., J. J. Stachowicz & M. D. Bertness. 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology & Evolution* 18:119–125.
- Busso, C.A., G. L. Bonvissuto & Y. A. Torres. 2012. Seedling recruitment and survival of two desert grasses in the Monte of Argentina. *Land Degradation & Development* 23:116-129.
- Caballero, I. J., M. Olano, A. Escudero & J. Loidi. 2008. Seed bank spatial structure in semi-arid environments: beyond the patch-bare area dichotomy. *Plant Ecology* 195:215-223.
- Cabrera, A. L. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín la Soc. Argent. Botánica* 16:1-42.
- Cabrera, A. L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Tomo II, Fascículo 1. Acme. pp. 85.
- Cecchi, G. A., R. A. Distel & A. I. Kröpfl. 2001. Islas de vegetación en el monte austral: ¿formaciones naturales o consecuencia del pastoreo? XX Reunión Argentina de Ecología, Bariloche.
- Callaway, R. M., & F. I. Pugnaire. 1999. Facilitation in plant communities. In *Handbook of Functional Plant Ecology*, Pugnaire F. I., Valladares F (eds). Marcel Dekker: New York, pp. 623–648.
- Coronato, F. R. & M. B. Bertiller. 1997. Climatic controls of soil moisture in an arid steppe of northern Patagonia (Argentina). *Arid Soil Research and Rehabilitation* 11: 277-288.
- Di Rienzo, J. A., F. Casanoves, M. G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada, C. W. Robledo. 2016. InfoStat Versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL. <http://www.infostat.com.ar>.

- Dregne, H. E. 1977. Desertification of arid lands. *Economic Geography* 53:322-331.
- Edwards, G. R. & M. J. Crawley. 1999. Herbivores, seed banks and seedling recruitment in mesic grassland. *Journal of Ecology* 87:423-435.
- Fenner, M. & K. Thompson. 2005. *The ecology of seeds*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Fuls, E. R. 1992a. Ecosystem modification created by patch-overgrazing in semi-arid grassland. *Journal of Arid Environments* 23:59-69.
- Fuls, E. R. 1992b. Semi-arid and arid rangelands: a resource under siege due to patch-selective grazing. *Journal of Arid Environments* 22:191-193.
- Funk, F. A., G. Peter, A. Loydi, A. I. Kröpfl & R. A. Distel. 2012. Recuperación estructural y funcional de los espacios entre arbustos al cabo de 10 años de exclusión del pastoreo en una estepa semiárida del noreste de la Patagonia. *Ecología Austral* 22:195-202.
- Godagnone, R. E. & D. E. Bran. 2009. Inventario integrado de los recursos naturales de la Provincia de Río Negro. Geología, Hidrogeología, Goemorfología, Suelos, Clima, Vegetación y Fauna. Ediciones INTA, Ciudad de Buenos Aires.
- HilleRisLambers, R., M. Tietkerk, F. van den Bosch, H. T. Prins & H. de Kroon. 2001. Vegetation pattern formation in semi-arid grazing systems. *Ecology* 82:50-61.
- Hiernaux, P., C.L. Bielderst, C. Valentin, A. Bationot & S. Fernandez-Rivera. 1999. Effects of livestock grazing on physical and chemical properties of sandy soils in Sahelian rangelands. *Journal of Arid Environments* 41:231-245.
- Hodgkinson, K. & G. Harrington. 1985. The case for prescribed burning to control shrubs in Eastern semiarid Woodlands. *The Australian Rangeland Journal* 7:64-74.
- Kellner, K. & O. J. H. Bosch. 1992. Influence of patch formation in determining the stocking rate for southern Africa grasslands. *Journal of Arid Environments* 22:99-105.
- Kropfl, A.I. 1987. Relación entre las características de la superficie del suelo y la aparición de plántulas en el Monte del este rionegrino. 13º; Reunión Argentina de Ecología. Bahía Blanca 5 al 9 de Abril de 1987.

- Kröpfl, A. I. 1999. Efecto del pastoreo y otros disturbios sobre la estructura y la dinámica de la vegetación de una estepa arbustiva semiárida. Tesis de Maestría. Universidad de Buenos Aires.
- Kröpfl, A. I., V. A. Deregibus & G. A. Cecchi. 2007. Disturbios en una estepa arbustiva del Monte: cambios en la vegetación. *Ecología Austral* 17:257-268.
- Kröpfl, A.I, V. A. Deregibus & G. A.Cecchi. 2015. Un modelo de estados y transiciones para el Monte oriental rionegrino. *Phyton* 84: 390-396.
- Lasso-Rivas, N. L. 2015. La facilitación como un mecanismo que incrementa la diversidad vegetal en ambientes extremos. *Itropica* 10:93-99.
- Leder, C. V., G. Peter & F. A. Funk. 2015. Seed rain alteration related to fire and grazing history in a semiarid shrubland. *Journal of AridEnvironments* 121:32-39.
- Marone, L., M. E. Horno & R. González del Solar. 2000. Post-dispersal fate of seeds in the Monte desert of Argentina: patterns of germination in successive wet and dry years. *Journal of Ecology* 88: 940-949.
- Nathan, R., G. G. Katul, H. S. Horn, S. M. Thomas, R. Oren, R. Avissar, S. W. Pacala & S. A. Levin. 2002. Mechanisms of long-distance dispersal of seeds by wind. *Nature* 418:409-13.
- Oesterheld, M., J. Loreti, M. Semmartin & J. M. Paruelo. 1999. Grazing, fire, and climate effects on primary productivity of grasslands and savannas. *Ecosystems of Disturbed Ground*. Elsevier, New York, pp. 287-306.
- Padilla, F.M. & F.I. Pugnaire. 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4:196-202.
- Peláez, D. V., H. D. Giorgetti, O. A. Montenegro, O. R. Elia, G. D. Rodríguez, R. M. Bóo & M. D. Mayor. 2010a. Respuesta de la vegetación a un fuego controlado en el Monte del SO Bonaerense. Congreso Argentino de Producción Animal, Carmen de Patagones, Buenos Aires, Argentina.
- Peláez, D. V., H. D. Giorgetti, O. A. Montenegro, O. R. Elia, G. D. Rodríguez, R. M. Bóo & M. D. Mayor. 2010b. Vegetation response to a controlled fire in the Phytogeographical Province of the Monte, Argentina. *Phyton* 79:169-176.
- Peter, G. & F. A. Funk. 2010. Montículos fitogénicos en el Monte rionegrino: su relación con incendios y pastoreo. *BioScriba* 3:47-54.

- Peter, G., F. A. Funk, A. Loydi, C. V. Leder & A. I. Casalini. 2011. Montículos fitogénicos bajo diferentes presiones de pastoreo en el Monte rionegrino. *Bioscriba* 4:44-46.
- Peter, G., F. A. Funk & S. S. Torres Robles. 2013. Responses of vegetation to different land-use histories involving grazing and fire in the North-east Patagonian Monte, Argentina. *The Rangeland Journal* 35:273-283.
- Peter, G., C. V. Leder & F. A. Funk. 2016. Effects of biological soil crust and water availability on seedlings of three perennial Patagonian species. *Journal of Arid Environments* 125:122-126.
- Pfeiffer, K. E., & A. A. Steuter. 1994. Preliminary response of sand-hills prairie to fire and bison grazing. *Journal of Range Management* 47:395-397.
- Ravi, S., P. D'Odorico, T. M. Zobeck, T. M. Over & S. L. Collins. 2007. Feedbacks between fires and wind erosion in heterogeneous arid lands. *Journal of Geophysical Research* 112:1-7.
- Ravi, S., P. D'Odorico, T. E. Huxman & S. L. Collins. 2010. Interactions Between Soil Erosion Processes and Fires: Implications for the Dynamics of Fertility Islands. *Rangeland Ecology and Management* 63:267-274.
- Ren, H., L. Yang & N. Liu. 2008. Nurse plant theory and its application in ecological restoration in lower subtropics of China. *Progress in Natural Science* 18:137-142.
- Reynolds, H. L., B. A. Hungate, F. S. Chapin III & C. M. D'Antonio. 1997. Soil heterogeneity and plant competition in an annual grassland. *Ecology* 78:2076-2090.
- Rostagno, C. M., G. E. Defossé, & H. F. del Valle. 2006. Postfire Vegetation Dynamics in Three Rangelands of Northeastern Patagonia, Argentina. *Rangeland Ecology Management* 59:163-170.
- Soliveres S., F. T. Maestre, M. A. Bowker, R. Torices, J. L. Quero, M. García-Gómez, O. Cabrera, A. P. Cea, D. Coaguila, (...) & Z. Noumi. 2014. Functional traits determine plant co-occurrence more than environment or evolutionary relatedness in global drylands. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 16:164-173.
- Schimmel, J. & A. Granstrom. 1996. Fire severity and vegetation response in the Boreal Swedish forest. *Ecology*, 77:1436-1450.

- Scholes, R. J. & S. Archer. 1997. Tree-grass interactions in savannas. *Annual Review of Ecological Systems* 28:517-544.
- Tackenberg, O., P. Poschlod & S. Bonn. 2003. Assessment of wind dispersal potential in plant species. *Ecological Monographs* 73:191-205.
- Thompson Hobbs, N. 2006. Large herbivores as sources of disturbance in ecosystems. En: Danell, K. P. Duncan, R. Bergstrom y J. Pastor (eds.), Chapter 9, p. 264. *Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation*. Cambridge University Press.
- Van Auken, O. W. 2000. Shrub invasions of North American semiarid grasslands. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 31:197-215.
- Wambolt, C. L. & G. F. Payne. 1986. An 18-year comparison of control methods for Wyoming big sagebrush in southwestern Montana. *Journal of Range Management* 39:314–319.
- West, N. & J. Hassan. 1985. Recovery of sagebrush- grass vegetation following wildfire. *Journal of Range Management* 38:131-134.
- Westcott, D. A. 2007. Part II: Seed and seedling shadows. En: *Seed dispersal: theory and its application in a changing world*. Dennis, A.J. Schupp, E.W. Green, R. J. Westcott, D. A. (Eds.). CAB International, UK.
- Whitford, W. 2002. *Ecology of desert systems*. Academic Press, London, UK.
- Zimmermann, I., J. Kauatjirue & T. Tjeriko. 2009. The influence of high stocking density followed by rest on grass density and soil moisture in the Camelthorn Savanna. *Proceedings of the 13th Namibian rangeland forum "The role of biodiversity in rangeland management and policy"*, p. 16, Windhoek, Namibia.