

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL COMAHUE  
FACULTAD DE INGENIERÍA  
MAESTRÍA EN INTERVENCIÓN AMBIENTAL



TESIS DE MAESTRÍA

*REGENERACIÓN DE LA COMUNIDAD  
VEGETAL EN AMBIENTES DESERTIFICADOS  
EN AGUADA GUZMÁN (DEPARTAMENTO EL  
CUY, RÍO NEGRO): DIFERENCIAS SEGÚN  
CONDICIONES DE PASTOREO Y  
PRECIPITACIÓN*

**TESISTA:** Lic. Daniel Zuñiga

**DIRECTORA:** Dra. M. Fernanda López Armengol (UNCo)

**CO DIRECTORA:** Dra. M. Laura de Wysiecki (UNLP)



## INDICE

<b>Agradecimientos</b> .....	5
<b>Resumen</b> .....	7
<b>Abstract</b> .....	9
<b>Introducción</b> .....	11
Objetivo general .....	16
Objetivos específicos .....	16
<b>Sitio de estudio y metodología</b> .....	17
Caracterización de la población humana en el área de estudio .....	20
Delimitación de las áreas sin pastoreo y con pastoreo ovino y muestreo de plántulas .....	21
<b>Composición florística y cobertura de la vegetación</b> .....	22
Objetivo principal .....	22
Objetivos específicos .....	22
Metodología .....	23
Resultados .....	23
Composición florística y cobertura vegetal en tratamientos sin pastoreo y con pastoreo .....	23
Diversidad de especies vegetales en los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo .....	27
<b>Clima local, análisis de precipitaciones, temperatura y contenido de humedad del suelo</b> .....	28
Objetivo principal .....	28
Objetivos específicos .....	29
Metodología .....	29
Resultados .....	31
Precipitación media anual para el período 1999-2010 y caracterización de las precipitaciones en el sitio de estudio .....	31
Distribución temporal de las precipitaciones para el periodo 2012 – 2014 .....	32
Temperatura ambiente en el periodo 2013 - 2014 .....	34
Contenido hídrico del suelo en sitios con pastoreo y sin pastoreo .....	35
Balance hídrico .....	37
<b>Emergencia de plántulas</b> .....	38
Objetivo principal .....	38
Objetivos específicos .....	38
Metodología .....	39
Resultados .....	42
Análisis comparativo de la emergencia de plántulas en los tratamientos estudiados: sin pastoreo y con pastoreo ovino .....	42
Emergencia de plántulas por especie .....	42



Diagrama de cajas de emergencia por especie según tratamiento de pastoreo .....	45
Análisis de frecuencia por especie en tratamientos sin pastoreo y con pastoreo .....	46
Emergencia de plántulas por familia .....	47
Distribución temporal de emergencias de plántulas por familia según tratamientos de pastoreo .....	49
Estadística descriptiva de la emergencia de plántulas por familia .....	49
Diagrama de cajas para la emergencia de plántulas por familia .....	50
Análisis de frecuencia de la emergencia de plántulas por familia .....	51
Emergencia de plántulas por biotipo.....	52
Distribución temporal de emergencias de plántulas por biotipo según tratamiento de pastoreo .....	54
Distribución temporal de emergencias de plántulas por biotipo según tratamiento de pastoreo y parche de vegetación .....	54
Estadística descriptiva de la emergencia de plántulas por biotipo .....	56
Diagrama de cajas para la emergencia de plántulas por biotipo .....	56
Análisis de frecuencias para la emergencia de plántulas por biotipo .....	57
Distribución temporal de la emergencia de plántulas por tratamiento de pastoreo.....	60
Diagrama de cajas de la emergencia de plántulas por muestreo.....	60
Análisis de frecuencia para la emergencia de plántulas por muestreo .....	61
Emergencia de plántulas en condiciones normales y húmedas .....	63
Análisis de frecuencia para la emergencia de plántulas en condiciones normales y húmedas .....	64
Moldeado de la emergencia de plántulas.....	67
Análisis descriptivo de los datos para evaluar su naturaleza y comportamiento .....	67
Diagrama de cajas por familia sin considerar el tratamiento de pastoreo.....	67
Análisis de frecuencia de la emergencia de plántulas por biotipo .....	68
Diagrama de cajas de emergencia de plántulas por biotipo .....	69
Selección de la distribución del modelo .....	70
<b>Discusión .....</b>	<b>82</b>
Implicancias para el manejo y la conservación del campo .....	94
<b>Conclusiones .....</b>	<b>96</b>
<b>Referencias.....</b>	<b>98</b>

# AGRADECIMIENTOS

La investigación que concluye con esta tesis de maestría comenzó, y no podría haber sido posible, sin la participación y colaboración de la profesora Lidia Gauna. Para vos Lidia, un enorme agradecimiento.

Un agradecimiento especial para la Dra. María Fernanda López Armengol. Esta tesis pudo realizarse y finalizarse por tu apoyo invaluable, y todo el trabajo y las ganas de cada encuentro. A veces hablamos de los ejemplos, y sin duda vos sos un gran ejemplo, como investigadora y como persona. Gracias Fer por todo lo transcurrido en este tiempo.

Quiero agradecerle también a la Dra. María Laura de Wysiecki. Por tu participación, por las ideas, la predisposición, y todo el trabajo y el apoyo para que esta investigación sea la mejor posible.

Al Ingeniero y Magister Gustavo Giménez, quien realizó un trabajo indispensable y valioso para fortalecer el análisis de esta investigación. ¡Gracias Gustavo por compartir tus conocimientos!

Al señor Ricardo Chagumil y su esposa Margarita. Por su generosidad y por permitirme realizar esta investigación en su campo, recibirnos en su casa y poner siempre todo a nuestra disposición.

También a la Universidad Nacional del Comahue, que me permitió y me sigue dando lugar para formarme, aprender, trabajar, e ir cumpliendo sueños.

Por último, a mi familia (papá, mamá, mis hermanos, a Milo), y mis amigos, que siempre están presentes y dan un apoyo incondicional, que son los que comparten mis satisfacciones y le dan sentido, y de donde en general, saqué el tiempo que ocupó la realización de esta tesis. Muchas gracias por permitirme también cumplir este logro.



Todas las flores del sol,  
en el campo,  
una mañana  
lloran la lluvia,  
quiero saber,  
porque la lloran.

*Luis A. Spinetta*

# RESUMEN

En la Patagonia árida, el sobrepastoreo al que han sido sometidos muchos de los campos y el estado actual de deterioro de la vegetación y de desertificación en que los mismos se encuentran, tienen como consecuencia que la actividad ganadera, principalmente ovina, se vea disminuida y con ello también la calidad de vida de los pobladores locales.

La presente investigación se realizó en un campo ubicado en la localidad de Aguada Guzmán, departamento de El Cuy, provincia de Río Negro. El sitio de estudio se ubica en el ecotono entre las provincias fitogeográficas de la Patagonia distrito central y del Monte.

El objetivo general fue evaluar la regeneración de la comunidad vegetal en un campo desertificado de Aguada Guzmán, y su relación con la influencia del pastoreo ovino y la precipitación. Se caracterizó, además, la composición florística y la cobertura de la vegetación en los sitios sin pastoreo y con pastoreo ovino; y se analizó la dinámica de la precipitación, la temperatura ambiente y el contenido hídrico del suelo en relación con la emergencia de plántulas a nivel de comunidad.

En junio de 2013 se realizó una clausura al ganado doméstico en un área de 25 x 25 m, que permaneció en esta condición hasta septiembre de 2014. Dentro de la misma se delimitaron dos transectas de 25 m de longitud. En las transectas se identificaron y se contaron todas las plántulas mediante la utilización de un cuadro de 0,2 x 0,5 m posicionando el mismo sobre la superficie del suelo o vegetación regularmente cada 2 m a lo largo de cada transecta. Esta misma metodología se utilizó para el recuento de plántulas en dos transectas ubicadas en sitios pastoreados dentro del campo.

La cobertura de la vegetación se determinó mediante el método de líneas de intercepción (Canfield, 1941). Se evaluó el contenido de humedad en el suelo mediante el método gravimétrico, y los datos de precipitaciones y temperaturas fueron solicitados al Departamento Provincial de Aguas de Río Negro (D.P.A.), para los años 2012, 2013 y 2014.

Se aplicó un modelado estadístico de la emergencia de plántulas para analizar su dinámica temporal y la existencia de diferencias significativas entre los tratamientos de pastoreo estudiados y años.

Los resultados sobre la composición florística y la cobertura vegetal en el sitio de estudio son similares a lo observado para el Monte Austral y otros sistemas de la Patagonia extraandina,

en donde se indica una menor cobertura de pastos perennes en sectores pastoreados respecto de sectores sin pastoreo.

Respecto de la emergencia de plántulas, la ocurrencia de un año húmedo (2014) permitió un aumento en la emergencia en Aguada Guzmán. Se registraron mayor cantidad de plántulas en el tratamiento con pastoreo ovino (438 individuos plántulas y 12 especies), respecto del tratamiento sin pastoreo (270 plántulas y 18 especies). En el tratamiento sin pastoreo dominaron en abundancia las plántulas de *Gilia sp.* (32,2%), *Pappostipa sp.* (26,3%) y *Plantago patagónica* (18,9% de las emergencias). En tanto en el tratamiento con pastoreo, las especies con mayor emergencia fueron *Gilia sp.* (41,2%) y especies de la familia Ranunculacea (38,2%).

Un resultado que se destaca es que en Aguada Guzmán la emergencia de especies de pastos depende de la ocurrencia de eventos de lluvia que estén por encima del promedio.

En el tratamiento sin pastoreo el 60% de las emergencias correspondió a especies terófitas, en tanto, en el tratamiento con pastoreo ovino el 81,7% de las emergencias correspondió a este biotipo. Con relación a las plántulas de especies hemicriptófitas se registró el 30% de las emergencias en el sitio sin pastoreo y 16,1% de las emergencias en el tratamiento con pastoreo. A su vez, se destaca la baja proporción de plántulas de especies caméfitas con el 7,2% y 2,3% de las emergencias en los tratamientos sin y con pastoreo respectivamente.

El modelo paramétrico que mejor ajustó los datos de emergencia por familia y por biotipo es la distribución Binomial Negativa. El modelado indicó diferencias muy significativas en plántulas de especies terófitas y hemicriptófitas. Además, se registraron diferencias estadísticas significativas en la emergencia de plántulas en junio de 2014, respecto de las demás fechas de muestreo.

En la presente investigación se destaca la importancia que posee la comunidad de plantas anuales para la estructura de la comunidad y el funcionamiento del ecosistema en un campo muy degradado y la gran importancia que tiene un año de precipitaciones extraordinarias para la emergencia de plántulas.

# ABSTRACT

In arid Patagonia, the overgrazing to which many of the rangelands have been exposed and the current state of degradation of the vegetation and desertification of rangelands, have as a consequence that the raising cattle activity has decrease and in the same way the quality of life of the local inhabitants.

The present investigation was carried out in a rangeland located in Aguada Guzmán, department of El Cuy, province of Río Negro. The study site is located in the ecotone between the phytogeographic provinces of the Patagonia Central district and Monte.

The general objective was to evaluate the regeneration of the vegetal community in a desertified rangeland of Aguada Guzmán, and its relationship with the influence of sheep grazing and precipitation. The floristic composition and vegetation cover were also characterized in the sites without grazing and with sheep grazing; and analyzed the dynamics of precipitation, the air temperature and the soil water content in relation to the emergence of seedlings at the community scale.

In June 2013, a closure was made to domestic livestock in an area of 25 x 25 m, which remained in this condition until September 2014. Two transects of 25 m in length were delimited within it. In the transects all the seedlings were identified and counted by using a square of 0.2 x 0.5 m positioning the square on the soil surface or vegetation regularly every 2 m along each transect. This methodology was used for the counting of seedlings in two transects located in grazed sites within the field.

The vegetation cover was determined using the intercept line method (Canfield, 1941). The soil moisture content was evaluated by the gravimetric method, and the precipitation and temperature data were requested from the Departamento Provincial de Aguas de Río Negro (D.P.A.), for years 2012, 2013 and 2014.

A statistical model of the emergence of seedlings was applied to analyze its temporal dynamics and the existence differences between the studied grazing treatments and years.

The results on the floristic composition and the vegetation cover are similar to was observed for the Monte Austral and other systems of the arid Patagonia, where a lower coverage of perennial grasses in grazed sites is indicated with respect to ungrazed sites.

Regarding the emergence of seedlings, the occurrence of a wet year allowed an increase in the seedling emergence in Aguada Guzmán. A higher number of seedlings were observed in the treatment with sheep grazing (438 seedlings and 12 species), with respect to the ungrazed treatment (270 seedlings and 18 species). In the treatment without grazing, *Gilia sp.* seedlings (32.2%), *Pappostipa sp.* (26.3%) and *Plantago patagonica* (18.9% of seedlings) dominated in abundance. In the grazing treatment, the species with the higher emergence were *Gilia sp.* (41.2%) and species of Ranunculaceae family (38.2%).

A remarkable result is that in Aguada Guzmán the emergence of grass species depends on the occurrence of rain events that are above average annual rainfall.

In the ungrazed treatment, 60% of the emergencies corresponded to therophytic species, while in the treatment with sheep grazing, 81.7% of the emergencies corresponded to this biotype. Regarding the seedlings of hemicryptophyte species, 30% of the emergencies were recorded in the ungrazed site and 16.1% of the emergencies in the grazing treatment. In turn, the low proportion of seedlings of caméfitas species stands out with 7.2% and 2.3% of the emergencies in the treatments without and with grazing respectively.

The parametric model that best adjusted the emergency data by family and by biotype is the Negative Binomial distribution. The modeling indicated very significant differences in seedlings of therophytes and hemicryptophytes. In addition, the higher emergencies of seedlings by biotype were observed in June 2014, which was statistically different from all the other studied periods. This research highlights the importance of the community of annual plants for the structure of the community and the functioning of the ecosystem in a very degraded rangeland, and the great importance of a year with extraordinary annual rainfall for the emergence of seedlings.

# INTRODUCCIÓN

Las zonas áridas y semiáridas del mundo comprenden el 30% de la superficie terrestre, y aproximadamente la mitad de esta superficie es utilizada en actividades productivas como agricultura o pastoreo (FAO, 2007). En Argentina las regiones áridas y semiáridas ocupan el 75% del país totalizando entre ambas unos 2.100.000 km<sup>2</sup> (Berton y Echeverría, 2002; Ravelo *et al.*, 2011), de los cuales 550.000 km<sup>2</sup> (26%) se ubican en la Patagonia (Mazzoni y Vázquez, 2009).

Las regiones áridas y semiáridas pueden ser particularmente vulnerables a la perturbación de las actividades industriales (Lovich y Bainbridge, 1999), y son las más asociadas a los problemas ambientales generados por la degradación de la tierra y la desertificación (Reynolds *et al.*, 2005).

El proceso de desertificación, entendido como la degradación de los ecosistemas de zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas ocasionado por condiciones naturales y actividades humanas (UNCCD, 2000), produce un empobrecimiento ecológico y social que disminuye la productividad natural de un ecosistema y su capacidad para sostener una producción agropecuaria, pérdida de biodiversidad y de sustentabilidad para la sociedad (Whitford, 2002; Pérez, 2009).

En la Patagonia Argentina cerca de 73,5 millones de hectáreas, (93,6 %) de un total de 78.000.000 millones de ha (Del Valle *et al.*, 1998), se encuentran desertificadas con distintos niveles de intensidad (Figura 1). Las categorías de desertificación más observadas son de moderada a grave y grave, que abarcan casi el 60 % del territorio (Del Valle *et al.*, 1998; Mazzoni y Vázquez, 2009), convirtiendo a la desertificación en el principal problema ambiental de la Patagonia (Bran *et al.*, 2000; Mazzoni y Vázquez, 2009). Las categorías de desertificación fueron establecidas sobre la base del porcentaje de cobertura (0-20%; 20-50%; >50%); tipo de vegetación (priorizando el porcentaje de especies forrajeras); grado de erosión del suelo por acción hídrica y eólica (considera la presencia de cárcavas, médanos, piedras en superficie); capacidad de sustentar la actividad ganadera y de recuperar esta capacidad en caso que esté depreciada (nula; afectada; recuperación con manejo adecuado) (LUDEPA, 1995) (Tabla 1).

**Tabla 1. Categorías de desertificación según LUDEPA (1995). Caracterización de las categorías de desertificación; leve, media y grave.**

<b>Categorías</b>	<b>Leve</b>	<b>Media</b>	<b>Grave</b>
<b>Variable</b>			
<b>Cobertura de la vegetación</b>	>50%	20-50%	0-20%
<b>Tipo de vegetación</b>	Presencia importante de especies forrajeras.	10% de especies forrajeras, arbustos y subarbustos.	Ausencia de especies forrajeras, presencia de arbustos y subarbustos.
<b>Erosión eólica e hídrica del suelo</b>	Erosión incipiente.	Erosión avanzada: surcos, montículos y pavimentos de desierto (piedras en superficie).	Erosión severa: presencia de cárcavas, médanos y pavimentos de desierto.
<b>Capacidad de sustentabilidad de la actividad ganadera</b>	Posibilidad de sustentarla la actividad ganadera con manejo.	Capacidad de sustentar la actividad afectada y recuperación con manejo.	Sin capacidad de sustentar la actividad ganadera.

Uno de los agentes causales de desertificación de mayor importancia en esta zona es el sobrepastoreo del ganado doméstico (León y Aguiar, 1985; Pérez, 2009). Por sobrepastoreo se indica a la práctica de pastar una cantidad de ganado superior a la capacidad productiva de la vegetación (FAO, 1999).

La desertificación produce efectos en diferentes escalas: paisaje, ecosistema y a nivel local.

A nivel del paisaje los signos que evidencian el deterioro a partir del sobrepastoreo son la pérdida de las plantas forrajeras valiosas para el ganado, la pérdida de suelo por reducción

de la cobertura vegetal protectora, así como la disminución de la capacidad de infiltración del agua en el terreno. A medida que la presión de pastoreo se intensifica se aprecian síntomas cada vez más evidentes de degradación como son los médanos, las cárcavas o zanjones en áreas de pendientes pronunciadas y los pavimentos de erosión, que son extensos “peladales” con solo piedras en la superficie (LUDEPA, 1995).

A nivel del ecosistema podemos mencionar la reducción de la cobertura total de la vegetación y en particular la disminución de las hierbas (Bisigato y Bertiller, 1997), el aumento de los parches de suelo desnudo (Villagra *et al.*, 2009), la disminución de la densidad del banco de semillas de gramíneas perennes (Bisigato, 2000), el incremento de la erosión del suelo (Parizek *et al.*, 2002), y eventualmente la extinción local de plantas (Bisigato, 2000). También induce cambios en la heterogeneidad espacial del suelo y en los recursos necesarios para las plantas. Disminuye la disponibilidad de nitrógeno (Golluscio *et al.*, 2009), e incrementa la disponibilidad de recursos para las especies leñosas mediante la disminución de la abundancia de las especies herbáceas (Fernández *et al.*, 1992).

A escala de parche, el sobrepastoreo afecta la disponibilidad de micrositios seguros para el establecimiento de plántulas, y, por lo tanto, el potencial para la recuperación natural de la vegetación (Bertiller *et al.*, 2000; Bisigato, 2000).

La limitación de la regeneración natural de especies vegetales de una comunidad constituye uno de los efectos más importantes del pastoreo. La emergencia, supervivencia y establecimiento de plántulas (proceso denominado reclutamiento) constituyen factores clave en el mantenimiento y la recuperación de la estructura de la vegetación (Harper, 1977; Chambers *et al.*, 1987) y de la cobertura vegetal (Went, 1979).

La regeneración de plantas es un proceso esencial para restaurar la diversidad y la estructura y dinámica de la comunidad en ecosistemas áridos perturbados, donde la mayoría de las especies de plantas se reproducen por semillas (Bertiller y Carrera, 2015; Larson *et al.*, 2015). En ecosistemas áridos como los de la estepa y el monte patagónico, en donde especies con largos rizomas o estolones son raras, la germinación de semillas y la supervivencia de las plántulas es la mayor vía para el reclutamiento de nuevos individuos (Soriano y Sala, 1986).

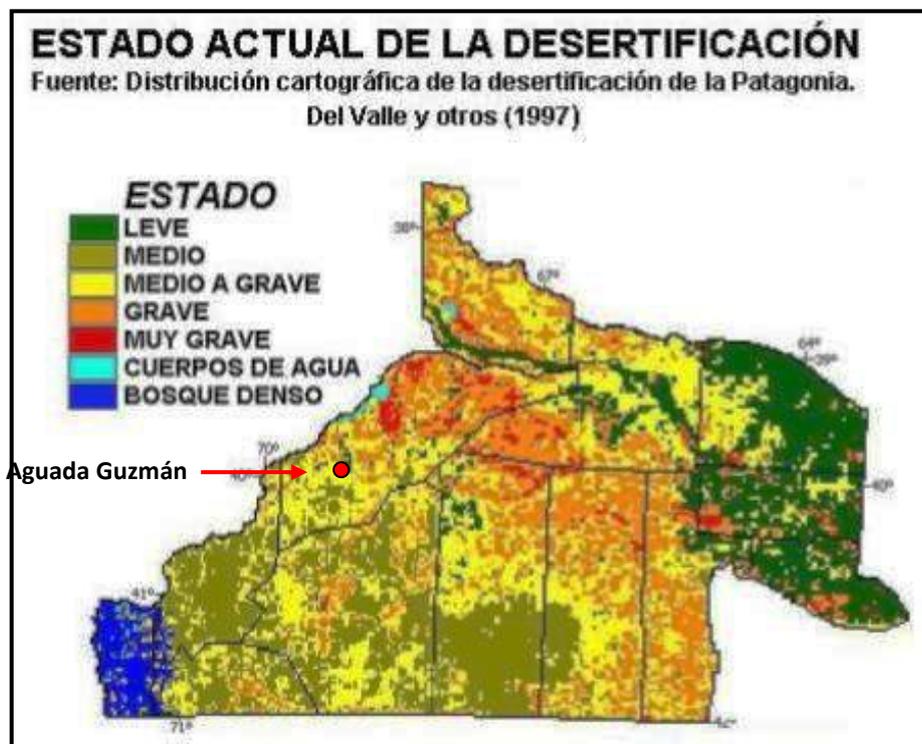


Figura 1. Desertificación en la provincia de Río Negro (Del Valle *et al.*, 1998).

En los ecosistemas áridos y semiáridos, uno de los principales controles del pulso de germinación de las semillas y la supervivencia de las plántulas es la disponibilidad hídrica en la capa superficial de suelo (Lauenroth *et al.*, 1994; Sala *et al.*, 1992; Bertiller *et al.*, 1996; Defossé *et al.*, 1997). La disponibilidad de semillas y la calidad del micrositio pueden también limitar el establecimiento y reclutamiento de las plántulas (Crawley 1990; Eriksson y Ehrlén 1992; Lamont *et al.* 1993; Owens *et al.* 1995; Schupp 1995). El pastoreo puede afectar el establecimiento, ya sea directamente mediante la remoción de tejidos de plántulas (Crawley, 1990; Eriksson y Ehrlén, 1992; Clements y Young, 1996), o indirectamente a través de sus efectos sobre la producción de semillas (Bertiller y Coronato, 1994; O'Connor, 1991; O'Connor y Pickett, 1992) o sobre la calidad del micrositio (Dunkerley, 1997; Oosterheld y Sala, 1990; Schlesinger *et al.*, 1996).

En los parches de vegetación el efecto nodriza genera una menor demanda evaporativa y una mayor concentración de recursos como nutrientes, agua y semillas, promoviendo el establecimiento y reclutamiento de plántulas (Bertiller *et al.*, 2002; Bisigato y Bertiller, 1999; Bonvissuto y Busso, 2013). De todas maneras, estos procesos suelen ser afectados por interacciones bióticas (competencia subterránea, facilitación) entre plántulas y la vegetación establecida (Van Auken y Bush, 1997; Valentin *et al.*, 1999; Bisigato, 2000; Jurena y Archer,

2003; González y Pérez, 2017), o por factores poblacionales densodependientes (Bisigato y Bertiller, 2004b).

En la Patagonia los parches de vegetación desempeñan un papel central en la estructura de la comunidad, ya que proporcionan sitios seguros *sensu* Harper (1977) para el establecimiento de plántulas de la mayoría de las especies que la componen (Aguiar *et al.*, 1992; Aguiar y Sala, 1994).

Se ha sugerido que el reclutamiento de algunas especies que forman la matriz de alta cobertura de las comunidades patagónicas; *Pappostipa speciosa* (Trin. & Rupr.), *Pappostipa humilis* Cavanilles, *Poa ligularis* Nees ex Steud., *Senecio filaginoides* DC, *Mulinum spinosum* (Cav.) Persoon, *Adesmia campestris* (Rendle) Rowlee, y de otras especies menos abundantes como *Poa lanuginosa* Poir., *Bromus pictus* Hook.f., *Bromus setifolius* J. Presl., y *Hordeum comosum* J. Presl., están severamente limitadas por la disponibilidad de semillas en el centro de los parches de suelo desnudo (Fernández *et al.*, 2002). Este conjunto de especies dominantes de la estepa, fallan en la colonización de parches de suelo desnudo a causa de una falta de semillas adecuadamente ubicadas, mientras que, bajo el mismo conjunto de restricciones ambientales, un grupo de especies con menor tamaño de semillas, menor tamaño de planta adulta, y diferente morfología de diáspora es capaz de colonizar estos parches de suelo desnudo (Fernández *et al.*, 2002).

En la Patagonia durante la época estival el contenido de humedad del suelo disminuye (Bonvissuto y Busso, 2006), y la mayoría de las plántulas no sobrevive al verano. El estrés hídrico durante primavera y verano, y la excesiva compactación del suelo a causa del sobrepastoreo, ocasionan condiciones desfavorables para la germinación y la supervivencia de plántulas en los campos más degradados (Bertiller *et al.*, 1996).

En los sectores más disturbados de la Patagonia árida y semiárida las condiciones adecuadas para el rápido crecimiento de las plántulas pueden ocurrir muy infrecuentemente (Busso y Bonvissuto, 2009). Por ejemplo; en áreas degradadas por exploración y explotación de hidrocarburos, la recuperación natural de la vegetación es pobre o nula (Fiori y Zalba, 2003; Zuleta *et al.*, 2003; Dalmaso, 2010; Pérez *et al.*, 2010); en sitios de la estepa patagónica en donde el pastoreo ha reducido la cobertura vegetal aumentando la aparición de áreas de suelo desnudo, la recuperación de la vegetación nativa suele ser insignificante (Defossé *et al.*, 1997); y en la Patagonia austral potreros con años de descanso no han recuperado la cobertura de la vegetación (Oliva *et al.* 2001).

El éxito de la recuperación de los ecosistemas degradados de la Patagonia extraandina depende, en gran parte, de la comprensión de los procesos ecológicos que guían la regeneración de la vegetación. El sobrepastoreo al que han sido sometidos y el estado actual de deterioro en que se encuentran muchos de los campos patagónicos, plantean la necesidad de conocer los mecanismos de recuperación de la vegetación que posibiliten la promoción de pautas de manejo racional de estos pastizales (Ghermandi, 1992).

Teniendo en cuenta que no se registraron referencias de investigaciones sobre la regeneración natural de la vegetación en el ecotono rionegrino, zona de transición entre las provincias fitogeográficas de la Patagonia distrito Central y del Monte, se planteó la realización del presente estudio.

#### **OBJETIVO GENERAL:**

Evaluar la regeneración de la comunidad vegetal en un campo desertificado de Aguada Guzmán (departamento El Cuy, Río Negro), y su relación con la influencia del pastoreo ovino y la precipitación.

#### **OBJETIVOS ESPECÍFICOS:**

- 1) Caracterizar la composición florística y la cobertura de la vegetación en sitios sin y con pastoreo ovino.
- 2) Analizar la dinámica de los factores climáticos a escala local y su relación con la emergencia de plántulas de diferentes especies de la comunidad.
- 3) Evaluar la emergencia de plántulas en dos sitios con diferente tratamiento de pastoreo ovino (sin y con pastoreo ovino).
- 4) Evaluar la emergencia de plántulas en condiciones normales (áridas) para la zona (con precipitación anual promedio) y húmedas (con precipitación anual superior al promedio).
- 5) Analizar la influencia del pastoreo ovino a nivel de especies vegetales, de familias y de biotipos en estado de plántulas mediante el modelado estadístico matemático.

# SITIO DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA

El estudio se realizó en un campo pastoreado por ganado ovino, de aproximadamente 4000 ha ubicado en la localidad de Aguada Guzmán, departamento El Cuy, en el centro-oeste de la provincia de Río Negro (Figuras 2, 3 y 4; Tabla 2).

Tabla N°2. Coordenadas de ubicación del sitio de estudio

Latitud Sur	Longitud Oeste	Altitud	Sistema
40°1'26"	68°54'42"	436 msnm	Gauss Kruger 94 - WGS 84



Figura N°2. Ubicación del área de estudio: Aguada Guzmán, departamento El Cuy, provincia de Río Negro.



Figura N°3. Ubicación del área de estudio: Aguada Guzmán, provincia de Río Negro. Imagen: Google Earth, 2019.

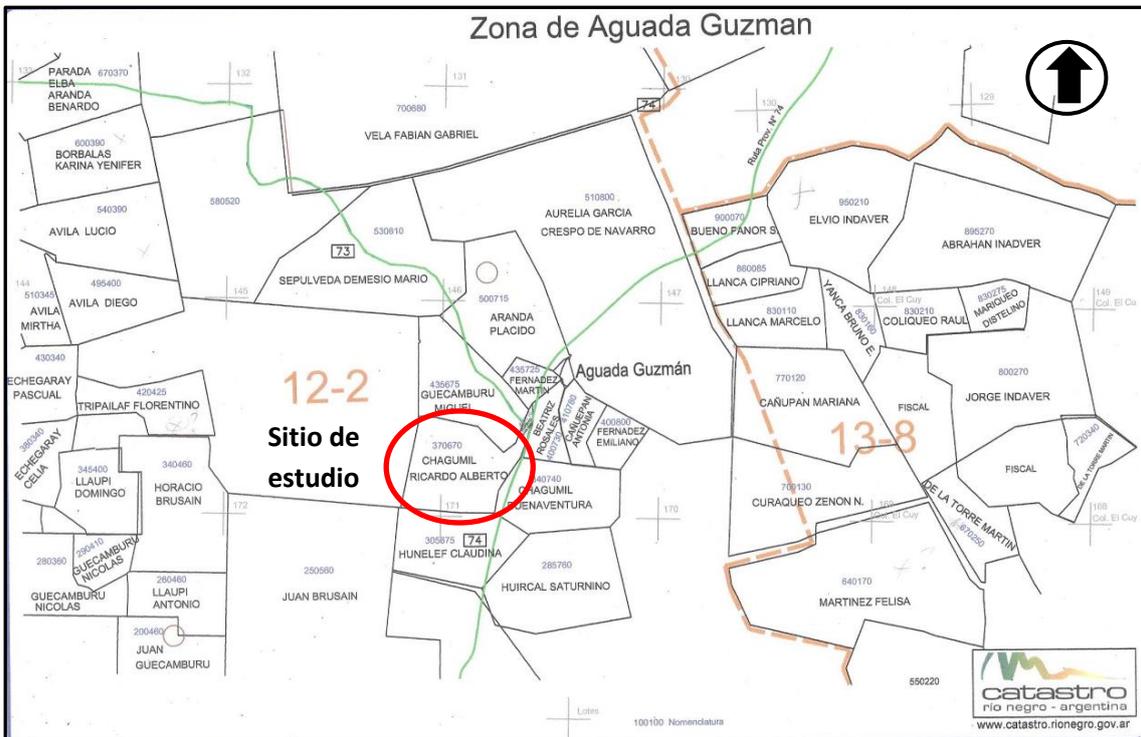


Figura N°4. Ubicación del área de estudio en la localidad de Aguada Guzmán, provincia de Río Negro.

La localidad de Aguada Guzmán y sus alrededores se ubican fitogeográficamente en un área de transición entre el Monte austral y la provincia Patagónica distrito Central (Cabrera, 1976). La fisonomía vegetal característica de este ecotono es la de estepas arbustivo-graminosas de alturas medias. El estrato arbustivo superior está dominado por *Prosopis denudans* (Benth.), *Schinus johnstonii* (F.A. Barkley), acompañados por *Lycium chilense* (Miers ex Bertero), *Mulguraea ligustrina* (Lag.) N. O'Leary & P. Peralta y en menor medida *Larrea nítida* (Cav.). En el estrato inferior entre los arbustos bajos más comunes se registran *Mulinum spinosum* (Cav.) Persoon, *Grindelia chiloensis* (Cornel.) Cabrera, *Senecio filaginoides* (DC.), *Nassauvia glomerulosa* (Lag. ex Lindl.) D. Dony, *Acantholippia seriphioides* (A. Gray) Moldenke. Las gramíneas más comunes son *Pappostipa humilis* (Cav.), *Pappostipa speciosa* (Trin. & Rupr.) y en ocasiones *Pappostipa tenuis* (Phil.). La cobertura vegetal total varía entre el 30 y 50 % (Godagnone y Bran, 2009). Este ecotono se produce de manera gradual lo que resulta en una amplia zona con elementos representativos de ambas provincias fitogeográficas (León *et al.*, 1998).

El suelo de la región pertenece al orden Aridisoles. Los Aridisoles se asocian con climas áridos y semiáridos, y con vegetación desértica (Godagnone y Bran, 2009). Estos suelos no poseen agua aprovechable para las plantas mesofíticas por períodos largos, y la mayor parte del año el agua permanece retenida a más de 15 bares o el suelo presenta sales, o ambas situaciones existen al mismo tiempo.

Climáticamente el área de estudio se encuentra dentro de una faja de ancho variable que recorre el centro de la provincia de Río Negro en dirección NO–SE, la cual recibe menos de 150 mm anuales (Muñoz, 1985, Figura 5). En tanto, si se considera un análisis de precipitaciones a nivel regional, se indica un promedio de 207,2 mm de lluvias al año (Bustos y Rocchi, 2008). Una fuerte restricción hídrica y térmica y la incidencia de vientos de velocidad máxima media mensual superior a 30 km/h durante gran parte del año, generan un severo condicionante para el desarrollo de la vegetación y la ganadería extensiva ovina. Estos condicionantes climáticos explican parte de las causas del proceso de desertificación creciente que se observa en la región, agravado por la erupción del volcán Puyehue ocurrida en el año 2011 (del Barrio y Martín, 2012).

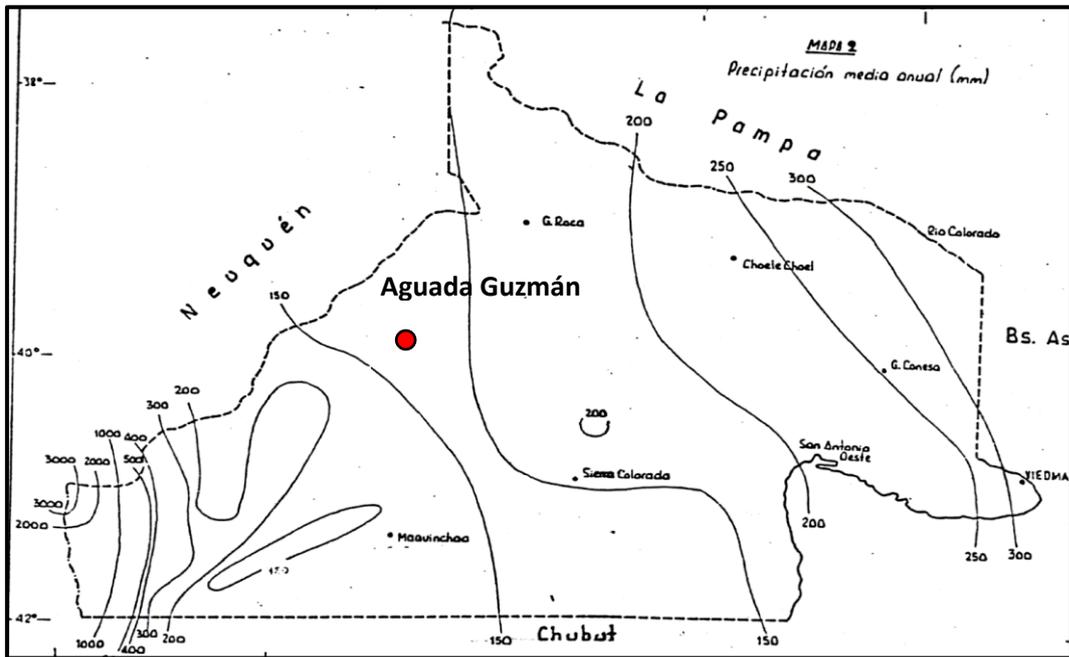


Figura N°5. Isohietas con valores de precipitación histórica en el sitio de estudio (Muñoz, 1985).

## CARACTERIZACIÓN DE LA POBLACIÓN HUMANA EN EL ÁREA DE ESTUDIO

La localidad de Aguada Guzmán se ubica en la Línea Sur de la provincia de Río Negro, una región ganadera extensiva principalmente ovina, muy escasamente poblada, que se caracteriza por la persistencia de pueblos y parajes rurales dispersos, con escaso dinamismo económico y un histórico aislamiento. La línea Sur es el área económicamente más deprimida y marginal de la provincia de Río Negro (Bendini y Steimbregger, 2011).

La población de la localidad es de 110 habitantes en el núcleo urbano (INDEC, 2010), que se dedican principalmente a la producción extensiva de ganado ovino. Los productos que se comercializan son lana y carne; principalmente corderos y capones. Los sistemas ovinos se desarrollan con la vegetación nativa como principal sustento alimenticio de la majada.



## **DELIMITACIÓN DE LAS ÁREAS SIN PASTOREO Y CON PASTOREO OVINO Y MUESTREO DE PLÁNTULAS**

En junio de 2013 se realizó una clausura al ganado doméstico en un área de 25 x 25 m (625 m<sup>2</sup>). Dentro de la misma se delimitaron dos transectas de 25 m de longitud distantes 10 m una de otra. En las transectas se identificaron y se contaron las plántulas de las diferentes especies mediante la utilización de un cuadro de 0,2 x 0,5 m (0,1 m<sup>2</sup>) posicionando el mismo sobre la superficie del suelo/vegetación regularmente cada 2 m a lo largo de cada transecta.

Para el tratamiento con pastoreo se ubicaron dos transectas de 25 m, distantes a 10 m una de otra, en zonas cercanas al área clausurada, y se procedió de la misma forma que en el área clausurada. En ambos tratamientos el muestreo de plántulas se realizó estacionalmente en; septiembre 2013, noviembre 2013, marzo 2014, junio 2014 y septiembre 2014.

En el área de estudio históricamente se ha sostenido una carga de aproximadamente 3 ha por ovino, aunque luego de la erupción del volcán Puyehue en el año 2011, la cantidad de ganado se redujo considerablemente hasta 100 ovinos el año 2013, lo que representa una carga de 40 ha por cada ovino, con pastoreo continuo. En este sentido, la receptividad estimada para ovejas madres es de 5 a 7,1 ha/animal/año para campos de condición “pobre” de esta región (Nakamatsu *et al.*, 2011).

# COMPOSICIÓN FLORÍSTICA Y COBERTURA DE LA VEGETACIÓN

En los ecosistemas del Monte austral y la estepa patagónica la vegetación presenta una estructura de mosaico formado por parches de alta cobertura vegetal dominados por arbustos y áreas interparches de suelo desnudo (Aguiar y Sala, 1997; Busso y Bonvissuto, 2009). A su vez, el pastoreo puede reducir la cobertura vegetal aumentando las áreas de suelo desnudo (Ares *et al.*, 1990) e inducir cambios en la composición florística por medio del consumo selectivo de individuos de especies palatables (Bisigato y Bertiller, 1997), o el consumo de las estructuras reproductivas de las especies menos palatables.

La composición florística se asocia a la composición del banco de semillas del suelo, y a la redistribución de las semillas en el suelo, que depende principalmente de la estructura de la vegetación (Aguiar y Sala, 1997).

## OBJETIVO PRINCIPAL DEL CAPÍTULO:

- Caracterizar la composición florística y la cobertura de la vegetación del campo en estudio en sitios sin pastoreo y con pastoreo ovino.

## OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Determinar la composición florística en los sitios sin pastoreo y con pastoreo.
- Determinar la cobertura de la vegetación en los sitios sin pastoreo y con pastoreo.
- Determinar el valor de diversidad en los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo.
- Determinar las especies de mayor dominancia en los sitios sin pastoreo y con pastoreo.
- Determinar diferencias y similitudes en la composición florística y la cobertura en los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo.

## METODOLOGÍA

La cobertura de la vegetación se determinó mediante el método de líneas de intercepción (Canfield, 1941). Para ello se realizaron seis (6) muestreos, tres (3) en sitios sin pastoreo, y tres (3) muestreos en sitios con pastoreo ovino, en los mismos sitios (y adyacencias) en los que se realizó el muestreo de plántulas. Los muestreos se efectuaron en junio de 2013 (momento de instalación de la exclusión al ganado doméstico), septiembre 2013, noviembre 2013, marzo 2014, junio 2014 y septiembre 2014. Para cada tratamiento de pastoreo se estimó la diversidad utilizando el índice de Shannon- Wiener ( $H'$ ).

## RESULTADOS

### *Composición florística y cobertura vegetal en tratamientos sin pastoreo y con pastoreo*

La cobertura vegetal promedio fue 50,6% en el tratamiento sin pastoreo. Las especies con mayor cobertura fueron *Nassauvia glomerulosa* (Lag. ex Lindl.) D. Dony, *Mulinum spinosum* (Cav.) Persoon, *Pappostipa humilis* (Cav.), y *P. speciosa* (Trin. & Rupr.) (figuras 6 y 7). Este conjunto de especies explicó el 36,5% de la cobertura del suelo en el tratamiento. Por otra parte, las especies *Gutierrezia solbrigii* (Cabrera), *Lycium chilense* (Miers ex Bertero), *Larrea nítida* (Cav.), y especies anuales de la familia Ranunculacea se registraron únicamente en el tratamiento sin pastoreo.

En el tratamiento con pastoreo la cobertura vegetal promedio fue 43,3%. Las especies con mayor cobertura fueron *M. spinosum* (Cav.), *N. glomerulosa* (Lag. ex Lindl.) D. Dony, *P. speciosa* (Trin. & Rupr.) y *P. humilis* (Cav.) (Figuras 8 y 9). Este conjunto de especies explicó el 29,2% de la cobertura del suelo en el tratamiento. Por otro lado, las especies *Bromus sp.*, *Ephedra sp.* y la morfoespecie 1 (anual) se registraron únicamente en el tratamiento con pastoreo.

Las especies comunes en ambas situaciones fueron *M. spinosum* (Cav.), *N. glomerulosa* (Lag. ex Lindl.) D. Dony, *P. speciosa* (Trin. & Rupr.), *P. humilis* (Cav.), *Senecio filaginoides* (DC.), *Schinus johnstonii* (F.A. Barkley), *Acantholippia serihpioides* (A. Gray) Moldenke y *Grindelia chiloensis* (Cornel.) Cabrera.

En el sitio sin pastoreo la cobertura de *N. glomerulosa* y de pastos del género *Pappostipa* fueron mayores respecto del sitio con pastoreo. En tanto, la cobertura de *M. spinosum* y la cobertura de especies anuales fueron mayores en el sitio con pastoreo ovino.

La composición florística relevada a lo largo del conjunto de muestreos y la cobertura promedio por especie, se muestra para cada tratamiento de pastoreo, en la Tabla 3 y en las Figuras 7 y 9.

**Tabla N°3. Composición florística y cobertura de las especies vegetales y del suelo desnudo en los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo ovino.**

Nombre vulgar	Especie	Cobertura (%)	
		Sin Pastoreo	Con Pastoreo
Tomillo	<i>Acantholippia serihpioides</i>	2,7	2,9
	<i>Bromus sp.</i>	-	1,9
	<i>Ephedra sp.</i>	-	1,3
Melosa	<i>Grindelia chilensis</i>	0,9	1,5
Gutierrezia	<i>Gutierrezia solbrigii</i>	0,8	-
Piquillin	<i>Lycium chilense</i>	1,2	-
Jarilla	<i>Larrea nítida</i>	1,0	-
Neneo	<i>Mulinum spinosum</i>	7,6	15,1
Uña de gato	<i>Nassauvia glomerulosa</i>	16,9	5,8
Coirón amargo	<i>Pappostipa speciosa</i>	5,2	4,9
Coirón llama	<i>Pappostipa humilis</i>	6,8	3,4
Coirón	<i>Pappostipa sp.</i>	2,4	-
	Ranunculacea	0,2	-
Molle	<i>Schinus johnstonii</i>	1,0	2,1
Mata Mora	<i>Senecio filaginoides</i>	3,4	2,1
	<i>Senecio sp.</i>	-	0,9

	<i>Morfoespecie 1</i>	-	0,1
	<i>Anuales sin ID</i>	0,7	1,3
	<i>Suelo desnudo</i>	49,4	56,7

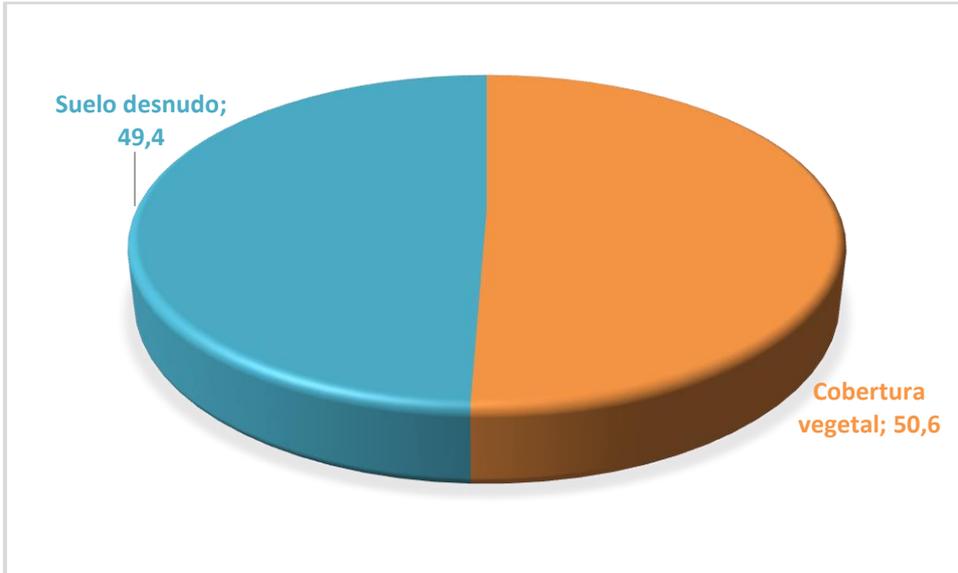


Figura N°6. Cobertura vegetal promedio y del suelo desnudo en el tratamiento sin pastoreo.

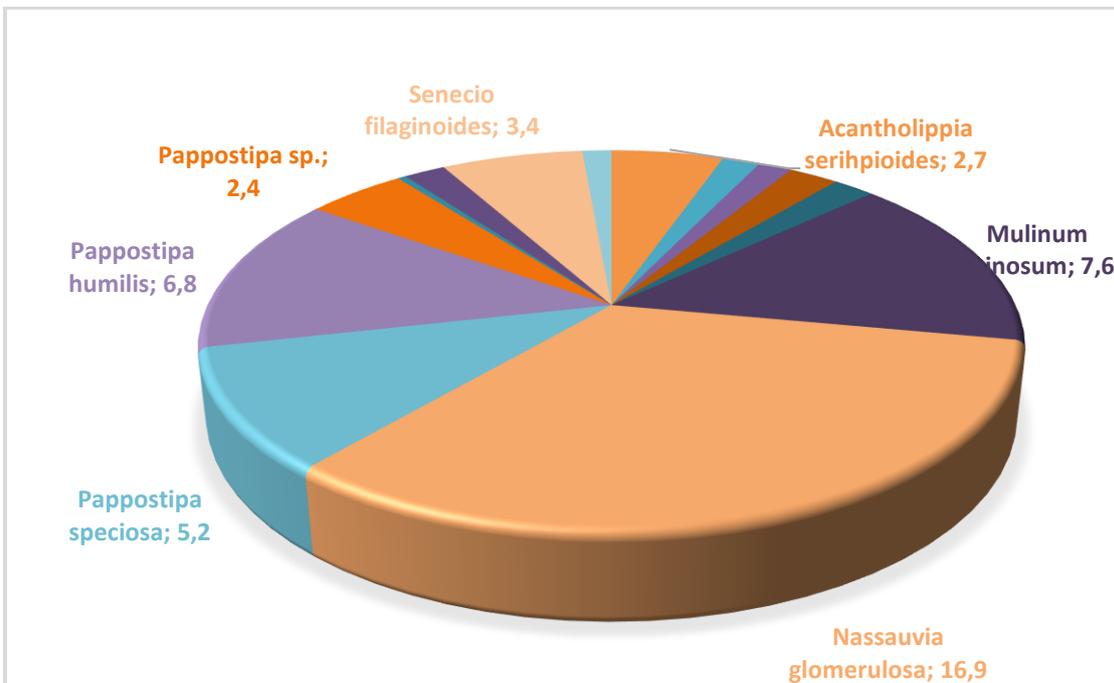


Figura N°7. Cobertura promedio de las especies vegetales dominantes y codominantes en el tratamiento sin pastoreo.

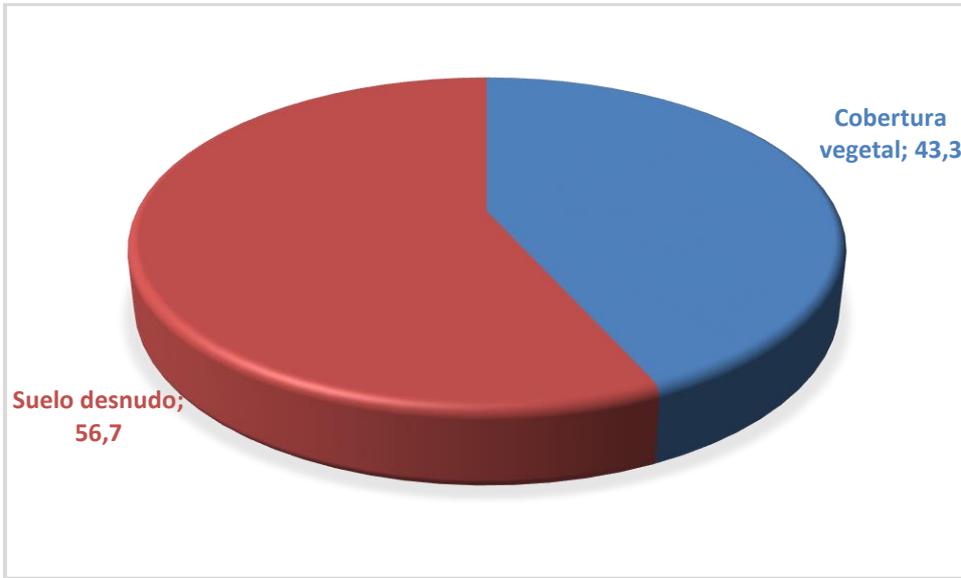


Figura N°8. Cobertura vegetal promedio y del suelo desnudo en el tratamiento con pastoreo.

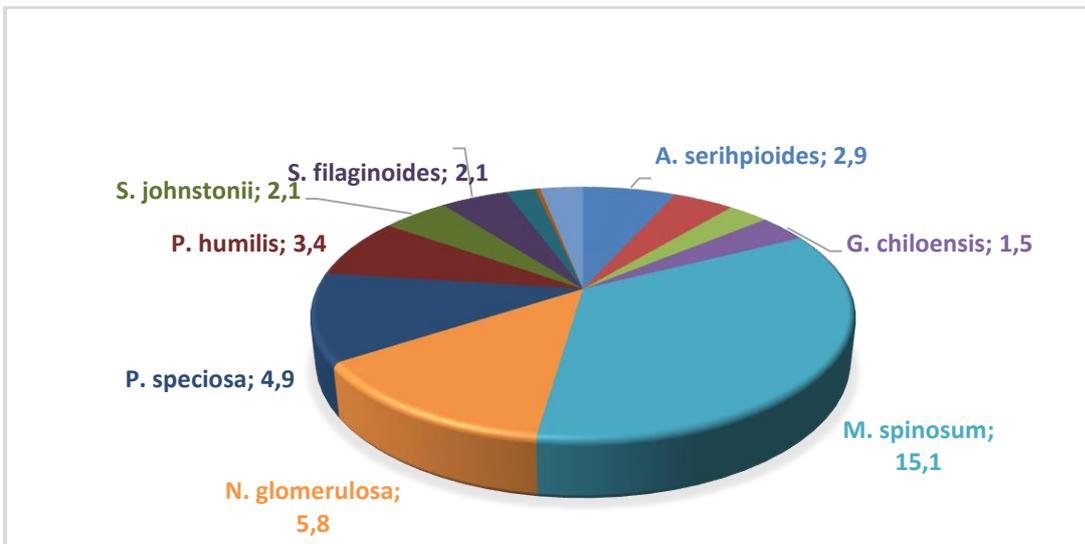


Figura N°9. Cobertura de las especies vegetales dominantes y codominantes en el tratamiento con pastoreo.

### *Diversidad de especies vegetales en los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo*

El índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) analiza el grado de igualdad en la abundancia de las especies de una comunidad (equitabilidad). Adquiere valores entre 0, cuando hay una sola especie representada y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas en la muestra por el mismo número de individuos. Los incrementos en el índice de Shannon-Wiener pueden deberse a incrementos en la cantidad de especies de la comunidad (riqueza), aumentos en la equitabilidad de las especies, o a ambos factores (Magurran, 2004).

Analizando los resultados obtenidos, se observaron valores de diversidad ( $H'$ ) similares en las comunidades vegetales de los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo (Tabla 4).

**Tabla N°4. Valor de diversidad de la vegetación para los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo.**

<b>Tratamiento</b>	<b>Valor de <math>H'</math></b>
<b>Sin Pastoreo</b>	2,09
<b>Con Pastoreo</b>	2,12

# CLIMA LOCAL, ANÁLISIS DE PRECIPITACIONES, TEMPERATURA Y CONTENIDO DE HUMEDAD DEL SUELO

La disponibilidad de agua en el suelo es el principal control de los procesos poblacionales de las plantas en ecosistemas áridos y semiáridos (Lauenroth *et al.*, 1994; Sala *et al.*, 1992; Bertiller *et al.*, 1996; Defossé *et al.*, 1997). En estos ecosistemas el establecimiento de nuevas cohortes de plantas ocurre principalmente luego de una sucesión de eventos climáticos favorables (Gutterman, 1993), aunque años favorables para una especie particular o forma de vida, pueden no ser favorables para otras.

Existen grandes variaciones estacionales en el contenido de humedad del perfil superior del suelo. Dado que los suelos tienden a secarse desde la superficie hacia abajo (Bonvissuto y Busso, 2006), esta variación disminuye al aumentarse la profundidad en el perfil del suelo (Defossé *et al.*, 1997). En el Monte austral durante la época estival el contenido de humedad del suelo decrece, y aumenta en el periodo otoño-invierno (Bonvissuto y Busso, 2006).

El análisis de estas características resulta determinante, dado que los pulsos de germinación de las semillas y la supervivencia de las plántulas están principalmente controladas por la disponibilidad de agua en la capa superficial de suelo y el microambiente cercano a la superficie del suelo (Bertiller *et al.*, 1996; Defossé *et al.*, 1997; Lauenroth *et al.*, 1994).

## **OBJETIVO PRINCIPAL DEL CAPÍTULO:**

- Analizar la dinámica de los factores climáticos a escala local y su relación con la emergencia de plántulas de diferentes especies de la comunidad.

## OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Realizar una caracterización climática del sitio de estudio.
- Estimar la precipitación media anual para el período 1999-2010.
- Analizar la distribución temporal de las precipitaciones de los años 2012, 2013 y 2014.
- Analizar la temperatura ambiente en el sitio de estudio para los años 2013 y 2014.
- Evaluar el contenido hídrico del suelo en sitios sin pastoreo y con pastoreo, y en el suelo superficial y profundo para el periodo de estudio.

## METODOLOGÍA

Se evaluó el contenido de humedad en el suelo mediante método gravimétrico, en ambos tratamientos de pastoreo. El contenido gravimétrico de agua del suelo se define como la relación de la masa de agua de los poros del suelo, o agua libre, en una masa de suelo dado (Florentino, 2006). Siguiendo este método, las muestras de suelo se secan en estufa (a 70°C) hasta alcanzar una masa constante. La pérdida de masa debida al secado se considera como la masa del agua presente en el suelo. El contenido de agua se calcula a partir de la relación entre la masa de agua y la masa de suelo (Florentino, 2006).

Para evaluar el contenido hídrico se tomaron ocho (n=8) muestras de suelo en cada relevamiento, que incluyeron muestras en los micrositios *parche de vegetación* y *suelo desnudo*, y en dos profundidades: suelo superficial (0-5 cm) y profundo (5-15 cm), en los dos tratamientos de pastoreo estudiados.

Los datos de precipitaciones fueron solicitados al Departamento Provincial de Aguas de Río Negro (D.P.A.). Se analizaron valores de precipitación para los años 2012 (previo al inicio de la presente investigación), 2013 y 2014. Para este último año no se obtuvieron registros de precipitación para los meses de julio y agosto. La caracterización climática se complementó con datos de temperatura ambiente (D.P.A.). Los datos corresponden a las estaciones meteorológicas El Cuy para enero de 2012 a septiembre 2013, y Sierra Colorada desde octubre 2013 hasta el año 2014.

Se calculó la evapotranspiración potencial, definida por Thornthwaite como la cantidad de agua que se evaporaría de la superficie del suelo y la que transpirarían las plantas si el suelo

tuviera un contenido óptimo de humedad (Burgos y Vidal, 1951). A diferencia de la evapotranspiración real que hace referencia a la cantidad de agua que realmente evapora del suelo y transpiran las plantas, en un intervalo de tiempo dado (Burgos y Vidal, 1951).

El conocimiento de la evapotranspiración permite establecer el grado en que las precipitaciones satisfacen las necesidades de agua, en una región determinada. La evapotranspiración potencial puede interpretarse como la cantidad de agua que se necesitaría para que el suelo se mantenga permanentemente en estado óptimo de humedad, es decir, a capacidad de campo.

La evapotranspiración potencial se calculó siguiendo lo propuesto por Burgos y Vidal (1951), mediante la siguiente ecuación:

$$e = 16 \cdot (10 - t_m / I)^a$$

En donde:

e: evapotranspiración mensual sin ajustar (en mm/mes).

$t_m$ : Temperatura mensual en °C.

I: índice de calor anual.

a: parámetro que surge de la expresión:

$$a = 0,000000675 \cdot I^3 - 0,0000771 \cdot I^2 + 0,01792 \cdot I + 0,49239$$

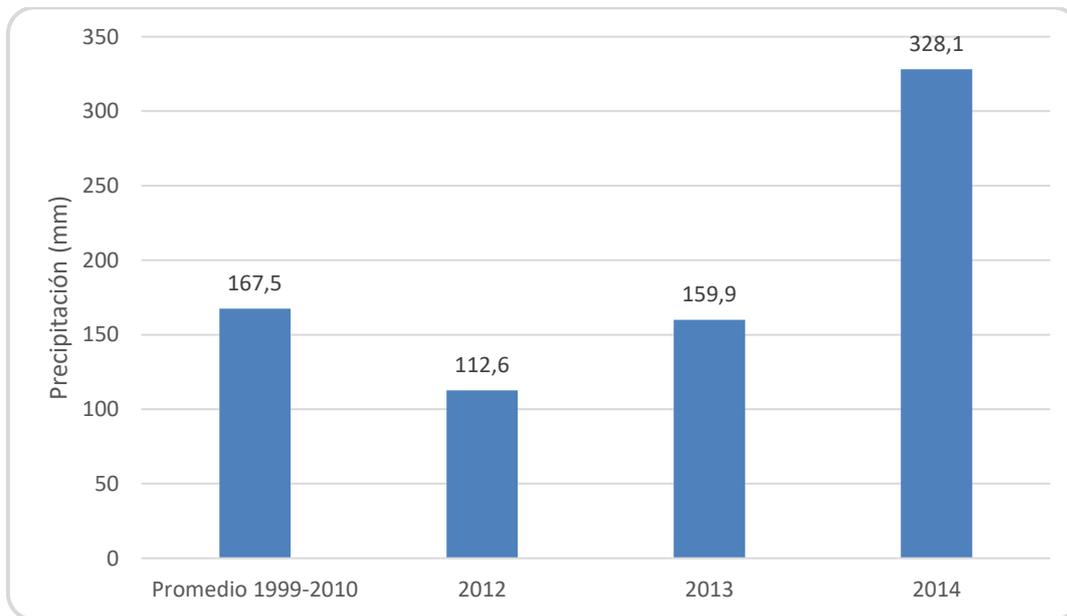
## RESULTADOS

### *Precipitación media anual para el período 1999-2010 y caracterización de las precipitaciones en el sitio de estudio*

La precipitación media anual para el periodo 1999-2010 fue de 167,5 ( $\pm 36,8$  mm). El 2012 fue un año seco con un monto anual de precipitaciones de 112,6 mm, siendo un 32,8% menor que el valor promedio de lluvias.

En el año 2013 se registraron 159,9 mm de precipitación, considerándose un año normal, ya que el valor fue muy similar al valor promedio.

En el 2014 la precipitación anual fue de 328,1 mm, considerándose al mismo un año húmedo, ya que llovió un 96% más que el promedio anual. En la Figura 9 se muestra la precipitación por año en el sitio de estudio.



**Figura N°10. Precipitación promedio para el periodo 1999-2010, y precipitación anual en los años 2012, 2013 y 2014 (sin datos para julio, agosto y octubre-diciembre de 2014). Elaboración propia en base a datos de D.P.A.**

### *Distribución temporal de las precipitaciones para el periodo 2012 – 2014*

Respecto de la distribución estacional de las precipitaciones, cuando se considera el período 1999-2010 se evidencia que las mismas poseen una tendencia a concentrarse en primavera y verano. En estas estaciones ocurre, en promedio, el 62,8% (105 mm) de las precipitaciones anuales, en tanto en otoño e invierno se produce, en promedio, el 37,2% (62 mm) de las lluvias del año.

En cuanto a las lluvias del año 2012, el 53,3% de la precipitación anual ocurrió en verano, entre el 20 de enero y el 9 de marzo, (60 mm sobre un total de 112,6 mm anuales). En tanto durante el periodo otoño-invierno llovieron 6,1 mm lo que representó el 5,4% de las lluvias anuales; y por último, en primavera, llovieron 46,5 mm lo que representó el 41,3% de las precipitaciones del año (Figura 10).

En 2013 se registró un total de 159,9 mm de precipitación. Las lluvias de verano (ocurridas entre el 12 de enero y el 2 de marzo) fueron 80,4 mm, lo que representó el 50,3% de la lluvia anual. Durante el periodo otoño-invierno llovieron 46,9 mm, lo que representó el 29,3% de las lluvias del año, en tanto las lluvias de primavera fueron 32,6 mm, lo que representó 20,4% del total anual.

Por último, durante 2014 se registraron 328,1 mm de lluvia (hasta el mes de septiembre, sin datos para octubre-diciembre), y en el periodo estival que comprende desde el 01 de enero al 20 de marzo llovieron 39 mm lo que representó un 11,9% del total. La mayor parte de las precipitaciones del año ocurrieron en el periodo otoño-invierno, con 275,3 mm que representó el 83,9% del total. En las Figuras 10 y 11 se muestra la distribución mensual de las precipitaciones para el período 2012 – 2014 y se indican las fechas de muestreo de plántulas.

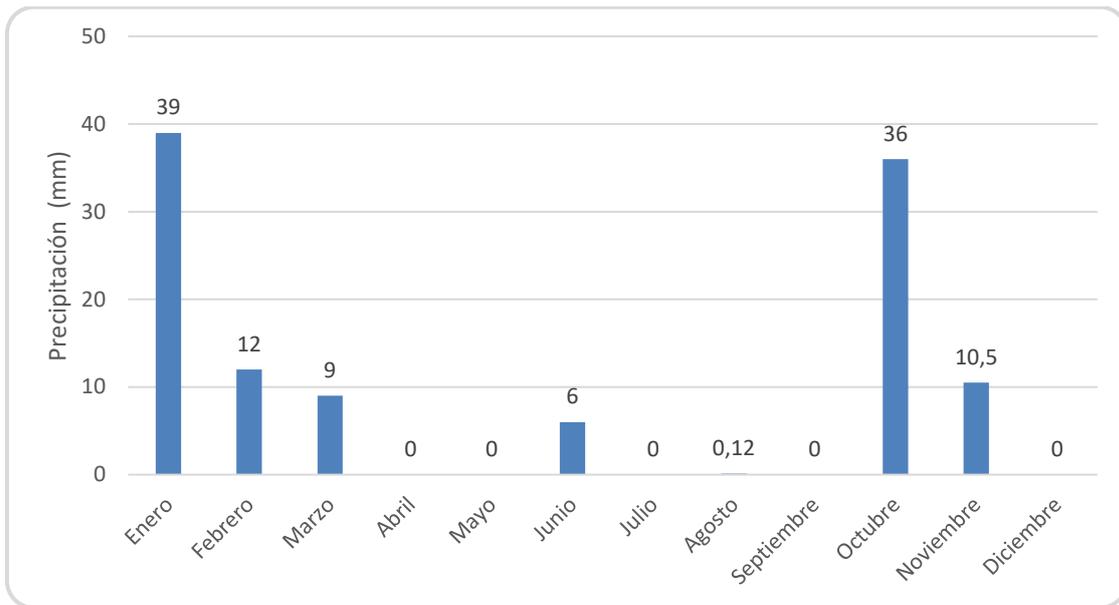


Figura N°11. Precipitación mensual en la zona de influencia de Aguada Guzmán para el año 2012.

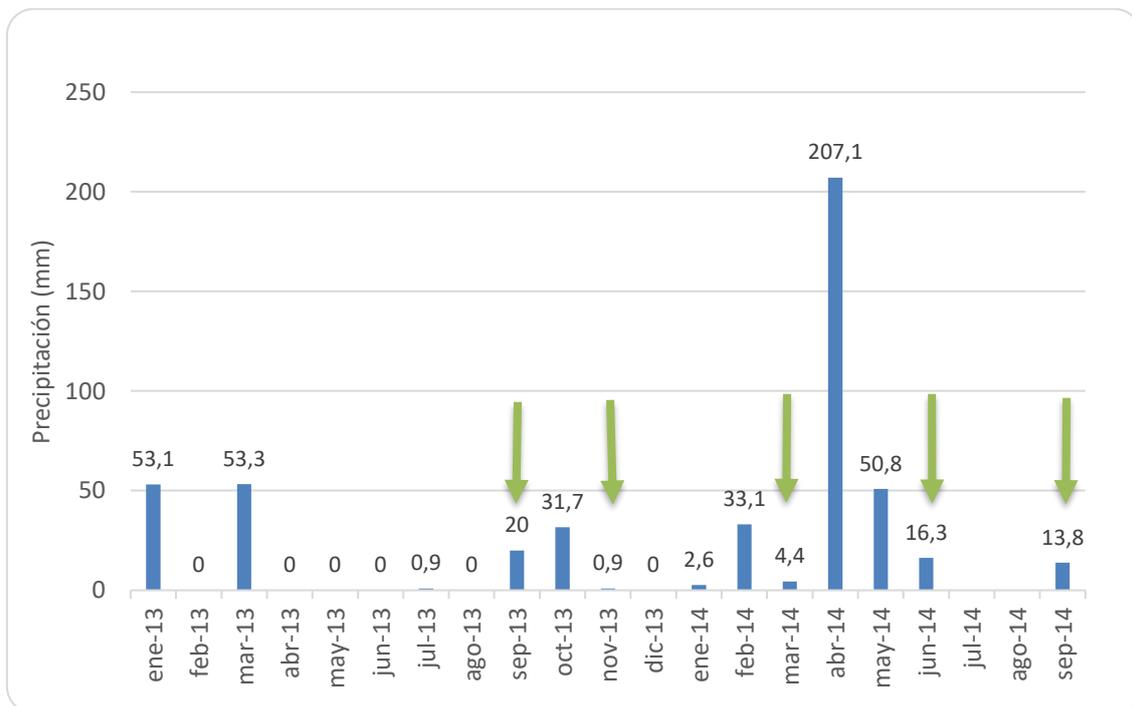
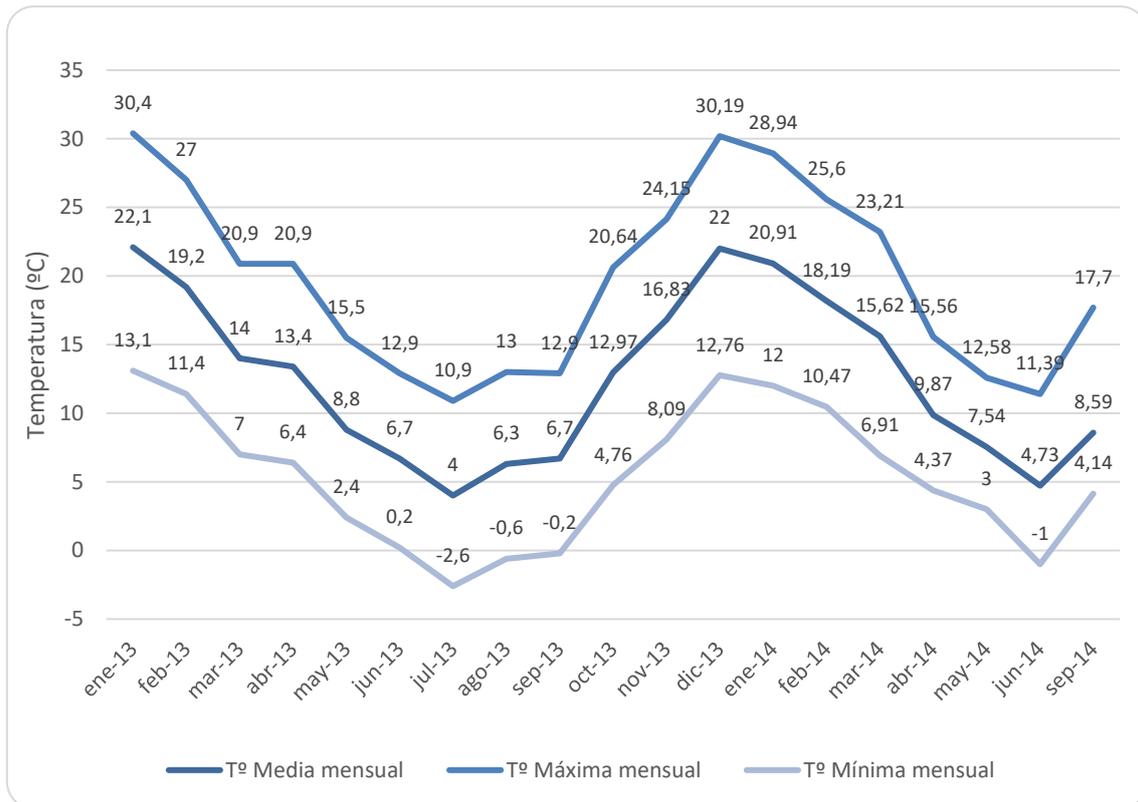


Figura N°12. Precipitación mensual en la zona de influencia de Aguada Guzmán para el periodo enero 2013 – septiembre 2014. Se indica en verde las fechas de muestreo. Elaboración propia en base a información del D.P.A. de Río Negro.

### Temperatura ambiente en el periodo 2013 - 2014

En cuanto al análisis de temperaturas para el año 2013 la temperatura mínima promedio fue de 5,6°C, la temperatura media anual fue 12,7°C y la máxima promedio fue de 19,9°C. En tanto durante el año 2014 la temperatura mínima promedio fue 5,7°C, la temperatura media anual fue 12,2°C y la temperatura máxima promedio 19,3°C. En la Figura 12 se muestran las temperaturas ambiente mínima, media, y máxima promedio mensual para el sitio de estudio.



**Figura N°13. Temperatura mensuales mínima, media y máxima promedio en el área de influencia de Aguada Guzmán periodo enero 2013 – septiembre 2014 (sin datos para julio y agosto 2014). Elaboración propia en base a datos de D.P.A.**

### *Contenido hídrico del suelo en sitios con pastoreo y sin pastoreo*

El análisis del contenido hídrico del suelo en el sitio de estudio indicó que el agua presente en el suelo varió a lo largo del periodo estudiado.

Se observaron valores mínimos de agua en el suelo en los meses de noviembre 2013 y marzo 2014, para el suelo superficial (0-5 cm), coincidentes con el periodo estival de mayor temperatura ambiente. El valor máximo de agua en el suelo se registró en septiembre 2013, aunque es necesario aclarar que este registro resultó influido por una lluvia ocurrida horas antes del muestreo de suelo (precipitación de 6 mm en las últimas 24 horas; D.P.A. Río Negro). Si se desestima la medición anterior, el mayor contenido hídrico del suelo se registró en los meses de junio y septiembre de 2014.

El contenido hídrico del suelo profundo (5-15 cm) fue mayor respecto del suelo superficial en ambos tratamientos de pastoreo, con la excepción del septiembre de 2013 momento influido por las lluvias ocurridas horas antes del muestreo, como se indicó anteriormente.

Cuando se comparó el contenido de agua para el mes junio en los años 2013 y 2014, se observó que la humedad del suelo fue mayor en 2014; 4% respecto de 7,8% en suelo superficial, y en suelo profundo se midieron valores de 5,2% y 12% para 2013 y 2014 respectivamente, en el sitio sin pastoreo ovino.

Una situación similar ocurrió en el tratamiento con pastoreo, en donde se registró un contenido de agua en el suelo superficial de 3,3% y 7,7%; y en suelo profundo se midieron valores de 6,2% y 9,7%, en 2013 y 2014 respectivamente. Estos registros de porcentaje de agua en el suelo, medidos en microsistios de suelo desnudo se observan en la Figura 14 y 15, como así también los registros para el microsítio de parches de vegetación.

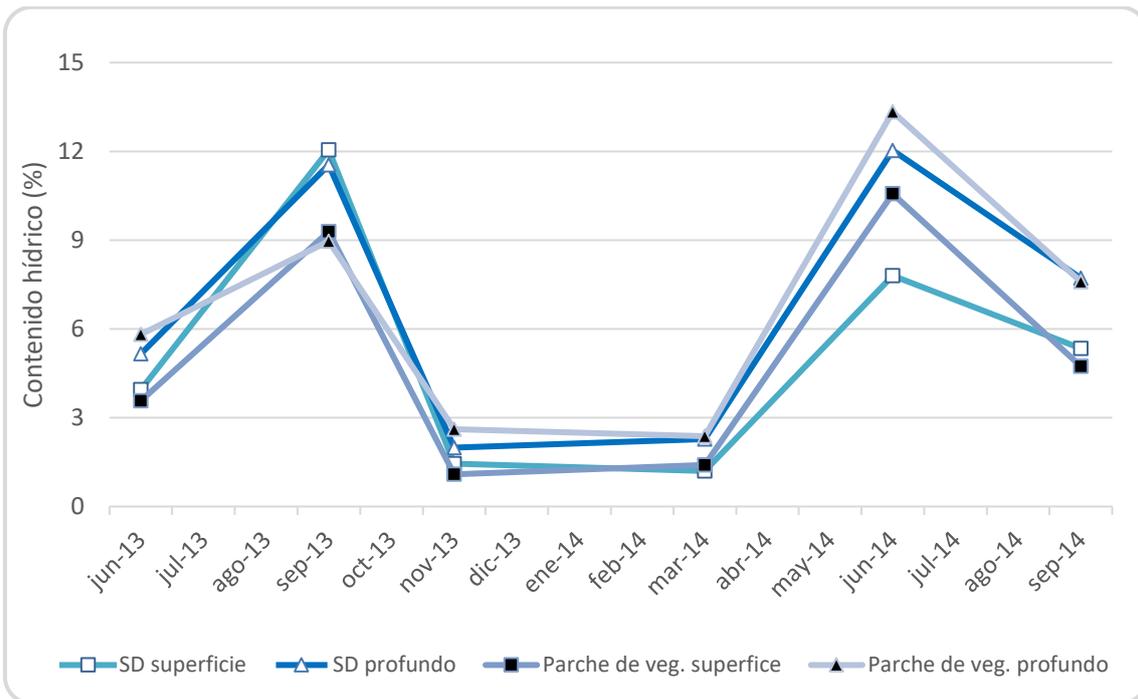


Figura N°14. Contenido hídrico del suelo superficial (0-5 cm) y profundo (5-15 cm) en parches de vegetación y en suelo desnudo (SD) en el tratamiento sin pastoreo. Valores expresados en porcentajes.

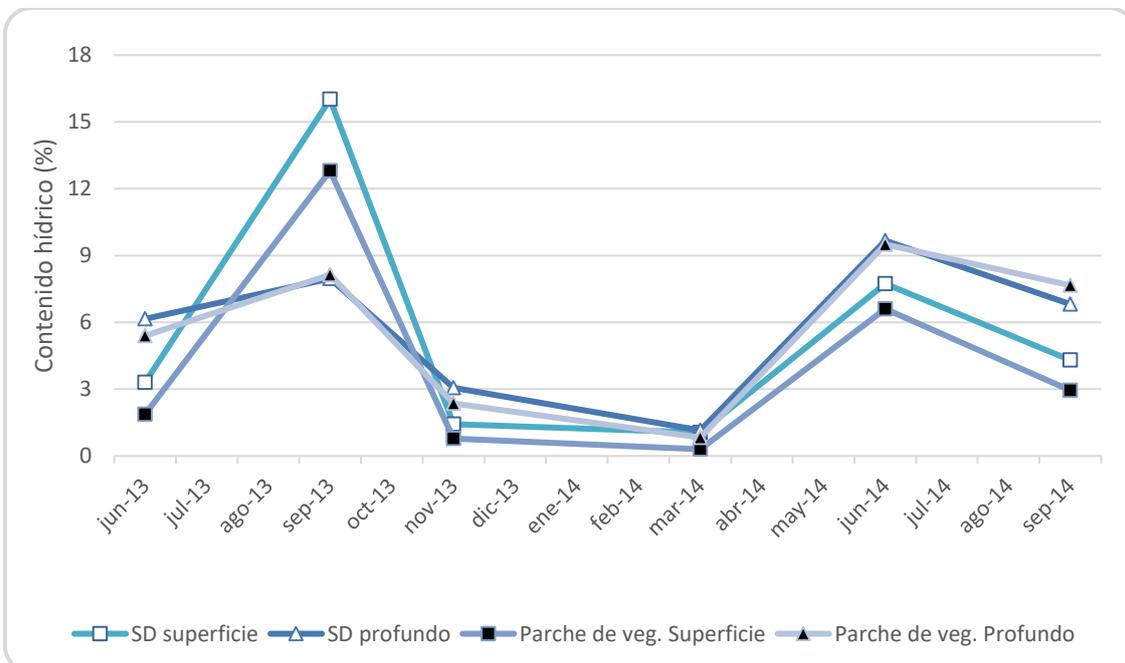


Figura N°15. Contenido hídrico del suelo superficial (0-5 cm) y profundo (5-15 cm) en parches de vegetación y en suelo desnudo (SD) en el tratamiento con pastoreo. Valores expresados en porcentajes.

### Balance hídrico

En la tabla 5 y 6 se muestra el resultado del balance hídrico para los años 2013 y 2014. Los valores máximos de evapotranspiración potencial se observan en diciembre y enero, para el año 2013. En este año el déficit hídrico estimado fue de -366,78 mm. Dado que no se contó con datos de lluvias y temperaturas para el periodo octubre-diciembre de 2014, la evapotranspiración potencial mas elevada fue en enero, calculada con la información del periodo disponible. El año 2014, tuvo un exceso hídrico de 2,56 mm hasta el momento considerado.

Se destaca que, en el año 2013, exceptuando el mes de abril, la evapotranspiración potencial fue siempre mayor a las precipitaciones. A diferencia del año 2014, en donde la precipitación fue mucho mayor que la evapotranspiración potencial en el mes de abril, y superior a ésta en los meses de mayo y julio.

**Tabla 5: Balance hídrico mensual para el año 2013.**

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Año
Precipitación media	53,10	0,00	53,30	0,00	0,00	0,00	0,90	0,00	20,00	31,70	0,90	0,00	159,90
( $e=16(10T/l)a$ )	70,41	60,74	43,60	41,64	26,78	20,11	11,70	18,85	20,11	40,24	52,90	70,08	
EVP ajustada ( $e*L$ )	90,13	64,39	46,65	38,72	22,76	15,48	9,71	17,34	20,11	46,27	64,00	91,10	526,68
P-EVTP	-37,03	-	6,65	-	-	-	-8,81	-	-0,11	-	-	-	-
		64,39		38,72	22,76	15,48		17,34		14,57	63,10	91,10	366,78
EVTP+EX	323,44												
PPT+Def	323,44												

**Tabla 6: Balance hídrico mensual para el año 2014.**

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
Precipitación media	2,6	33,1	4,4	207,1	50,8	16,3	0	0	13,8	sd	sd	sd
( $e=16(10T/l)a$ )	66,44	57,39	48,91	30,20	26,78	22,77	13,95	23,11	26,11	sd	sd	sd
EVP ajustada ( $e*L$ )	85,04	60,84	52,33	28,09	22,76	17,53	11,58	21,27	26,11	sd	sd	sd
P-EVTP	-82,44	-27,74	-47,93	179,01	28,04	-1,23	11,58	-21,27	-12,31	sd	sd	sd
EVTP+EX	386,21											
PPT+Def	486,21											

# EMERGENCIA DE PLÁNTULAS

Uno de los componentes clave en el proceso de recuperación de los ecosistemas degradados es la vegetación, ya que ésta es la base de las cadenas tróficas, previene la erosión y la desertificación y sus raíces fijan el suelo, evitando así su pérdida (Rey Benayas *et al.*, 2003). A su vez, la regeneración de plántulas (que incluye la emergencia, supervivencia y el establecimiento de las plántulas), constituye un factor clave en el mantenimiento y la recuperación de la estructura de la vegetación en un ecosistema (Harper, 1977; Chambers *et al.*, 1987) y de la cobertura vegetal (Went, 1979).

La regeneración de plantas es un proceso esencial para restaurar la diversidad de especies de plantas y la estructura y dinámica de la comunidad en ecosistemas áridos perturbados, donde la mayoría de las especies de plantas se reproducen por semillas (Bertiller y Carrera, 2015; Larson *et al.*, 2015). En los ecosistemas degradados de la Patagonia extraandina una parte del éxito de la recuperación depende de la comprensión de los procesos ecológicos que guían la regeneración de la vegetación en los sistemas naturales áridos y semiáridos patagónicos.

## **OBJETIVO PRINCIPAL DEL CAPÍTULO:**

Evaluar la regeneración de la comunidad vegetal en un campo desertificado de Aguada Guzmán (departamento El Cuy, Río Negro), y su relación con la influencia del pastoreo ovino y la precipitación.

## **OBJETIVOS ESPECÍFICOS:**

- 1) Analizar comparativamente la emergencia de plántulas en los tratamientos estudiados: sin pastoreo y con pastoreo ovino.
- 2) Evaluar la emergencia de plántulas en condiciones secas normales (con precipitación anual promedio) y húmedas (con precipitación anual superior al promedio).

## METODOLOGÍA

Los muestreos de plántulas se efectuaron en septiembre y noviembre de 2013, y en marzo, junio y septiembre de 2014. Para el recuento de plántulas en cada transecta se utilizó un cuadro de 0,2 x 0,5 m (0,1 m<sup>2</sup>) posicionando el mismo sobre la superficie del suelo/vegetación regularmente cada 2 m a lo largo de los 25 m de cada transecta. En cada muestreo se contabilizaron todas las plántulas emergidas en el interior del cuadro. Se registró el micrositio de muestreo mediante las categorías; *con vegetación* (cuando el cuadro se situó sobre un parche de vegetación), y *suelo desnudo* (si el cuadro de muestreo se ubicó en la matriz de suelo desnudo). Las plántulas se marcaron mediante indicadores plásticos coloreados para su posterior identificación (el color se utilizó como indicativo de la fecha de registro, para evitar el doble recuento), y se determinó cada individuo al mayor nivel taxonómico posible (familia, género o especie). En el caso de ejemplares que no se pudieron determinar *in situ*, se realizaron fotografías y se tomaron muestras (en sitios adyacentes), para su posterior determinación en laboratorio y/o consulta a especialista. En la presente investigación, se evaluó como plántula, tanto a aquellas producidas por semillas, como aquellas emergidas de forma vegetativa, considerándolas en ambos casos, por motivos prácticos, como un individuo. Los resultados aquí presentados corresponden al conjunto de plántulas emergidas a lo largo del estudio.

Se realizó el tratamiento estadístico descriptivo de las emergencias, utilizando, además, diagrama de cajas. En estos diagramas aparece en la parte central una caja cuyos extremos están delimitados por el primer y tercer cuartil, mientras que la mediana aparece como una línea que divide la caja. A su vez los llamados bigotes de la caja esquematizan en forma aproximada el rango de los datos. El bigote inferior representa 1,5 veces el R.I.C. (rango intercuartílico) por debajo del primer cuartil; y el bigote superior representa 1,5 veces el R.I.C. por encima del tercer cuartil. Los valores atípicos en el conjunto de datos se representan mediante puntos aislados fuera del diagrama (Botella-Rocamora *et al.*, 2013). Es importante destacar que por “valor atípico” se considera a aquellos valores que se encuentran fuera del rango de distribución de la variable estudiada. En este caso se consideró valor atípico cuando el registro fue mayor que el valor de referencia, calculado de la siguiente forma:  $Q3 + RIC$  (rango intercuartílico =  $Q3 - Q1$ ) multiplicado por el coeficiente de outlier que es 1,5 (Figura 16).

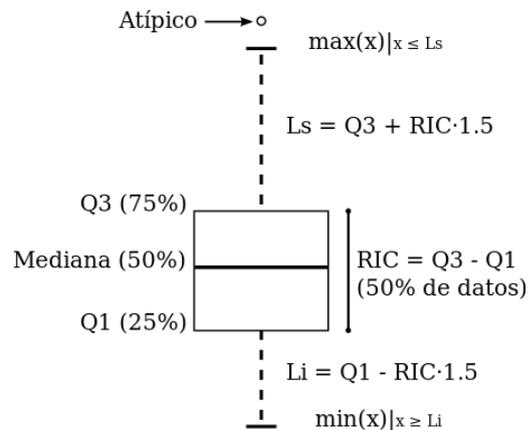


Figura N°16. Diagrama de caja o box-plot típico. (Fuente: [www.wikipedia.org](http://www.wikipedia.org)).

Estadísticamente el conteo de plántulas se clasifica como una variable de recuento. Un recuento se define como el número de sucesos o eventos que ocurren en una misma unidad de observación durante un intervalo de tiempo o espacio definido (Lindsey, 1995). De esta definición se desprenden dos de las principales características de las variables de recuento: su naturaleza discreta y no negativa.

En este sentido, el conocimiento de la naturaleza de una variable, así como la identificación de sus características distribucionales, constituyen la base a partir de la cual se justifica la aplicación de un modelo estadístico determinado (Vives Brosa, 2002).

Una de las alternativas para que el análisis de los datos resulte en la coincidencia entre el modelo estadístico aplicado y el nivel de medida, es aplicar el procedimiento estadístico que se ajuste mejor a los datos (es decir, ajustar el modelo a los datos), en lugar de cambiar las características de los datos de forma que se ajusten a los supuestos de los “modelos estadísticos clásicos” (Sturman, 1999).

De esta manera, dado que a priori se evidenciaron signos de sobredispersión en los datos, se procedió a analizar la naturaleza y comportamiento de los mismos para seleccionar el análisis estadístico óptimo.

El presente análisis de la emergencia de plántulas se basa en el modelado estadístico, y en el modelo lineal generalizado (GLM por sus siglas en inglés) como marco teórico inferencial.



De esta manera, a priori, se seleccionaron las distribuciones Poisson, Quasi-Poisson y Binomial Negativa para evaluar cuál de ellas se ajusta mejor a la relación entre varianza y esperanza de la emergencia de plántulas por especie, por familia y por biotipo.

Se utilizó la regresión local (loess) como herramienta de representación de los datos, dado que no supone de antemano que las variables (explicativas y respuesta) estén relacionadas en una forma particular, y que se basa en ajustar modelos de regresión polinómicos locales para estimar cada punto y luego unir dichas estimaciones.

La distribución de Poisson es un caso especial dentro del marco de los modelos generalizados. Esta distribución es muy utilizada para las variables de conteo o recuento. En la práctica el modelo de Poisson puede ser útil para describir la media  $\mu_i$  pero en general subestima la varianza de los datos.

La distribución Quasi-Poisson puede ser utilizada como otra forma de contrarrestar la sobredispersión de los datos, ya que utiliza la función de media y varianza del modelo Poisson pero dejando el parámetro de dispersión  $\phi$  sin restricción. De esta forma, la inferencia es ajustada por la sobredispersión. Un problema es que los modelos Quasi-Poisson no poseen una función de verosimilitud especificada, y, por lo tanto, no se puede hacer comparación entre modelos y se ve limitada la inferencia.

La distribución binomial negativa parece ser adecuada, a priori, para modelar tasas de fenómenos recurrentes que incumplan las suposiciones de la distribución de Poisson. El uso de la binomial negativa permite estimar parte de la varianza que no consigue identificar la distribución Poisson. Así, la binomial negativa mantiene algunos aspectos interesantes en la modelización de variables que registran el número de veces que se produce un episodio, como la asimetría, pero es mucho más flexible en la forma de su distribución y, por tanto, más adaptable a diferentes tipos de datos (Navarro *et al.*, 2001).

El análisis de la estadística descriptiva y el modelado de la emergencia de plántulas se realizó con el software R (R Core Team, 2013).

## RESULTADOS

### *Análisis comparativo de la emergencia de plántulas en los tratamientos estudiados: sin pastoreo y con pastoreo ovino*

La emergencia de plántulas se analizó desde tres dimensiones, dos de ellas sistemáticas: por especie y por familia; y una tercera según el biotipo (Raunkiaer, 1934).

### *Emergencia de plántulas por especie*

En total se registró la emergencia de 708 plántulas a lo largo del estudio, correspondientes a 21 especies. En el tratamiento sin pastoreo se registraron 270 plántulas correspondientes a 18 especies y en el tratamiento con pastoreo se registraron 438 plántulas que correspondieron a 12 especies. En la Tabla 7 se observa la estadística descriptiva para la emergencia de plántulas en los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo ovino.

**Tabla N°7. Estadística descriptiva para la emergencia de plántulas por especie en los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo.**

Tratamiento	media	sd	moda	N
<b>Sin pastoreo</b>	4,15	4.99	1,00	65
<b>Con pastoreo</b>	8,42	14.47	1,00	52

En general, la mayoría de las especies presentaron valores bajos de emergencia de plántulas. Se observó que las especies *Gilia sp.*, y la morfoespecie Ranunculacea presentaron mayor emergencia en el tratamiento con pastoreo ovino, respecto de su emergencia en el tratamiento sin pastoreo. En tanto *Pappostipa sp.* y *Plantago patagónica (Jacq.)* presentaron una mayor emergencia en el sector sin pastoreo ovino (Figura 17). En la Tabla 8 se muestra la emergencia de plántulas por especie, su familia botánica y biotipo, para los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo.

Tabla N°8. Emergencia de plántulas en los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo.

<b>Especie</b>	<b>Familia</b>	<b>Biotipo</b>	<b>Emergencia en tratamiento sin pastoreo</b>	<b>Emergencia en tratamiento con pastoreo</b>
<b><i>Bromus catharticus</i></b>	Poaceae	Hemicriptófito	8	14
<b><i>Draba australis</i></b>	Brassicaceae	Terófito	1	-
<b><i>Euphorbia colina</i></b>	Euphorbiaceae	Caméfito	-	1
<b><i>Gayophytum micranthum</i></b>	Onagraceae	Terófito	1	1
<b><i>Gilia sp.</i></b>	Polemoniaceae	Terófito	87	180
<b><i>Grindelia chiloensis</i></b>	Asteraceae	Caméfito	9	3
<b><i>Habranthus jamesonii</i></b>	Amaryllidaceae	Geófito	2	-
<b><i>Hoffmannseggia sp</i></b>	Fabaceae	Geófito	5	-
<b><i>Mulinum spinosum</i></b>	Apiaceae	Caméfito	4	4
<b><i>Nassauvia glomerulosa</i></b>	Asteraceae	Caméfito	4	-
<b><i>Pappostipa sp.</i></b>	Poaceae	Hemicriptófito	71	56
<b><i>Plantago patagónica</i></b>	Plantaginaceae	Terófito	51	8
<b>Ranunculacea</b>	Ranunculaceae	Terófito	18	167

<b><i>Senecio filaginoides</i></b>	Asteraceae	Caméfito	2	2
<b>morfoespecie 2</b>	-	-	-	1
<b>morfoespecie 3</b>	-	-	-	1
<b>morfoespecie 4</b>	-	-	1	-
<b>morfoespecie 5</b>	-	-	1	-
<b>morfoespecie 6</b>	-	-	3	-
<b>morfoespecie 7</b>	-	-	1	-
<b>morfoespecie 8</b>	-	-	1	-

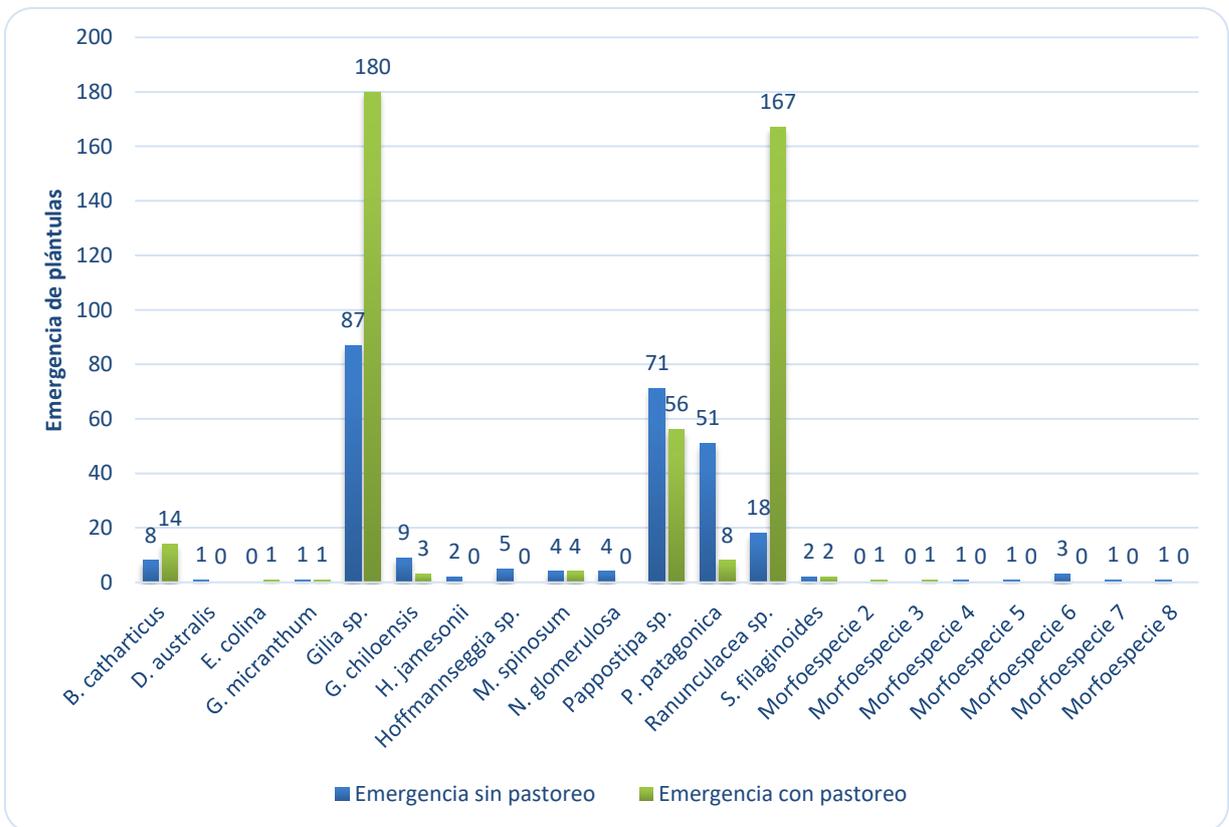
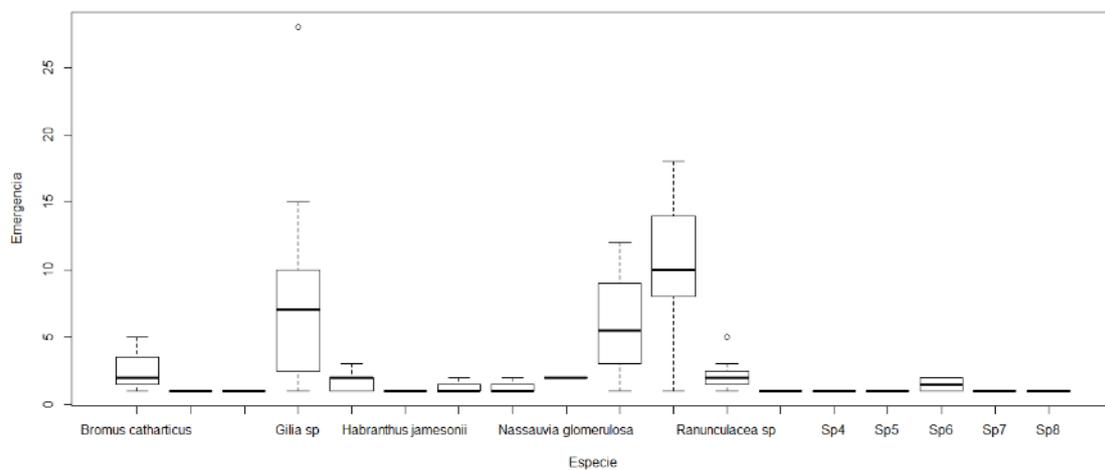


Figura N°17. Emergencia de plántulas (abundancia) por especie en los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo.

*Diagrama de cajas de emergencia por especie según tratamiento de pastoreo.*

a) Tratamiento sin pastoreo

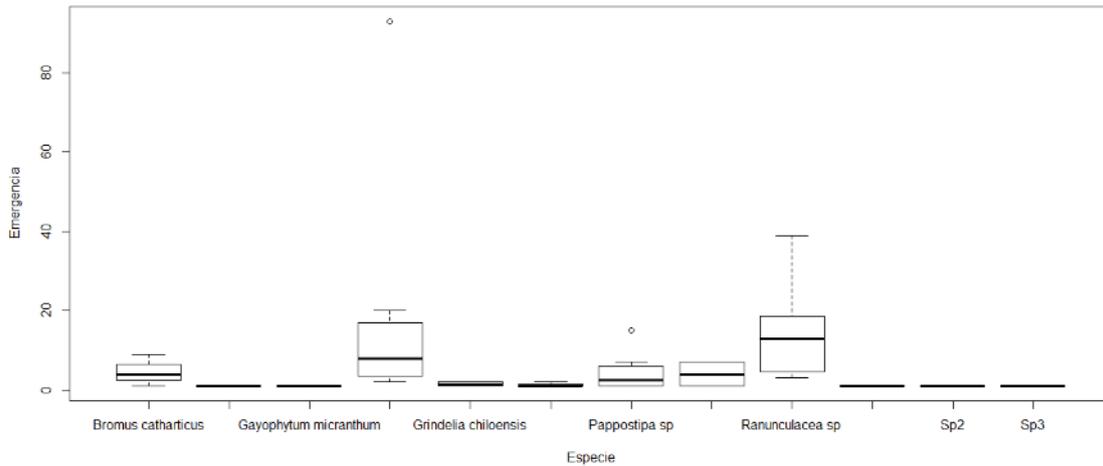
Se observa que las especies de mayor mediana fueron *Plantago patagónica* (10,2 plántulas por muestreo), *Gilia sp.* (7,9 plántulas) y *Pappostipa sp.* (5,9 plántulas). Para *Gillia sp.* se observó un valor atípico de 28 plántulas, y para Ranunculacea un valor atípico de 5 plántulas, como se muestra en la Figura 18.



**Figura N°18. Diagrama de cajas para la emergencia del número de plántulas según la especie en el tratamiento sin pastoreo.**

b) Tratamiento con pastoreo

En el diagrama de cajas para la emergencia de plántulas en el tratamiento con pastoreo se observó que la especie *Gilia sp.* presentó la mayor mediana en el sitio pastoreado (16,4 plántulas), en tanto Ranunculacea presentó una mediana de 15,2 plántulas emergidas en el sitio pastoreado. En la Figura 19 se observa además un valor atípico para *Gilia sp.* (93 plántulas) y para *Pappostipa sp.* (15 plántulas).



**Figura N°19. Diagrama de cajas para la emergencia del número de plántulas por especie en el tratamiento con pastoreo.**

#### *Análisis de frecuencia por especie en tratamientos sin pastoreo y con pastoreo*

##### a) Tratamiento sin pastoreo

Es importante resaltar que las especies con mayor porcentaje de emergencia de plántulas en el tratamiento sin pastoreo ovino fueron *Gilia sp.* (32,2%) y *Pappostipa sp.* (26,3%). Si se consideran las plántulas de las tres especies de mayor emergencia; *Gilia sp.*, *Pappostipa sp.* y *Plantago patagónica*, se registran el 77,4% de las emergencias de la comunidad.

##### b) Tratamiento con pastoreo

En el tratamiento con pastoreo ovino las especies con mayor emergencia fueron *Gilia sp.* (41,2%) y *Ranunculacea* (38,2%). Si se consideran el conjunto de plántulas de *Gilia sp.*, *Ranunculacea* y *Pappostipa sp.* se registran el 92,2% de las emergencias en el sitio pastoreado. En la Tabla 9 se observa el análisis de frecuencias por especies para los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo.

Tabla N°9. Emergencia de plántulas por especie en los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo ovino.

Especie	Sin pastoreo		Con pastoreo	
	Emergencia	Porcentaje	Emergencia	Porcentaje
<i>Bromus catharticus</i>	8	2,96	14	3,20
<i>Draba australis</i>	1	0,37	-	-
<i>Euphorbia colina</i>	-	-	1	0,23
<i>Gayophytum micranthum</i>	1	0,37	1	0,23
<i>Gilia sp</i>	87	32,22	180	41,19
<i>Grindelia chilensis</i>	9	3,33	3	0,69
<i>Habranthus jamesonii</i>	2	0,74	-	-
<i>Hoffmannseggia sp</i>	5	1,85	-	-
<i>Mulinum spinosum</i>	4	1,48	4	0,92
<i>Nassauvia glomerulosa</i>	4	1,48	-	-
<i>Pappostipa sp</i>	71	26,29	56	12,81
<i>Plantago patagonica</i>	51	18,88	8	1,83
Ranunculacea	18	6,66	167	38,21
<i>Senecio filaginoides</i>	2	0,74	2	0,46
Morfoespecie 2	-	-	1	0,23
Morfoespecie 3	-	-	1	0,23
Morfoespecie 4	1	0,37	-	-
Morfoespecie 5	1	0,37	-	-
Morfoespecie 6	3	1,11	-	-
Morfoespecie 7	1	0,37	-	-
Morfoespecie 8	1	0,37	-	-

#### *Emergencia de plántulas por familia*

Respecto de la emergencia de plántulas por familia, se registraron plántulas pertenecientes a once familias botánicas (no se consideraron las plántulas no determinadas a nivel de género



o especie). Nueve familias estuvieron representadas por una sola especie, en tanto la familia Asteraceae estuvo representada por tres especies y Poaceae por dos.

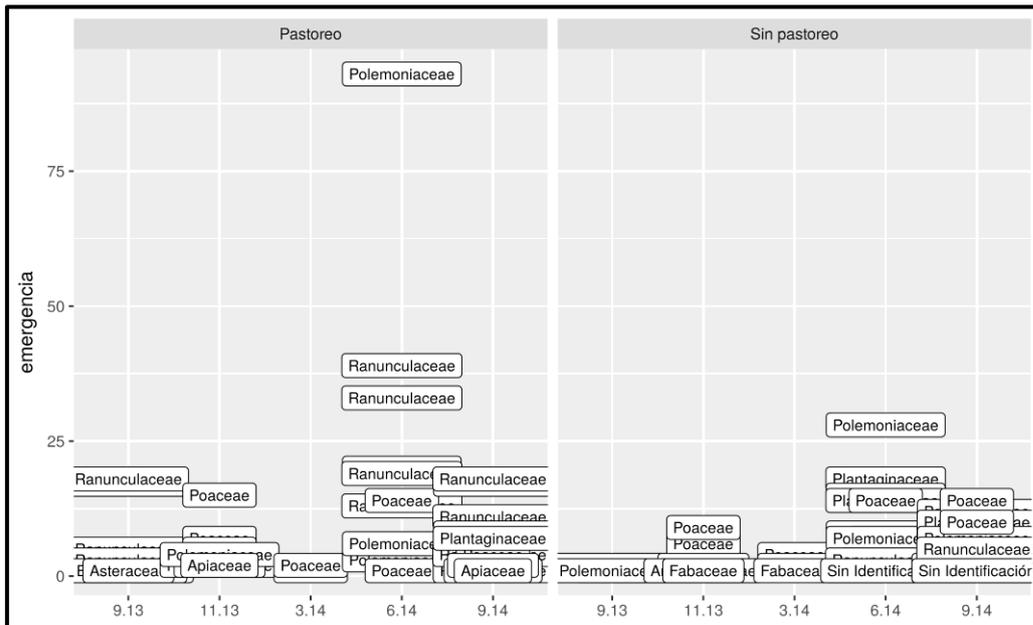
En la Tabla 10 se indica la emergencia de plántulas por familia en los sitios sin pastoreo y con pastoreo ovino.

**Tabla N°10. Emergencia de plántulas por familia según el tratamiento de pastoreo.**

<b>Familia</b>	<b>Emergencia en el tratamiento sin pastoreo</b>	<b>Emergencia en el tratamiento con pastoreo</b>
<b>Amaryllidaceae</b>	2	-
<b>Apiaceae</b>	4	4
<b>Asteraceae</b>	15	5
<b>Brassicaceae</b>	1	-
<b>Euphorbiaceae</b>	-	1
<b>Fabaceae</b>	5	-
<b>Onagraceae</b>	1	1
<b>Plantaginaceae</b>	51	8
<b>Poaceae</b>	79	70
<b>Polemoniaceae</b>	87	180
<b>Ranunculaceae</b>	18	167

### *Distribución temporal de emergencias de plántulas por familia según tratamientos de pastoreo*

Se evaluó la distribución temporal de la emergencia de plántulas por familia botánica en los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo ovino. Se observó una alta emergencia de plántulas de la familia *Polemoniaceae* en junio de 2014, en el tratamiento con pastoreo ovino, tal como se muestra en la Figura 20.



**Figura N°20. Distribución temporal de emergencias del número de plántulas por familia según tratamiento de pastoreo. En el eje horizontal se representa la fecha de emergencia, mediante el formato mes.año.**

### *Estadística descriptiva de la emergencia de plántulas por familia*

La emergencia media por muestreo fue de  $4,5 \pm 5,1$  plántulas por familia en el tratamiento sin pastoreo, con un rango de emergencias de 1–28 plántulas por familia.

En el tratamiento con pastoreo la emergencia media fue de  $8,7 \pm 14,7$  plántulas por familia, y el rango de emergencias varió entre 1 – 93 plántulas por familia (Tabla 11).

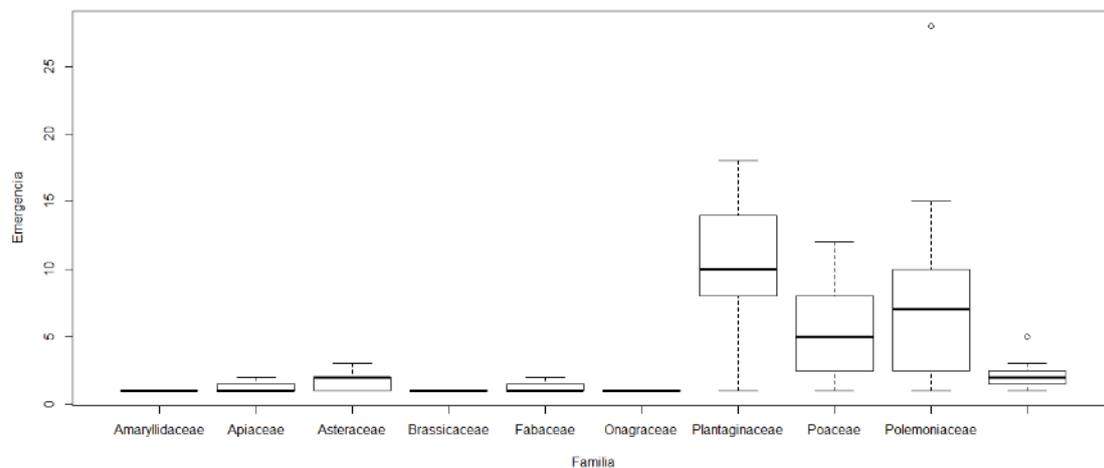
**Tabla N°11. Estadística descriptiva para la emergencia de plántulas por familia en los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo ovino.**

Tratamiento	media	sd	cv	n
<b>Sin Pastoreo</b>	4,46	5,14	1,15	59
<b>Con Pastoreo</b>	8,72	14,69	1,68	50

*Diagrama de cajas para la emergencia de plántulas por familia*

a) Tratamiento sin pastoreo

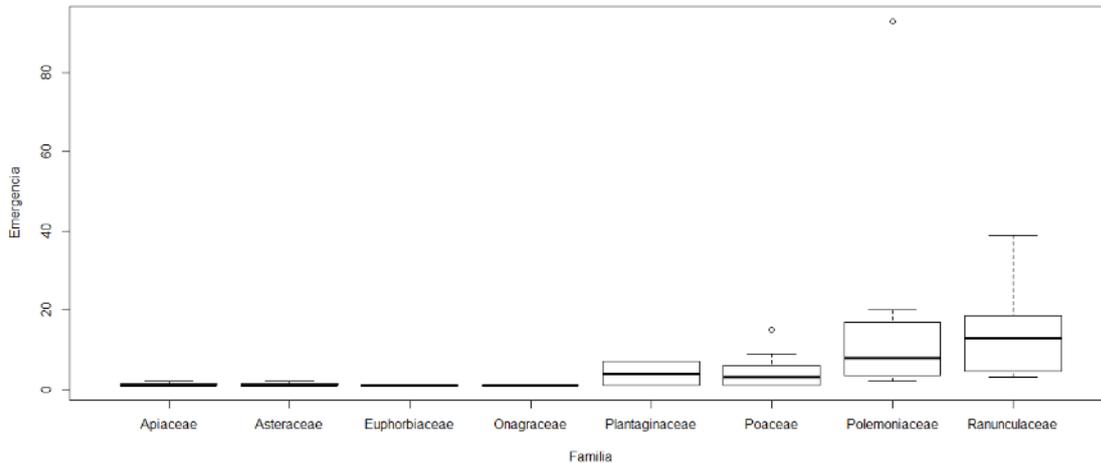
Se realizó el diagrama de cajas para la emergencia de plántulas por familia. La familia Plantaginaceae (representada por la especie *Plantago patagónica*) tuvo una mediana de 10,2 plántulas, y presentó la mayor dispersión para la emergencia de plántulas por familias en el tratamiento sin pastoreo (Figura 21). Para este análisis no se consideraron las plántulas que no se pudieron determinar a nivel de especie o género (morfoespecies).



**Figura N°21. Diagrama de cajas para la emergencia del número de plántulas por familia en el tratamiento sin pastoreo.**

### b) Tratamiento con pastoreo

En el tratamiento con pastoreo la familia Ranunculaceae tuvo la mediana más alta y la mayor dispersión para la emergencia de plántulas (Figura 22). Para este análisis no se consideraron las plántulas que no se pudieron determinar a nivel de especie o género (morfoespecies).



**Figura N°22. Diagrama de cajas para la emergencia del número de plántulas por familia en el tratamiento con pastoreo.**

### Análisis de frecuencia de la emergencia de plántulas por familia

#### a) Tratamiento sin pastoreo

Cuando se consideraron las familias de las especies, la mayor emergencia en el tratamiento sin pastoreo correspondió a la familia Polemoniaceae (representada por la especie *Gillia sp.*) con el 33,3% de las emergencias de la comunidad. Tres familias, Polemoniaceae, Poacea y Plantaginaceae representaron el 83,14% de las emergencias de la comunidad (Tabla 10).

#### b) Tratamiento con pastoreo

En el tratamiento con pastoreo la mayor emergencia correspondió a la familia Polemoniaceae (representada con la especie *Gillia sp.*) con el 41,28% de las emergencias de la comunidad. Si se consideran las emergencias de las familias Polemoniaceae, Ranunculaceae y Poacea, las mismas concentraron el 95,64% de las emergencias de la comunidad en el sitio pastoreado (Tabla 12).

Tabla N°12. Emergencias de plántulas por familia en los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo ovino.

Familia	Tratamiento sin pastoreo		Tratamiento con pastoreo	
	Emergencia	Porcentaje	Emergencia	Porcentaje
<b>Amaryllidaceae</b>	2	0,77	-	-
<b>Apiaceae</b>	2	0,77	4	0,92
<b>Asteraceae</b>	15	5,75	5	1,15
<b>Brassicaceae</b>	1	0,38	-	-
<b>Euphorbiaceae</b>	-	-	1	0,23
<b>Fabaceae</b>	5	1,92	-	-
<b>Onagraceae</b>	1	0,38	1	0,23
<b>Plantaginaceae</b>	51	19,54	8	1,83
<b>Poaceae</b>	79	30,27	70	16,06
<b>Polemoniaceae</b>	87	33,33	180	41,28
<b>Ranunculaceae</b>	18	6,90	167	38,30

#### *Emergencia de plántulas por biotipo*

Se realizó el análisis de emergencia de plántulas por biotipo en cada tratamiento de pastoreo. Emergieron plántulas correspondientes a cuatro biotipos: caméfito, geófito, hemicriptófito y terófito. Las plántulas de especies geófitas emergieron solamente en el tratamiento sin pastoreo ovino, en tanto plántulas de biotipos caméfito, hemicriptófito y terófito emergieron en ambos tratamientos de pastoreo. La emergencia de plántulas de especies terófitas fue mayor en el sitio con pastoreo ovino, como se observa en la Tabla 13 y la Figura 23.

Tabla N°13. Emergencia de plántulas por biotipo según el tratamiento de pastoreo.

Biotipo	Emergencia en el tratamiento sin pastoreo	Emergencia en el tratamiento con pastoreo
Caméfito	19	10
Geófito	7	-
Hemicriptófito	79	70
Terófito	158	356

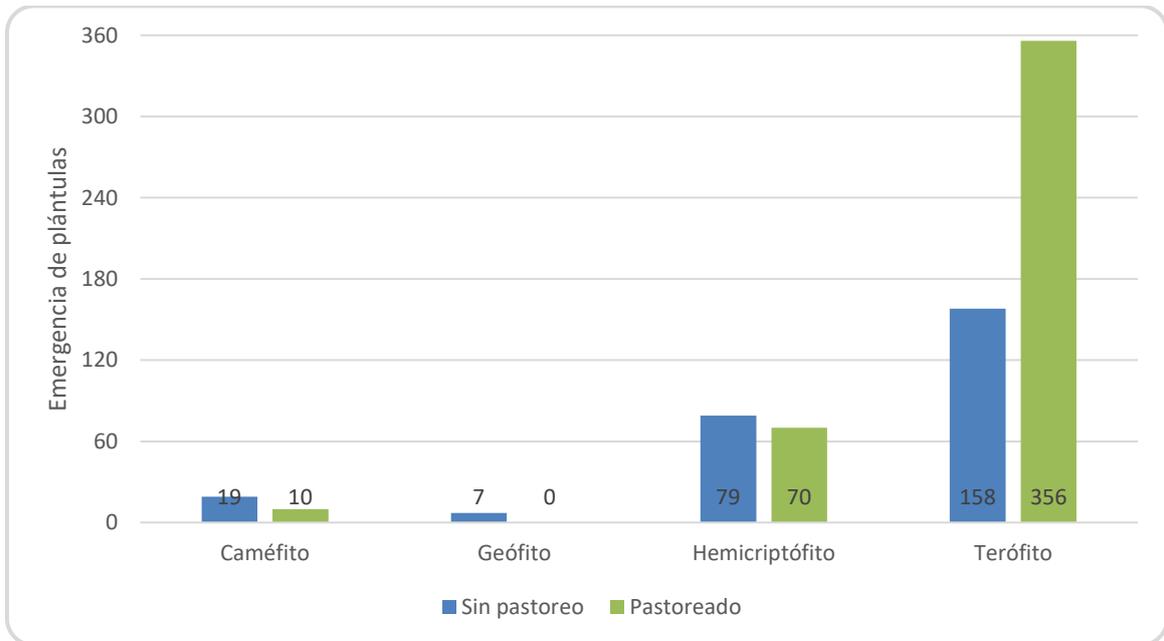
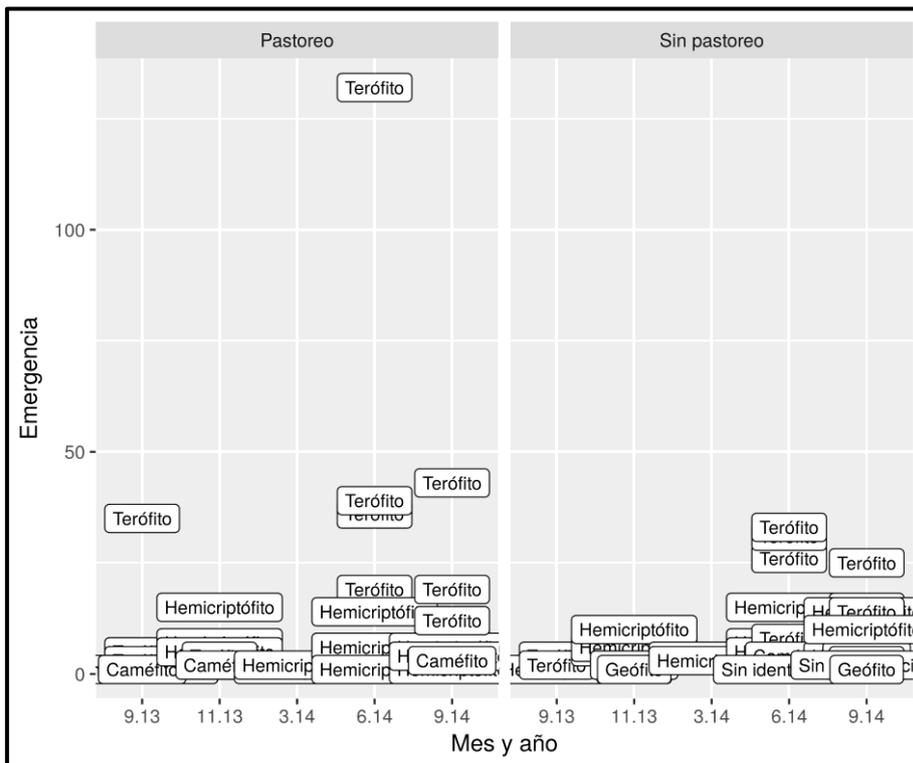


Figura N°23. Emergencia (abundancia) de plántulas por biotipo según el tratamiento de pastoreo.

*Distribución temporal de emergencias de plántulas por biotipo según tratamiento de pastoreo*

Se analizó la distribución temporal de las emergencias de plántulas por biotipo según el tratamiento de pastoreo.

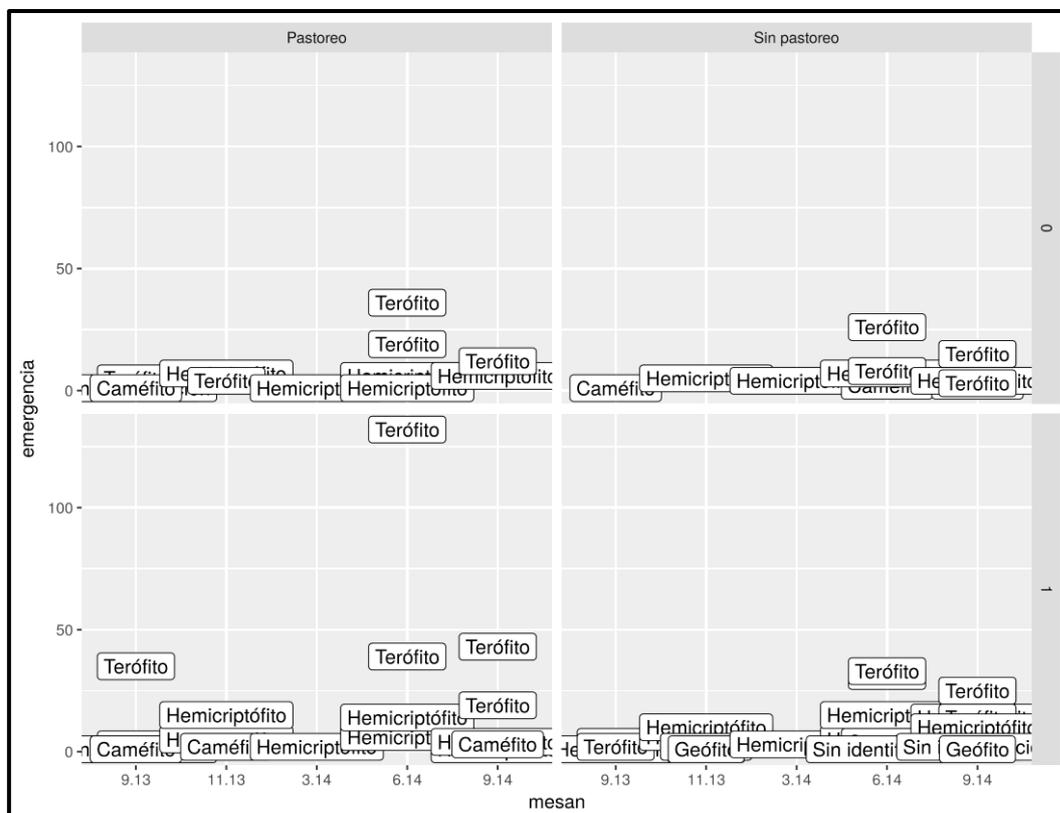
La emergencia de plántulas fue mayor en los muestreos de junio y septiembre de 2014 para especies terófitas en ambos tratamientos (sin pastoreo y con pastoreo). Se destaca la alta emergencia de plántulas terófitas en junio de 2014 en el tratamiento con pastoreo (Figura 24).



**Figura N°24. Distribución temporal de las emergencias del número de plántulas por biotipo según el tratamiento de pastoreo.**

*Distribución temporal de emergencias de plántulas por biotipo según tratamiento de pastoreo y parche de vegetación*

Se analizó la influencia del parche de vegetación (emergencia en parche de vegetación o en suelo desnudo) en relación a la emergencia de plántulas por biotipo, en cada tratamiento de pastoreo. Se observó que las mayores emergencias de plántulas correspondieron a especies terófitas en ambos tratamientos, tanto en parches de suelo desnudo como en parches de vegetación, para los muestreos de junio y septiembre de 2014, como se muestra en la Figura 25.



**Figura N°25. Distribución temporal de las emergencias del número de plántulas por biotipo según el tratamiento de pastoreo y el parche de vegetación. Referencia: 0 = suelo desnudo; 1= parche de vegetación.**

### *Estadística descriptiva de la emergencia de plántulas por biotipo*

La emergencia media fue de  $4,5 \pm 5,1$  plántulas por biotipo en el tratamiento sin pastoreo, con un rango de emergencias de entre 1–28 plántulas por biotipo. En el tratamiento con pastoreo la emergencia media fue de  $8,7 \pm 14,7$  plántulas por biotipo, y el rango de emergencias de 1-93 plántulas. En la Tabla 14 se indican los parámetros estadísticos descriptivos para la emergencia de plántulas por biotipo según el tratamiento de pastoreo.

**Tabla N°14. Estadística descriptiva de la emergencia de plántulas por biotipo en los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo ovino.**

<b>Tratamiento</b>	<b>media</b>	<b>sd</b>	<b>cv</b>	<b>n</b>
<b>Sin pastoreo</b>	4,45	5,14	1,15	59
<b>Con pastoreo</b>	8,72	14,69	1,68	50

### *Diagrama de cajas para la emergencia de plántulas por biotipo*

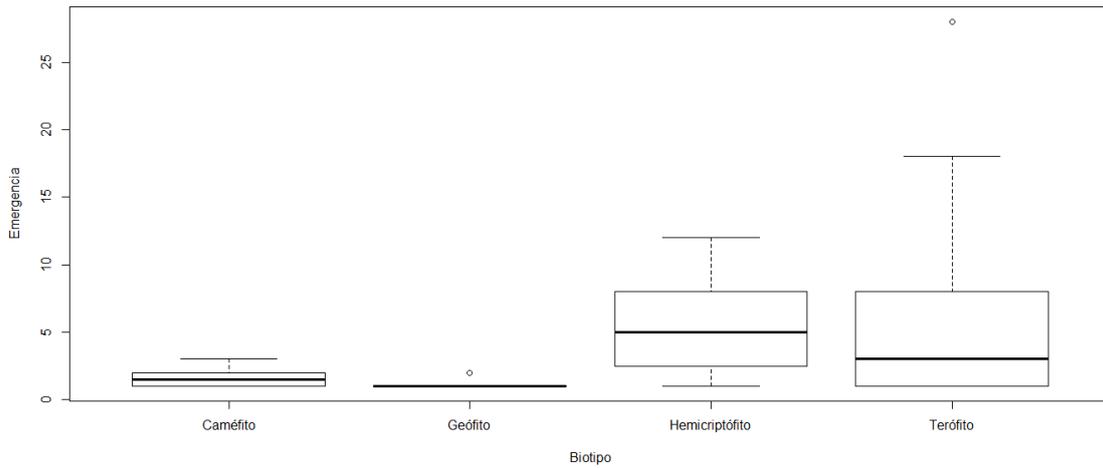
#### a) Tratamiento sin pastoreo

Se observó que el conjunto de especies hemicriptófitas y terófitas presentaron una mediana y una dispersión mayor respecto de las emergencias de las plantas caméfitas y geófitas en el tratamiento (Figura 26).

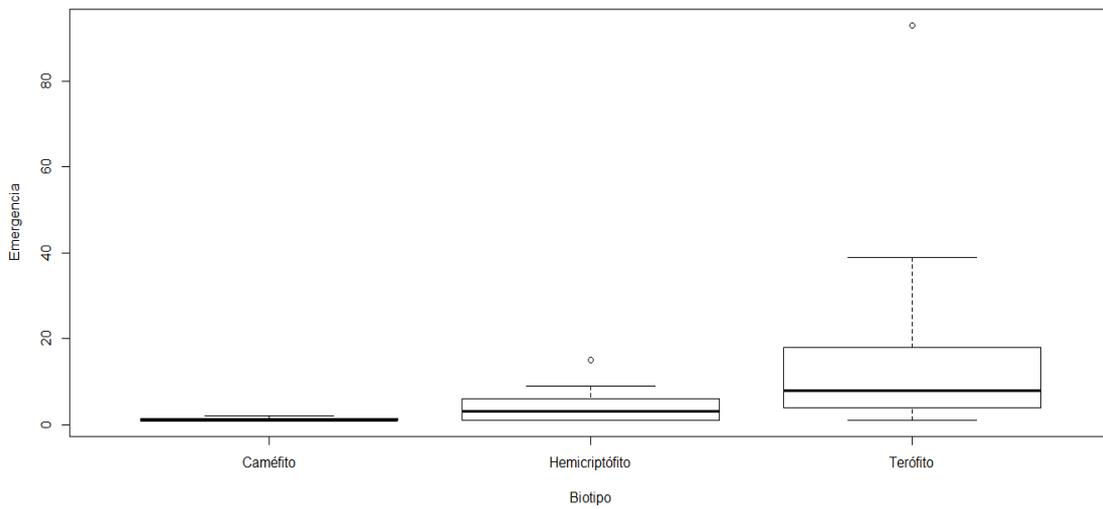
#### b) Tratamiento con pastoreo

En el tratamiento con pastoreo el biotipo terófitas presentó la mayor mediana y la mayor dispersión, respecto de las emergencias de plantas hemicriptófitas y caméfitas (Figura 27).

Para este análisis no se consideraron aquellas plántulas que no se pudieron determinar a nivel de especie o género.



**Figura N°26. Diagrama de cajas para la emergencia del número de plántulas por biotipo en el tratamiento sin pastoreo.**



**Figura N°27. Diagrama de cajas para la emergencia del número de plántulas por biotipo en el tratamiento con pastoreo.**

*Análisis de frecuencias para la emergencia de plántulas por biotipo*

a) Tratamiento sin pastoreo

Es importante resaltar que en el tratamiento sin pastoreo el 60% de las emergencias correspondió a especies terófitas, tal como se muestra en la Tabla 13 y en la Figura 28.

b) Tratamiento con pastoreo

En el tratamiento con pastoreo ovino el 81,7% de las emergencias correspondió a especies terófitas. No se registraron emergencias de plantas geófitas en este tratamiento. Los porcentajes de emergencia por biotipo se muestran en la Tabla 15 y en la Figura 29.

Tabla N°15. Frecuencia y porcentaje de plántulas por biotipo en el tratamiento sin pastoreo.

Biotipo	Tratamiento sin pastoreo		Tratamiento con pastoreo	
	Emergencia	Porcentaje	Emergencia	Porcentaje
<b>Caméfito</b>	19	7,2	10	2,3
<b>Geófito</b>	7	2,7	-	-
<b>Hemicriptófito</b>	79	30,0	70	16,1
<b>Terófito</b>	158	60,1	356	81,7

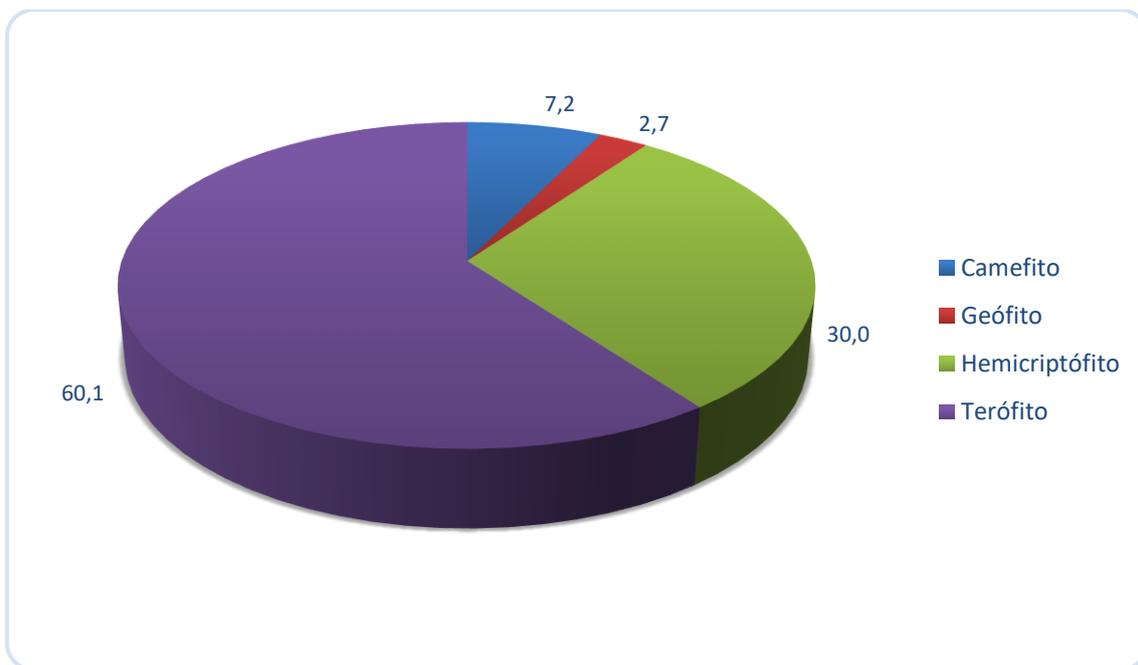
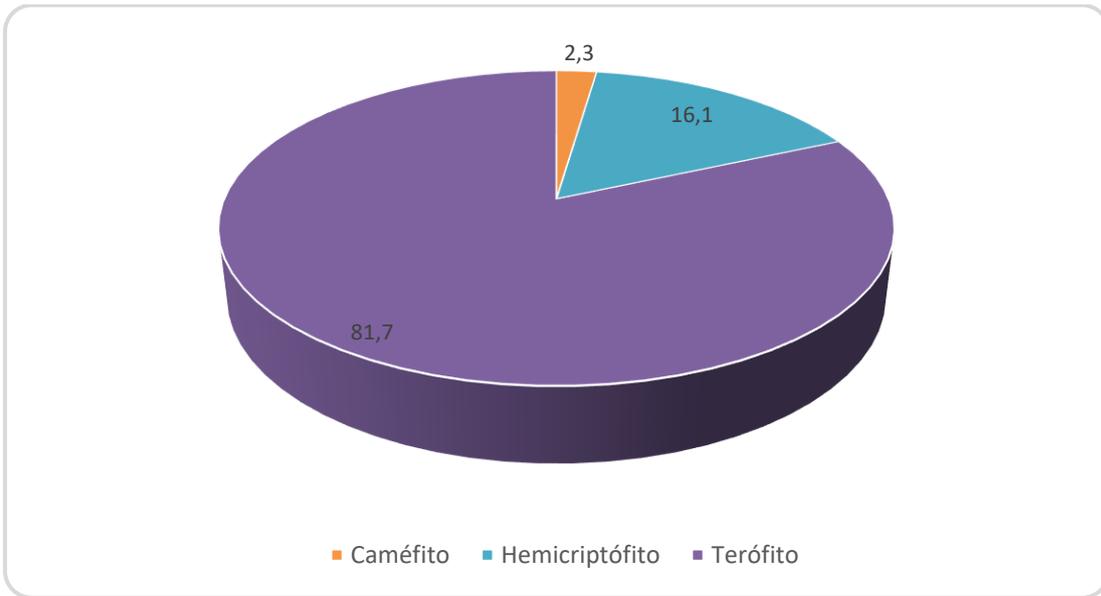


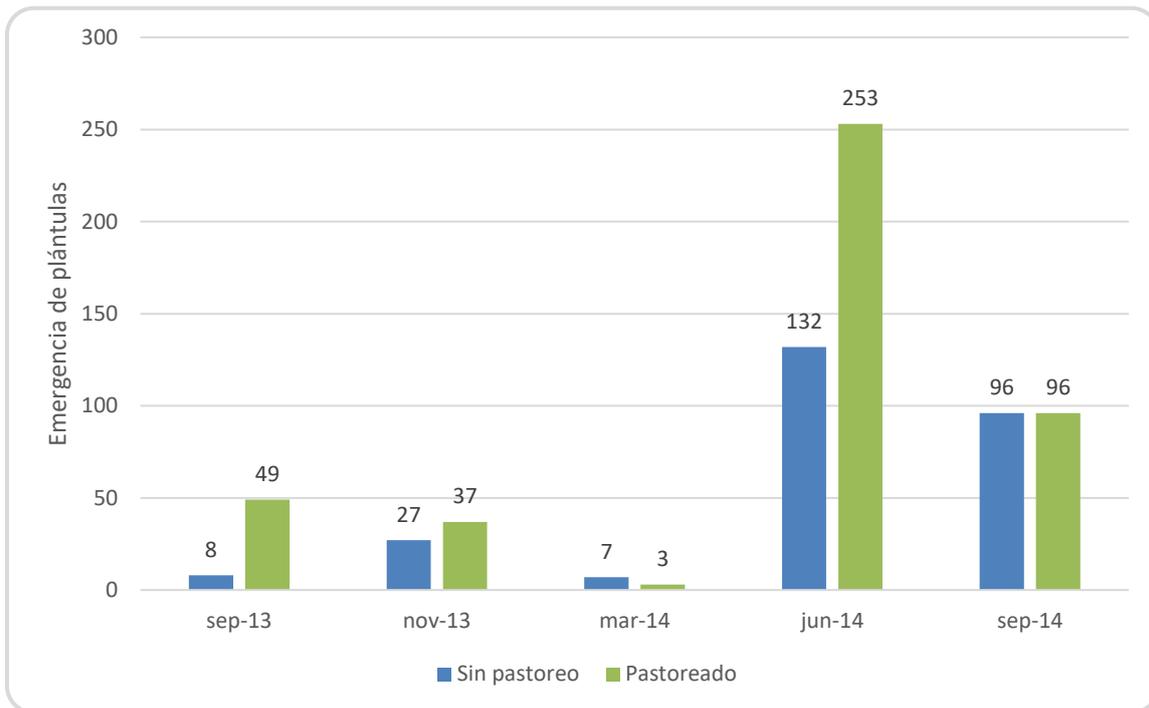
Figura N°28. Emergencia de plántulas por biotipo en el tratamiento sin pastoreo. Valores expresados en porcentaje.



**Figura N°29. Emergencia de plántulas por biotipo en el tratamiento con pastoreo. Valores expresados en porcentaje.**

### *Distribución temporal de la emergencia de plántulas por tratamiento de pastoreo*

Respecto de la distribución en el tiempo de la emergencia de plántulas, se observó que la mayor emergencia ocurrió en junio de 2014, seguido de las emergencias de septiembre de 2014, en tanto la menor emergencia se registró en marzo de 2014. La mayor emergencia se registró en el tratamiento con pastoreo ovino (Figura 30).



**Figura N°30. Emergencia de plántulas (abundancia) por fecha de muestreo según el tratamiento de pastoreo.**

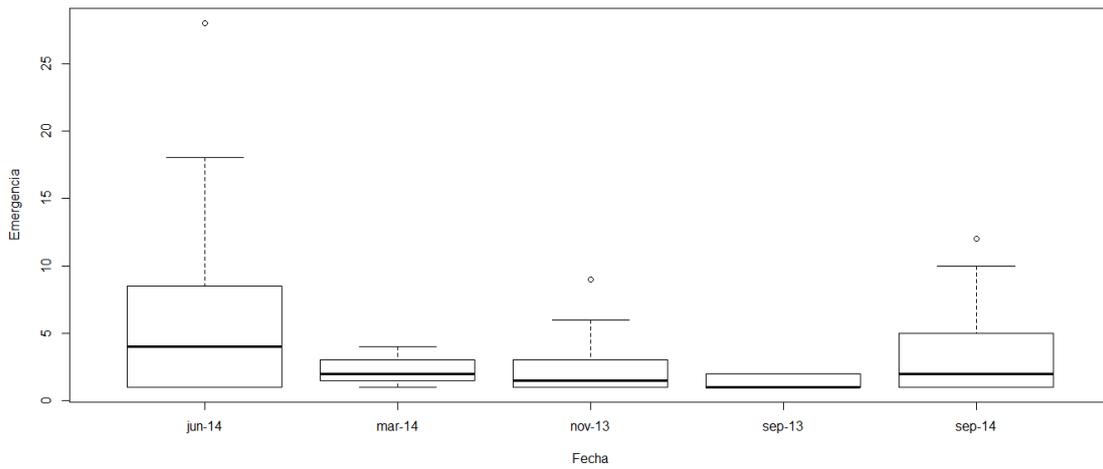
### *Diagrama de cajas de la emergencia de plántulas por muestreo*

#### a) Tratamiento sin pastoreo

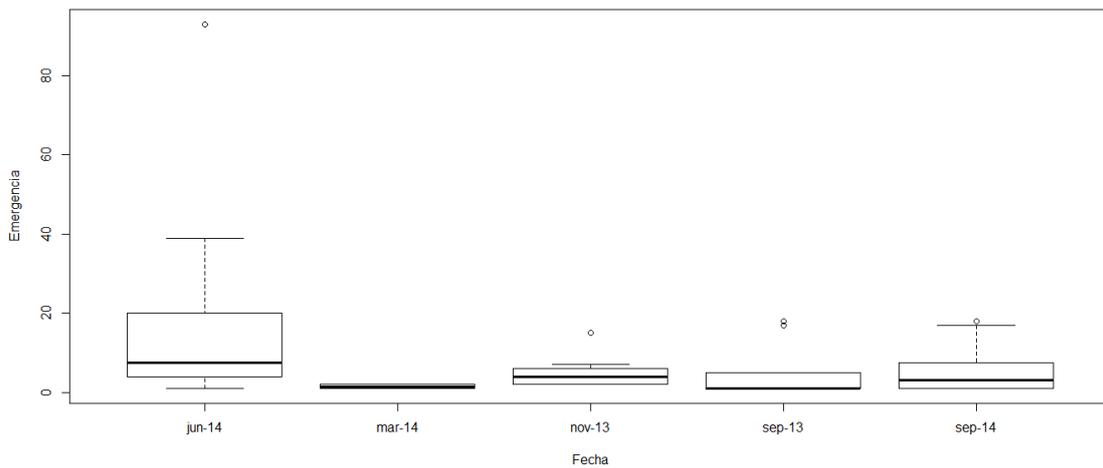
Se realizó el diagrama de cajas para la emergencia de plántulas por muestreo. En junio de 2014 se registró el mayor valor para la mediana de la emergencia y la mayor dispersión, en el tratamiento sin pastoreo (Figura 31).

#### b) Tratamiento con pastoreo

En junio de 2014 se registró el mayor valor para la mediana de la emergencia y la mayor dispersión, en el tratamiento con pastoreo (Figura 32).



**Figura N°31. Diagrama de cajas para la emergencia del número de plántulas por fecha de muestreo en el tratamiento sin pastoreo.**



**Figura N°32. Diagrama de cajas para la emergencia del número de plántulas por fecha de muestreo en el tratamiento con pastoreo.**

### *Análisis de frecuencia para la emergencia de plántulas por muestreo*

#### a) Tratamiento sin pastoreo

La mayor emergencia de plántulas en el tratamiento sin pastoreo se registró en junio de 2014 como se muestra en la Tabla 14 y la Figura 33.

b) Tratamiento con pastoreo

La mayor emergencia de plántulas en el tratamiento con pastoreo se registró en junio de 2014 como se muestra en la Tabla 16 y la Figura 34.

Tabla N°16. Emergencia de plántulas por fecha de muestreo en los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo.

Fecha	Tratamiento sin pastoreo		Tratamiento con pastoreo	
	Emergencia	Porcentaje	Emergencia	Porcentaje
sep-13	8	3	49	11,2
nov-13	27	10	37	8,5
mar-14	7	2,6	3	0,7
jun-14	132	48,9	253	57,8
sep-14	96	35,6	96	21,9

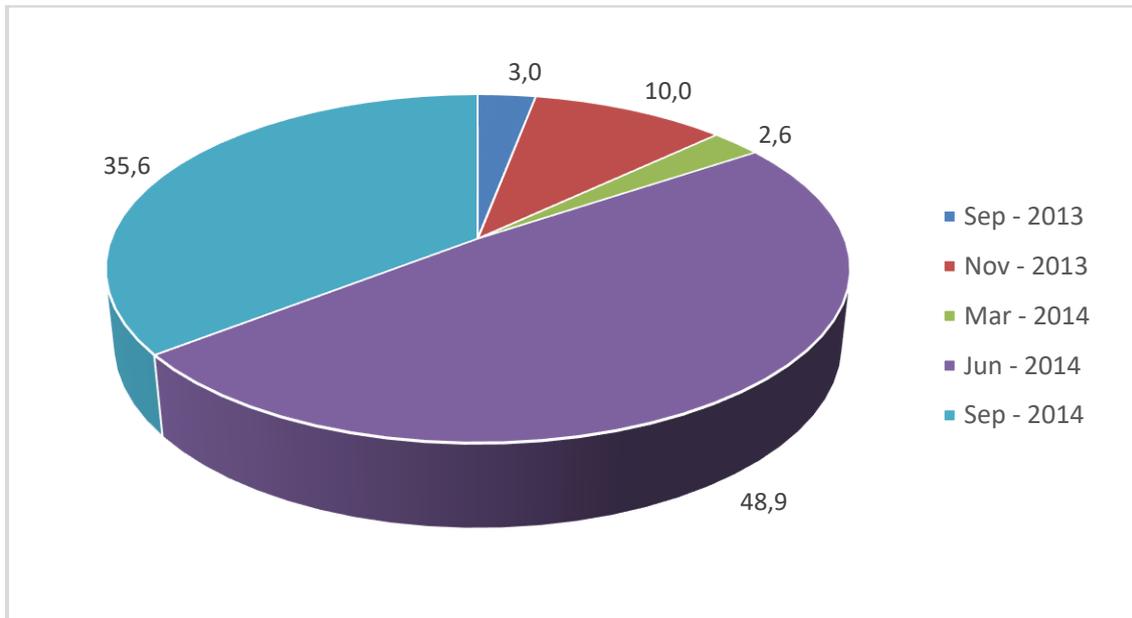


Figura N°33. Emergencia de plántulas por fecha de muestreo en el tratamiento sin pastoreo. Valores expresados en porcentaje.

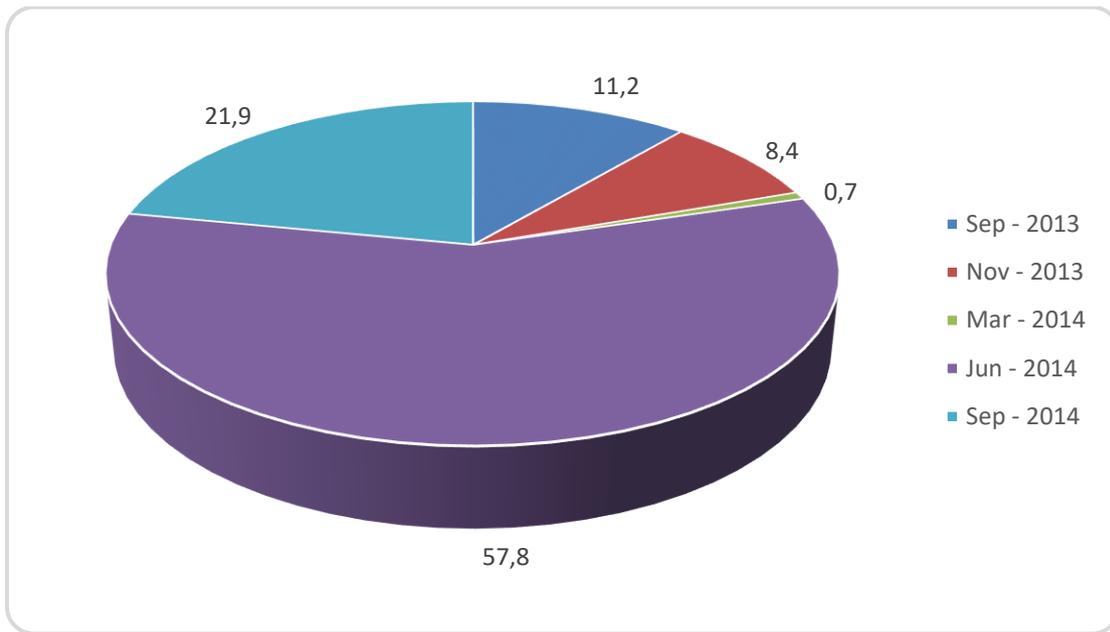


Figura N°34. Emergencia de plántulas por fecha de muestreo en el tratamiento con pastoreo. Valores expresados en porcentaje.

#### *Emergencia de plántulas en condiciones normales y húmedas*

Se evaluó la emergencia de plántulas considerando los años 2013 y 2014 como condiciones normales, y condiciones húmedas (precipitaciones por sobre el promedio anual), respectivamente.

Las plántulas emergidas en el año húmedo fueron 587, mientras que, en el año normal fueron 121, aumentando casi 5 veces la emergencia en el año húmedo respecto del año normal.

En la Tabla 17 se observan las especies que emergieron en año normal y en el año húmedo, considerando ambos tratamientos de pastoreo en forma conjunta.

Tabla N°17. Emergencia de plántulas por especie en el año normal (2013) y el año húmedo (2014).

Especie	Emergencia en el año normal (2013)	Emergencia en el año húmedo (2014)
<b>Bromus catharticus</b>	-	22
<b>Draba australis</b>	-	1
<b>Euphorbia colina</b>	1	-



<b>Gayophytum micranthum</b>	-	2
<b>Gilia sp</b>	27	240
<b>Grindelia chilensis</b>	3	9
<b>Habranthus jamesonii</b>	1	1
<b>Hoffmannseggia sp</b>	3	2
<b>Mulinum spinosum</b>	3	5
<b>Nassauvia glomerulosa</b>	2	2
<b>Pappostipa sp</b>	48	79
<b>Plantago patagonica</b>	-	59
<b>Ranunculacea</b>	29	156
<b>Senecio filaginoides</b>	2	2
<b>Morfoespecie 2</b>	1	-
<b>Morfoespecie 3</b>	1	-
<b>Morfoespecie 4</b>	-	1
<b>Morfoespecie 5</b>	-	1
<b>Morfoespecie 6</b>	-	3
<b>Morfoespecie 7</b>	-	1
<b>Morfoespecie 8</b>	-	1
<b>Total de plántulas</b>	121	587

*Análisis de frecuencia para la emergencia de plántulas en condiciones normales y húmedas*

a) Tratamiento sin pastoreo

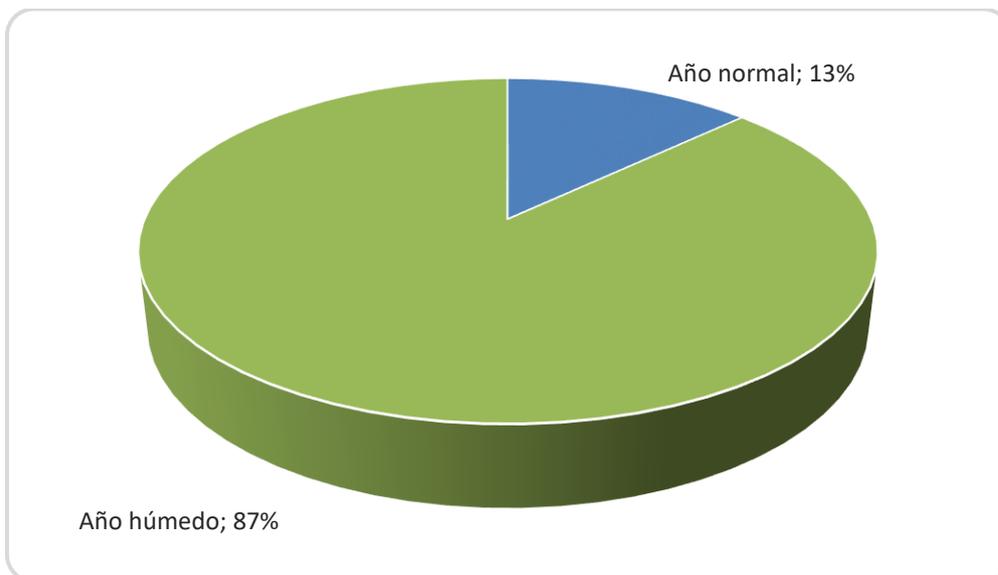
En el tratamiento sin pastoreo el 87% de las plántulas emergió en el año húmedo, y el 13% en el año normal, como se observa en la Tabla 18 y la Figura 35.

b) Tratamiento con pastoreo

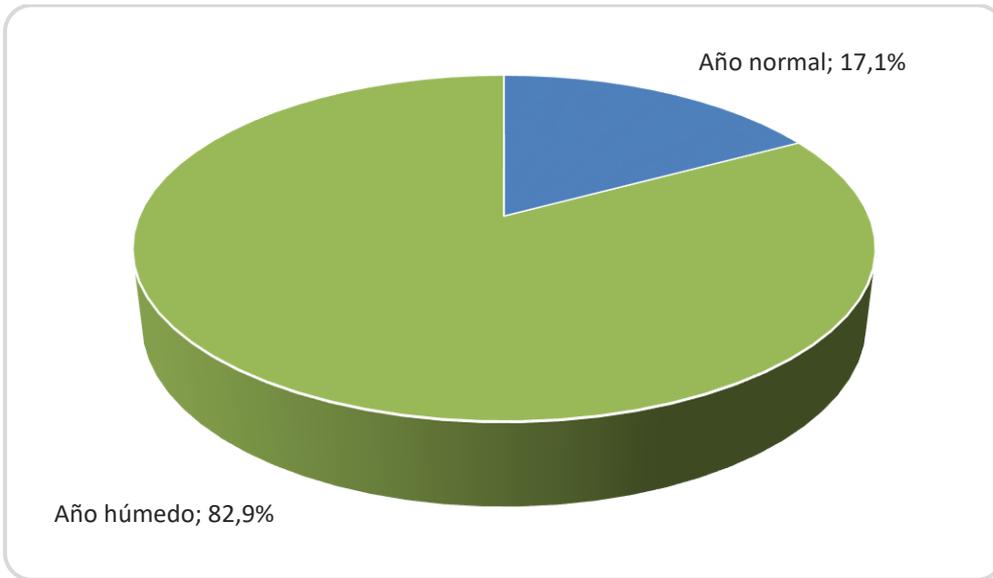
En el tratamiento con pastoreo el 82,9% de las plántulas emergió en el año húmedo, y el 17,1% emergió en el año normal (Tabla 18 y Figura 36).

**Tabla N°18. Emergencia de plántulas según sea un año normal o húmedo en los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo.**

Año	Tratamiento sin pastoreo		Tratamiento con pastoreo	
	Emergencia	Porcentaje	Emergencia	Porcentaje
<b>Normal (2013)</b>	35	13	86	17,1
<b>Húmedo (2014)</b>	235	87	352	82,9



**Figura N°35. Emergencia de plántulas en los años normal (2013) y húmedo (2014) en el tratamiento sin pastoreo.**

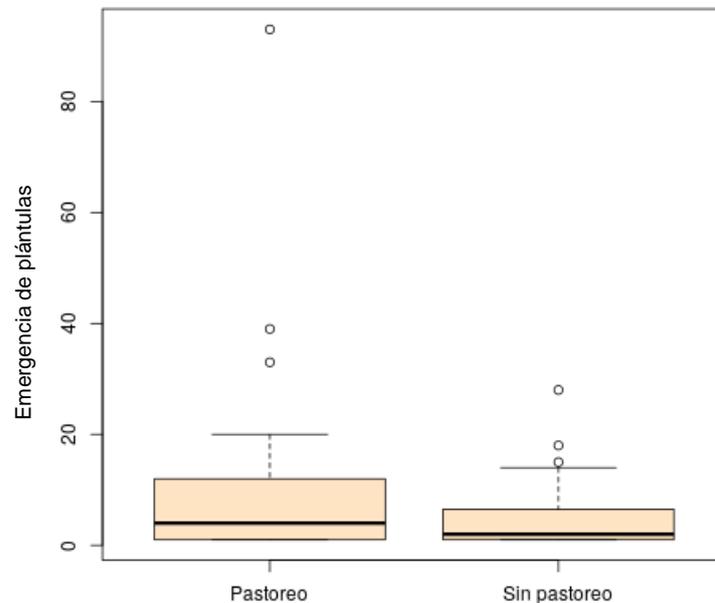


**Figura N°36. Emergencia de plántulas en los años normal (2013) y húmedo (2014) en el tratamiento con pastoreo.**

## MODELADO DE LA EMERGENCIA DE PLÁNTULAS

### *Análisis descriptivo de los datos para evaluar su naturaleza y comportamiento*

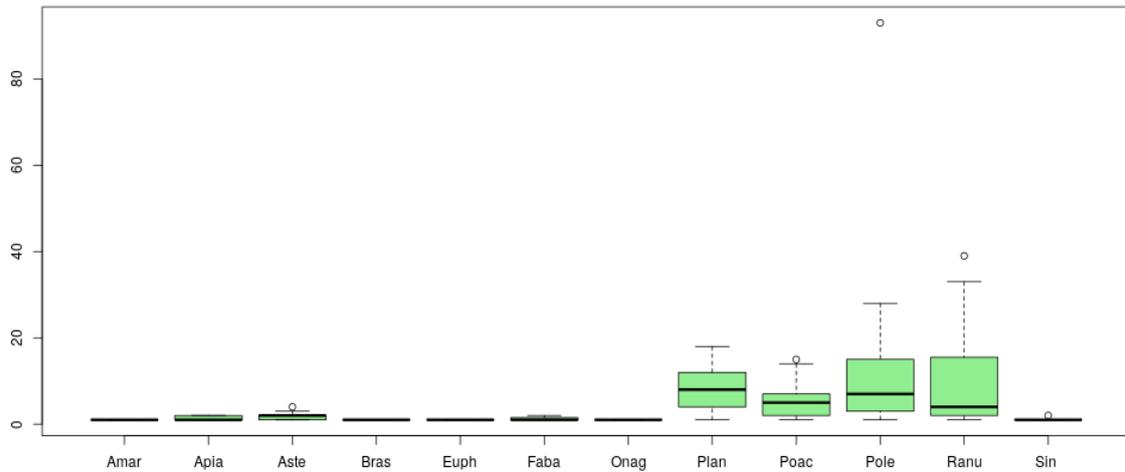
Se analizó la emergencia de plántulas por familia en ambos tratamientos de pastoreo. Se observó un comportamiento homogéneo de los datos en ambos tratamientos de pastoreo, aunque con evidencias de dispersión, tal como se observa en el diagrama de cajas de la Figura 37.



**Figura N°37. Diagrama de cajas de para la emergencia de plántulas según el tratamiento de pastoreo.**

### *Diagrama de cajas por familia sin considerar el tratamiento de pastoreo.*

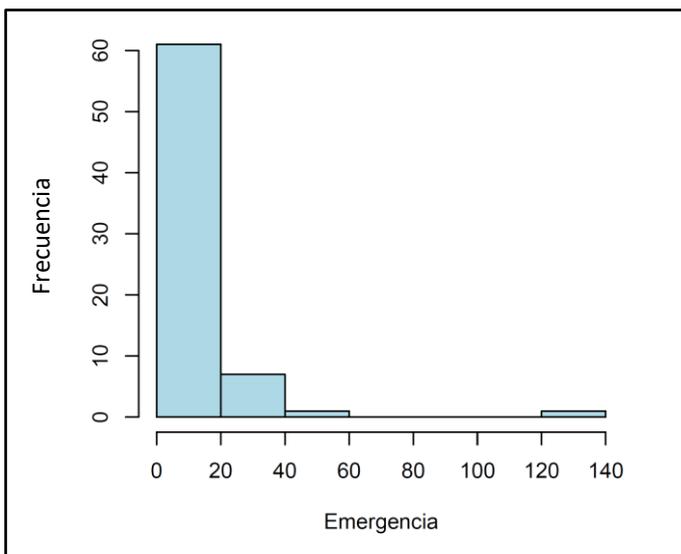
Cuando se agruparon los datos de emergencia de plántulas sin considerar el tratamiento de pastoreo, se observó que cuatro familias botánicas son las que poseen mayor emergencia, respecto de las restantes familias las cuales tienen una baja emergencia de plántulas (Figura 38).



**Figura N°38. Diagrama de cajas de la emergencia del número de plántulas por familia sin considerar el tratamiento de pastoreo.**

*Análisis de frecuencia de la emergencia de plántulas por biotipo*

Mediante el análisis de las frecuencias de las emergencias por biotipo se observó que los datos poseen una gran dispersión. Se analizó en una primera instancia, la emergencia relativa del conjunto de plántulas, consideradas según su biotipo (en escala logarítmica), y sin considerar el tratamiento de pastoreo (Figura 39).



**Figura N°39. Frecuencia de registro para cada valor de emergencia de plántulas (sin considerar el tratamiento de pastoreo).**

### Diagrama de cajas de emergencia de plántulas por biotipo

Se realizó el diagrama de cajas para la emergencia de plántulas (en escala logarítmica) por biotipo, sin considerar el tratamiento de pastoreo. Se observó que las plántulas del biotipo terófito poseen un mayor rango de dispersión respecto de los restantes biotipos presentes (Figura 40).

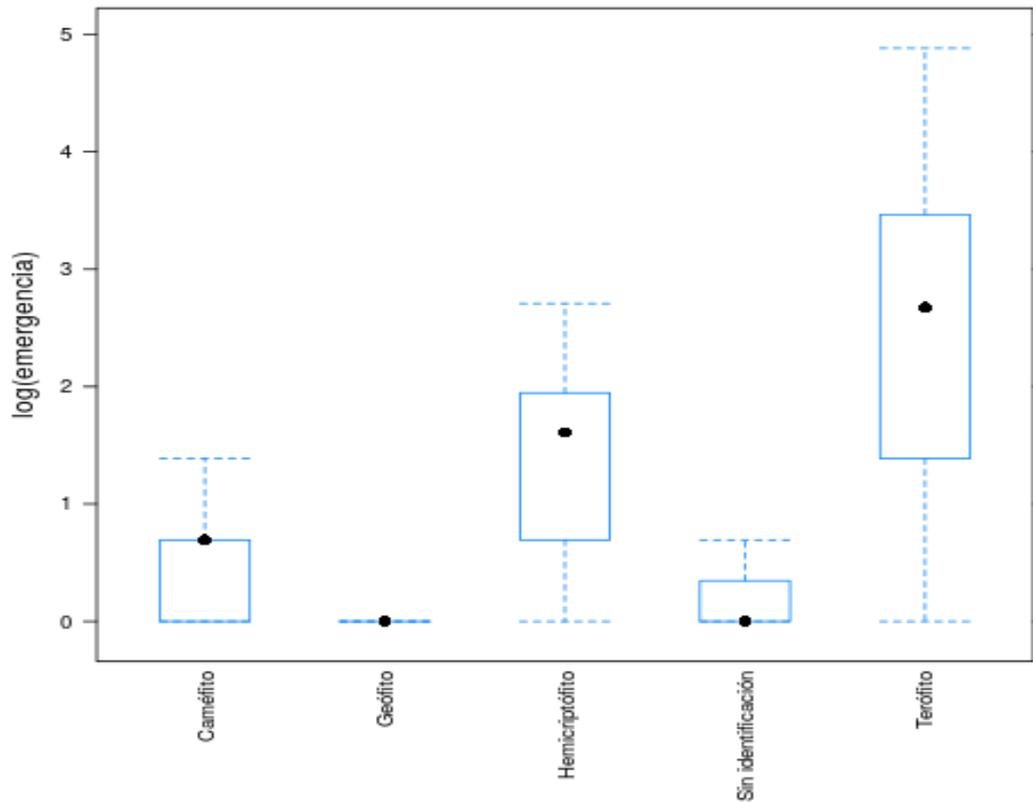


Figura N°40. Diagrama de cajas para la emergencia de plántulas (en escala logarítmica) por biotipo, sin considerar el tratamiento de pastoreo.

### Selección de la distribución del modelo

a) Selección de la distribución del modelo para emergencia de plántulas por familia.

En la Figura 41 se observa el resultado de la comparación entre los modelos Poisson, Quasi-Poisson y Binomial Negativa, respecto de la relación varianza y esperanza de la emergencia de plántulas por familias. El modelo paramétrico que mejor ajustó los datos de emergencia por familia es la distribución Binomial Negativa (NB).

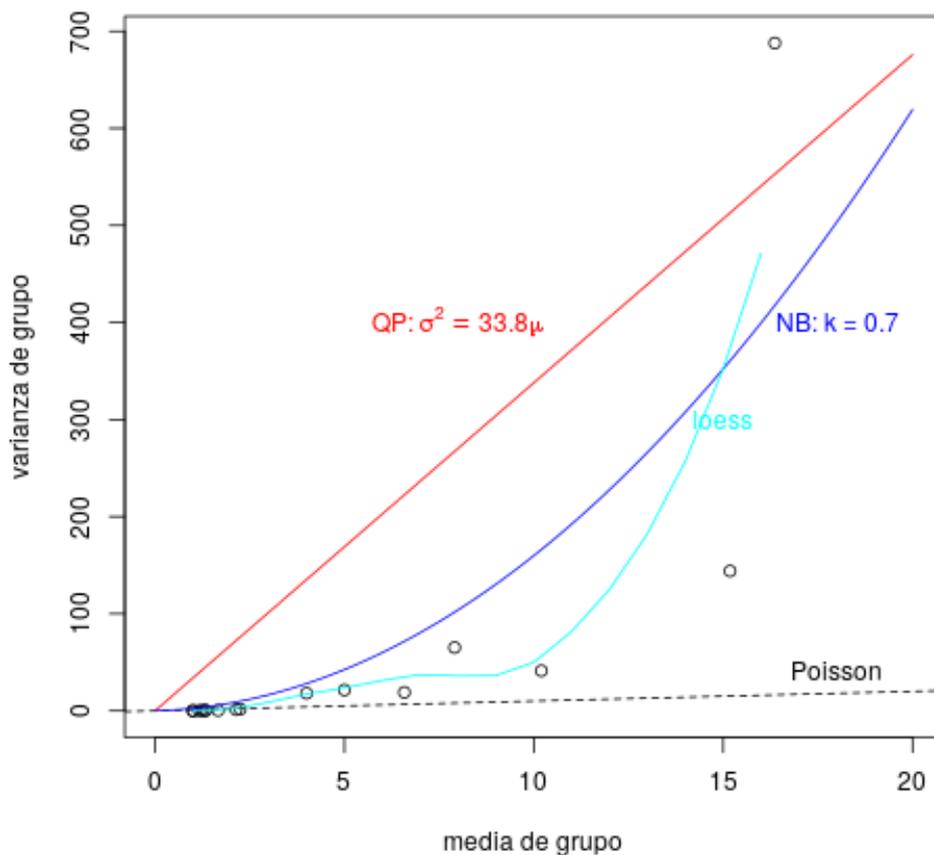


Figura N°41. Grafico entre varianza y esperanza para la emergencia de plántulas por familia. Modelos Poisson, Quasi Poisson (QP), Binomial Negativa (NB) y Regresión Local de Referencia (loess).

b) Selección de la distribución del modelo para emergencia de plántulas por biotipo.

Se observó que el modelo paramétrico que mejor se ajustó a los datos de emergencia por biotipos es la distribución Binomial Negativa (NB). En la Figura 42, se presenta el resultado de la comparación entre los modelos Poisson, Quasi – Poisson y Binomial Negativa, respecto de la relación varianza y esperanza de la emergencia de plántulas por biotipos.

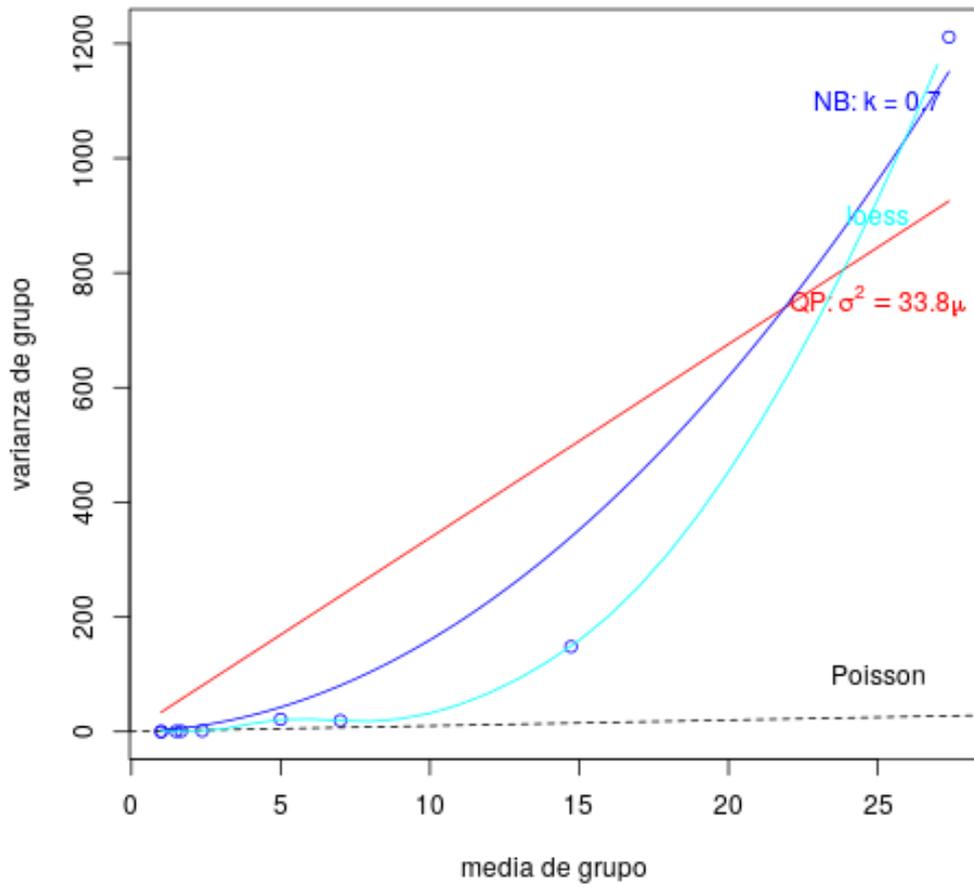


Figura N°42. Grafico entre la varianza y la esperanza para la emergencia de plántulas por biotipo. Modelos Poisson, Quasi Poisson (QP), Binomial Negativa (NB) y Regresión Local de Referencia (loess).

## *Modelado de emergencia de plántulas*

### 1.1. Obtención del Modelo

Tal como se indicó anteriormente el modelo que mejor ajustó los datos fue el Modelo Binomial Negativo, que surge como una mezcla de distribuciones gamma y Poisson. Una de las parametrizaciones de su función de probabilidad (o cuantía) es:

$$f(y; \mu, \theta) = \frac{\Gamma(y + \theta)}{\Gamma(\theta) \cdot y!} \cdot \frac{\mu^y \cdot \theta^\theta}{(\mu + \theta)^{y + \theta}}$$

Con media  $\mu$  y parámetro de forma  $\theta$ ;  $\Gamma(\cdot)$  es la función gama. En este caso también  $f = 1$  pero con la función de varianza:

$$V(\mu) = \mu + \mu^2 / \theta$$

En esta investigación se consideró el modelado de las emergencias de plántulas de acuerdo a la especie, las familias y a los biotipos de Raunkiær. La obtención del modelo se realizó teniendo en cuenta primero la construcción de los efectos aleatorios y luego los efectos fijos. En esa construcción el efecto de parche dentro de la transecta no fue significativo por lo que se consideró solamente el efecto transecta. Algunos autores establecen que cuando se tiene tan sólo dos niveles en los efectos aleatorios pueden considerarse directamente como un efecto fijo, no obstante, en este ajuste se tomó como efecto aleatorio. El modelo definitivo que mejor ajustó a los datos fue un modelo mixto lineal con dos tratamientos que puede ser escrito como se indica a continuación:

### 1.2. Modelo de emergencia de plántulas por especie

Es importante considerar que el análisis de emergencias por especie fue modelado, pero dado que no hubo convergencia en la modelación, se incluyen los resultados del modelado por familia botánica y por biotipo.

### 1.3. Modelo de emergencia de plántulas por familia.

Para la emergencia de plántulas por familia el modelo que mejor ajustó los datos fue el siguiente:

$$y_{ijkl} | b_{0ikl} \sim BN \left( \mu_{ijkl}, \mu_{ijkl} + \frac{\mu_{ijkl}^2}{\theta} \right)$$

El predictor lineal para el modelo con dos tratamientos.

$$\eta_{ijkl} = \text{pastoreo} \times \text{familias}_i + \text{mes} - \text{año}_j + \text{error}(\text{transecta} \times \text{parche})_{kl}$$

En este caso la función de enlace es el

$$g(\mu_{ijkl}) = \log \mu_{ijkl}$$

El efecto aleatorio debido a la transecta:

$$\text{error}(\text{transecta} \times \text{parche})_{kl} \sim N(0, \sigma_{0kl}^2)$$

En este caso la interacción pastoreo x familia es una construcción desde la base de datos para poder modelar la interacción que resulta estadísticamente significativa. Si bien los parches se encuentran “anidados” en la transecta el modelo mostró un efecto importante como interacción de efectos aleatorios y no como anidamiento.

El resumen de la salida del modelo se expresa en las Tablas 19 y 20:

**Tabla N°1. Valores de AIC y BIC del modelo de emergencia de plántulas por familia.**

AIC*	BIC**	LogLik	Deviance	Dif de residuos
563	632	-255	511	82

\*AIC: Criterio de información de Akaike (siglas en inglés).

\*\* BIC: Criterio de información Bayesiano (siglas en inglés).

**Tabla N°20. Resumen de salida del modelo de emergencia de plántulas por familia.**

Variable	Estimador	Error Estándar	Valor z	Pr (> z )
<b>Intercepto</b>	-1,336	0,865	-1,55	0,122



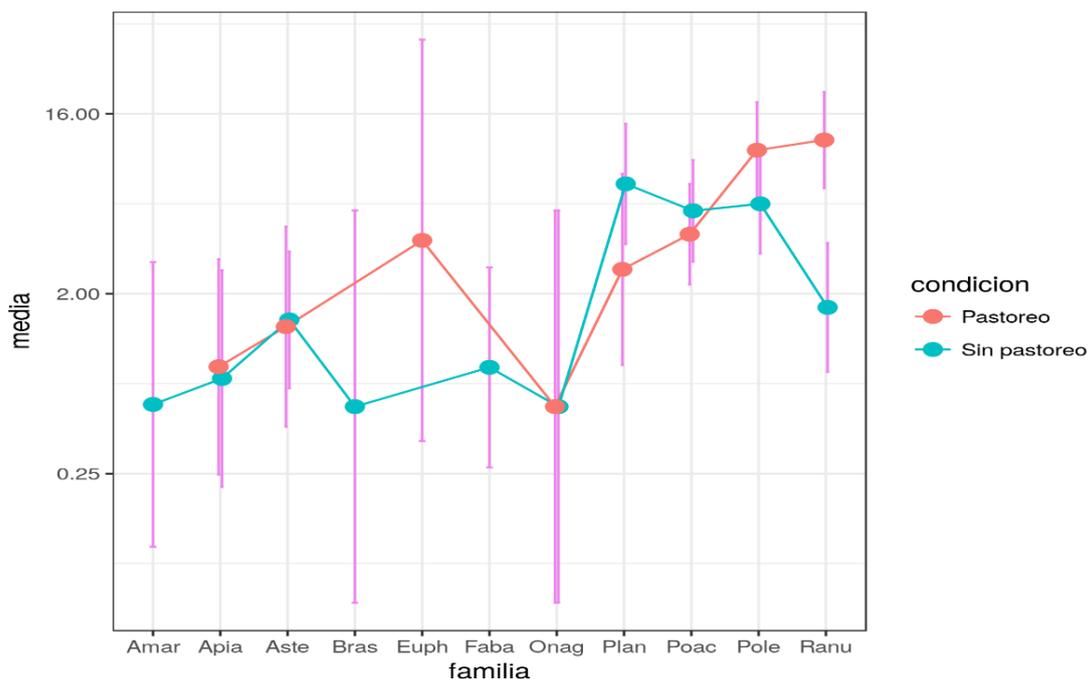
<b>Junio 2014</b>	1,269	0,241	5,26	1,5 e-7	***
<b>Septiembre 2014</b>	0,775	0,251	3,08	0,002	**
<b>Noviembre 2013</b>	0,724	0,302	2,4	0,016	*
<b>Marzo 2014</b>	-0,187	0,472	-0,4	0,691	
<b>Sin pastoreo Poacea</b>	2,238	0,814	2,75	0,005	**
<b>Sin pastoreo Polemoniacea</b>	2,319	0,82	2,83	0,004	**
<b>Sin pastoreo Plantaginacea</b>	2,549	0,846	3,01	0,002	**
<b>Sin pastoreo Apiacea</b>	0,3	0,978	0,31	0,759	
<b>Sin pastoreo Asteracea</b>	0,977	0,853	1,15	0,252	
<b>Sin pastoreo Brassicacea</b>	-0,025	1,36	-0,02	0,985	
<b>Sin pastoreo Fabacea</b>	0,429	0,946	0,45	0,65	
<b>Sin pastoreo Onagracea</b>	-0,025	1,36	-0,02	0,985	
<b>Sin pastoreo Ranunculacea</b>	1,122	0,851	1,32	0,187	
<b>Con pastoreo Ranunculacea</b>	3,056	0,819	3,73	0,0001	***
<b>Con pastoreo Polemoniacea</b>	2,939	0,813	3,61	0,0003	***
<b>Con pastoreo Poacea</b>	1,967	0,813	2,42	0,015	*
<b>Con pastoreo Plantaginacea</b>	1,561	0,933	1,67	0,094	+
<b>Con pastoreo Apiacea</b>	0,435	0,971	0,45	0,653	
<b>Con pastoreo Asteracea</b>	0,899	0,95	0,95	0,343	
<b>Con pastoreo Euphorbiacea</b>	1,896	1,415	1,34	0,18	
<b>Con pastoreo Onagracea</b>	-0,025	1,36	-0,02	0,985	

Códigos de significación: 0 = \*\*\*    0,001= \*\*    0,01 = \*    0,05 = +

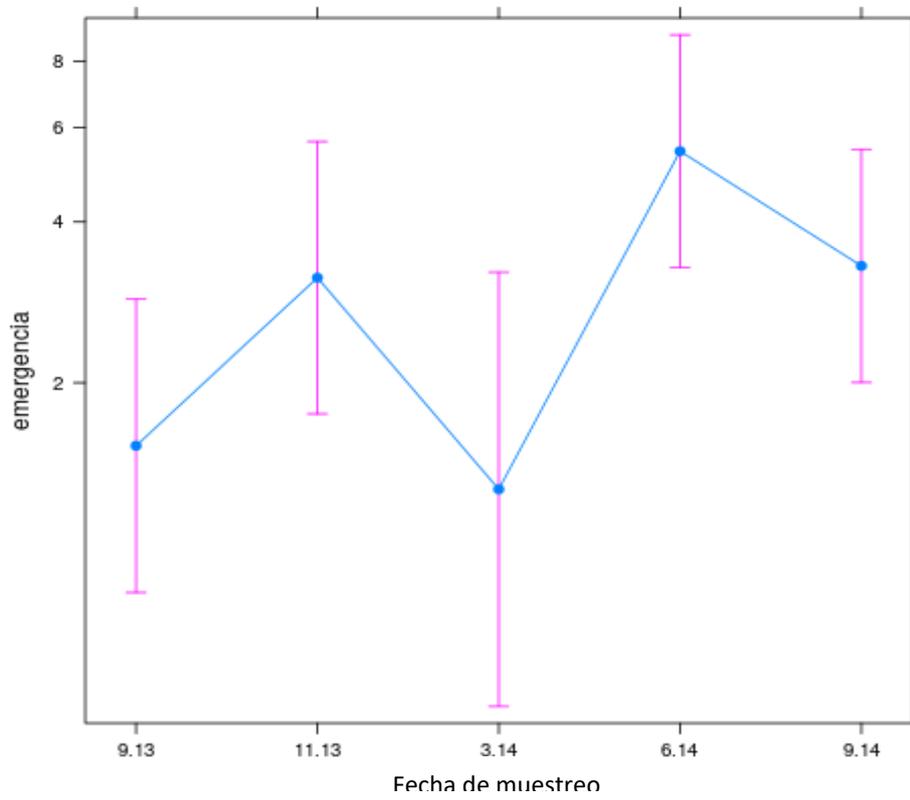
En la Tabla 20 se observa que existen diferencias muy significativas en la emergencia de las familias Ranunculáceae y Polemoniaceae en el tratamiento con pastoreo, y diferencias significativas en las emergencias de plántulas de las familias Polemoniaceae, Poaceae y Plantaginaceae en el tratamiento sin pastoreo, como también se observa en la Figura 43.

En el tratamiento sin pastoreo, la familia Ranunculaceae registró una emergencia mucho menor respecto del tratamiento con pastoreo y esta diferencia es estadísticamente muy significativa. En la condición con pastoreo la familia Ranunculáceae tuvo mayor emergencia que en la condición sin pastoreo, con una elevada emergencia y una baja dispersión. La emergencia de la familia Polemoniaceae no tuvo diferencia respecto de la emergencia de la familia Ranunculaceae. Para la misma condición de pastoreo las diferencias con las familias Poaceae, Onagraceae, Asteraceae y Apiaceaea es estadísticamente significativa (Figura 43).

Con respecto al momento de la emergencia de plántulas por familia, se observó que tanto junio como septiembre de 2014 resultaron los meses de mayor emergencia, y existieron diferencias estadísticas significativas para las emergencias de junio de 2014, septiembre de 2014 y noviembre de 2013. Esto se observa también en la Figura 44.



**Figura N°43. Media de intervalos de confianza para el modelo de emergencia de plántulas por familia y tratamiento de pastoreo.**



**FiguraN°44. Media de intervalos de confianza para el modelo ajustado de la emergencia de plántulas por familia según la fecha de muestreo.**

#### 1.4. Modelo de emergencia de plántulas según biotipo.

En el caso de la emergencia de plántulas por biotipos el modelo definitivo que mejor ajustó a los datos fue un modelo binomial negativo con dos tratamientos (considerados como tratamientos el biotipo y la fecha de muestreo –mes y año-) que se describe como se muestra a continuación:

$$y_{ijk}|b_{0ik} \sim BN(\mu_{ijk}, \mu_{ijk} + \frac{\mu_{ijk}^2}{\theta})$$

El predictor lineal para el modelo con dos tratamientos.

$$\eta_{ijk} = \text{biotipo}_i + \text{mes} - \text{año}_j + \text{error}(\text{transecta} \times \text{parche})_k$$

En este caso la función de enlace es el

$$g(\mu_{ijk}) = \log \mu_{ijk}$$

El efecto aleatorio debido a la transecta:

$$\text{error}(\text{transecta})_k \sim N(0, \sigma_{0k}^2)$$

Los resultados del modelo se expresan en las Tablas 21 y 22:

**Tabla N°21. Valores de AIC y BIC del modelo de emergencia de plántulas por biotipo.**

AIC*	BIC**	LogLik	Deviance	Dif de residuos
412	436	-195	390	59

\*AIC: Criterio de información de Akaike (siglas en inglés).

\*\* BIC: Criterio de información Bayesiano (siglas en inglés).

**Tabla N°22. Resumen de salida del modelo de emergencia de plántulas por biotipo.**

	Estimador	Error Estándar	Valor z	Pr (> z )	
<b>Intercepto</b>	-0,033	0,379	-0,09	0,93	
<b>Junio 2014</b>	1,349	0,301	4,47	7,8 e-6	***

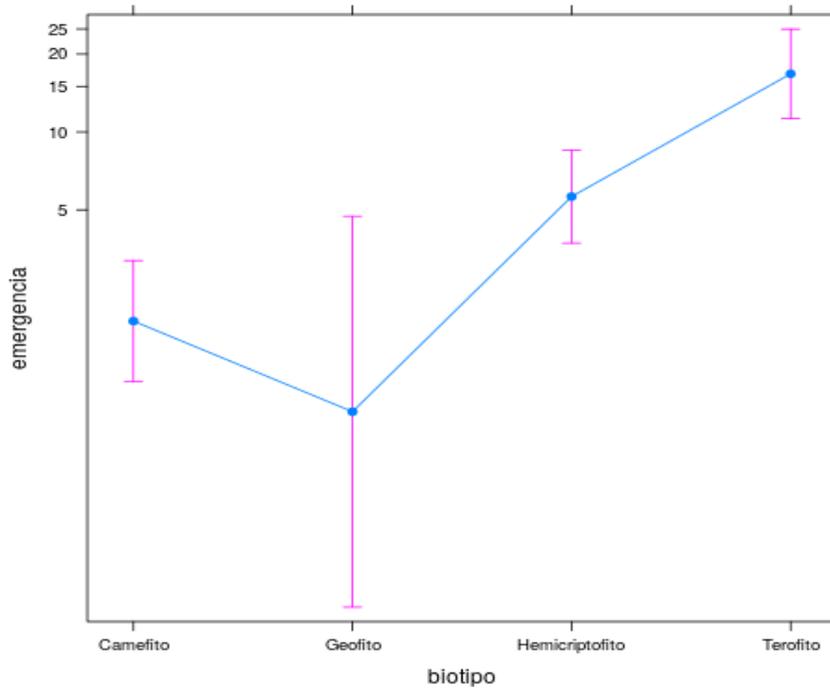
<b>Septiembre 2014</b>	0,849	0,307	2,77	0,005	**
<b>Noviembre 2013</b>	0,675	0,363	1,86	0,063	+
<b>Marzo 2014</b>	-0,089	0,551	-0,16	0,87	
<b>Terófito</b>	2,115	0,307	6,88	5,8 e-12	***
<b>Hemicriptófito</b>	1,036	0,31	3,34	0,0008	***
<b>Geófito</b>	-0,884	0,893	-0,99	0,321	

Códigos de significación: 0 = \*\*\*    0,001= \*\*    0,01 = \*    0,05 = +

En la tabla 22 se puede observar que no existen diferencias estadísticas entre la emergencia de plántulas de especies caméfitas (base de comparación) y especies geófitas, pero si existen diferencias entre caméfitos y hemicriptófitos y terófitos. Respecto del momento de la emergencia se observan diferencias entre noviembre de 2013 respecto de septiembre 2013, y se observan diferencias entre junio y septiembre de 2014 respecto de septiembre de 2013. No se observó diferencia para las emergencias en marzo de 2014 respecto de la base considerada.

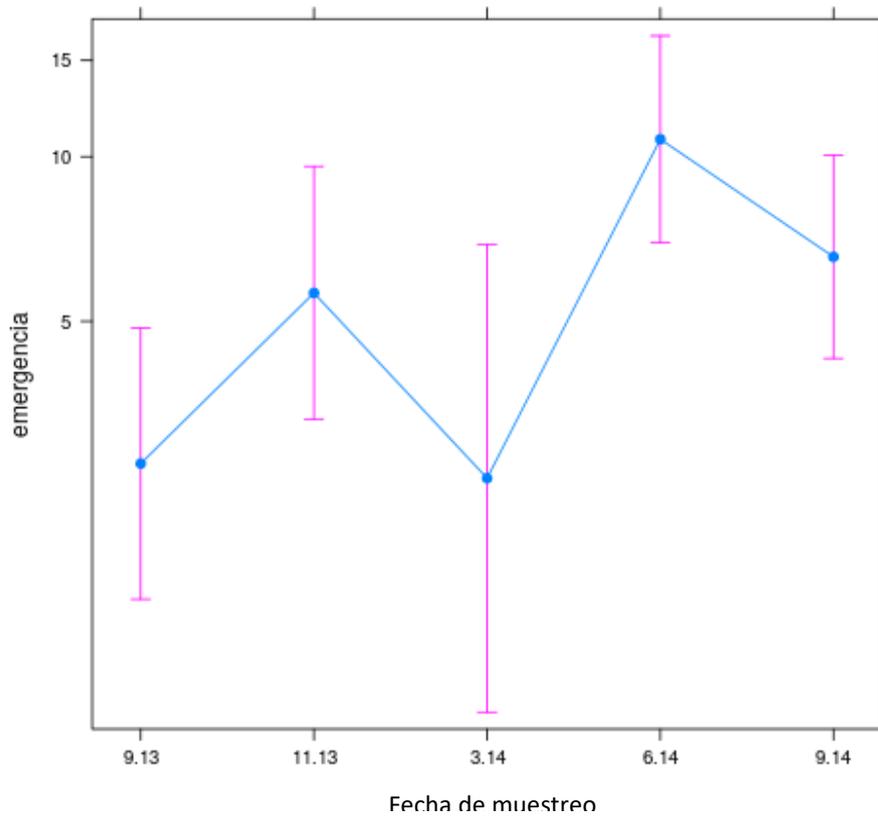
Se evaluaron también los efectos aleatorios, es decir, el efecto de la transecta y del parche, siendo en este caso que no existió efecto de parche, y el efecto de la transecta fue relativamente bajo.

Las comparaciones de la emergencia de plántulas por biotipo se presentan en el gráfico a continuación, con los valores de emergencia transformados a escala logarítmica, dado que la distribución binomial negativa tiene un enlace logarítmico (Figura 45). Se observa que el biotipo terófito se diferencia estadísticamente de los demás biotipos en forma significativa.



**Figura N°45. Media de intervalos de confianza para la emergencia de plántulas por biotipo, expresada en escala logarítmica.**

Respecto de la época del año, la mayor emergencia de plántulas por biotipo se observó en junio de 2014, que es estadísticamente diferente de la emergencia de septiembre del mismo año ( $P$ -valor = 0,04295) y de todas las demás épocas estudiadas (Figura 46).



**Figura N°46. Media de intervalos de confianza para la emergencia de plántulas según biotipo por fecha de muestreo, expresada en escala logarítmica.**

Para comparar las épocas del año con el mes de mayor emergencia (junio de 2014) se corrió nuevamente el modelo con el mes y año como categoría base, en donde se observaron diferencias estadísticas significativas respecto de todas las fechas de muestreo. Los resultados del modelo se expresan en las Tablas 23 y 24:

**Tabla N°23. Valores de AIC y BIC del modelo de emergencia de plántulas por biotipo.**

AIC*	BIC**	LogLik	Deviance	Dif de residuos
410	433	-195	390	60

\*AIC: Criterio de información de Akaike (siglas en inglés).

\*\* BIC: Criterio de información Bayesiano (siglas en inglés).

Tabla N°24. Resumen de salida del modelo de emergencia de plántulas por biotipo.

	<b>Estimador</b>	<b>Error Estándar</b>	<b>Valor z</b>	<b>Pr (&gt; z )</b>	
<b>Intercepto</b>	1,233	0,319	3,87	0,0001	***
<b>Septiembre 2013</b>	-1,366	0,301	-4,53	5,8 e - 6	***
<b>Marzo 2014</b>	-1,427	0,511	-2,79	0,005	**
<b>Noviembre 2013</b>	-0,647	0,304	-2,13	0,033	*
<b>Septiembre 2014</b>	-0,495	0,245	-2,02	0,042	*
<b>Terófito</b>	2,2	0,285	7,72	1,2 e - 14	***
<b>Hemicriptófito</b>	1,108	0,295	3,75	0,0001	***
<b>Geófito</b>	-0,806	0,888	-0,91	0,364	

Códigos de significación: 0 = \*\*\*    0,001= \*\*    0,01 = \*

A partir de este análisis de los resultados resulta concluyente la caracterización del año 2013 como un año normal y 2014 como año húmedo, dado las diferencias significativas observadas.

# DISCUSIÓN

Los resultados de esta tesis muestran que la cobertura vegetal promedio para Aguada Guzmán (Río Negro), resultó mayor (50,6%) en el sitio sin pastoreo, que en el sitio con pastoreo ovino (43,3%), a lo largo del estudio. En este sentido, los valores mencionados se encuentran dentro del rango de referencia citado por Siffredi *et al.* (2005) para el área de Sierra Colorada (Río Negro), ubicada al SE del área de estudio, quienes registraron coberturas vegetales entre 30% y 40% en sectores abiertos al pastoreo. Así también, en relación a los rangos de cobertura vegetal para el ecotono Monte – Estepa, disponible hasta el momento, se puede citar el rango entre 30% y 50% obtenido por León *et al.* (1998), que resulta a nivel general para la fisonomía de la vegetación en campos con presencia de ganado doméstico.

En pastizales áridos y semiáridos que han evolucionado en ausencia de pastoreo intenso, como los de la Patagonia, se espera que la riqueza específica disminuya en forma lineal con los aumentos en la intensidad de pastoreo (Peter *et al.*, 2012). Así en el norte de la Patagonia, se ha observado que la actividad ganadera ha reducido la cobertura vegetal (Peter *et al.*, 2012), en tanto para la estepa patagónica, es conocido el efecto que el pastoreo ha producido sobre la cobertura vegetal, aumentando la aparición de áreas de suelo desnudo y disminuyendo la cobertura vegetal (Ares *et al.*, 1990).

Otro aspecto de relevancia es la composición florística del sitio de estudio, la cuál hemos dividido en especies arbustivas y subarbustivas, y especies herbáceas. En relación a las primeras, dominan en cobertura las especies *Nassauvia glomerulosa*, y *Mulinum spinosum*, ésta última especie también es citada como dominante por Siffredi *et al.* (2005) para el área de Sierra Colorada.

Con relación a las especies herbáceas, se observó una baja riqueza y cobertura de gramíneas en ambos tratamientos de pastoreo (Tabla 3; Figuras 7 y 9). El 14,4% correspondió a especies del género *Pappostipa* en el sitio sin pastoreo, y 10,2% de la cobertura correspondió a especies de los géneros *Pappostipa* y *Bromus* en el sitio con pastoreo. En cuanto a la cobertura de especies anuales, en el sitio sin pastoreo fue 0,7% y 1,4% en el sitio con pastoreo.

Los resultados del presente estudio sobre la composición florística y la cobertura vegetal son similares a lo observado para el Monte Austral y otros sistemas de la Patagonia extraandina,

en los cuales se indica una menor cobertura de pastos perennes en sectores pastoreados respecto de sectores sin pastoreo (Bisigato y Bertiller, 1997; Bertiller, 1998; Bertiller y Bisigato, 1998; Bertiller *et al.*, 2002; Bisigato y Bertiller, 2004; Bertiller *et al.*, 2009). De igual manera, Kröpfl *et al.* (2007) observaron en el Monte oriental rionegrino una reducción de la biomasa verde del estrato herbáceo debido al pastoreo.

Se ha estudiado en la estepa patagónica que áreas con exclusión al pastoreo tuvieron una mayor cobertura, riqueza y diversidad de especies que en los sitios pastoreados (Cesa y Paruelo, 2011). Estos autores observaron también, una reducción en las especies preferidas por el ganado ovino (entre ellas *Mulinum spinosum*) en los sitios pastoreados, lo que lleva a una disminución en la calidad forrajera de la estepa. Si bien los autores no evalúan la recuperación de la especie, destacan que tales reducciones pueden derivar en la extinción local de la especie.

En el presente estudio, la diversidad ( $H'$ ) de las comunidades vegetales fue similar en ambos tratamientos de pastoreo. Esto puede deberse a que la exclusión al ganado doméstico se realizó por un período de tiempo acotado (desde junio de 2013 a septiembre de 2014).

El análisis de las precipitaciones indicó un promedio anual de 167,5 ( $\pm 36,85$  mm) para la zona de Aguada Guzmán, considerando el periodo 1999-2010. Este valor concuerda con lo estudiado por Muñoz (1985) quién indicó que el área de estudio se ubica dentro de una región que recibe menos de 150 mm anuales de precipitación. Teniendo en consideración el valor promedio de precipitaciones de 167 mm, se clasificó al año 2012 (año previo al inicio de la presente investigación) como un año seco ya que el monto anual es un 32,8% menor que el promedio. El año 2013 se consideró un año normal, con lluvias dentro del valor promedio, y el 2014 como un año húmedo ya que llovió un 96% más que el promedio anual (Figura 10).

Una tendencia destacable es que durante los años 2012 y 2013 la mayor parte de las precipitaciones ocurrieron durante la época estival, a diferencia del año 2014, en donde 11,9% de las lluvias fueron en verano y 83,9% durante el periodo otoño-invierno (Figuras 11 y 12).

El análisis de las precipitaciones en el año húmedo mostró un patrón diferente al registrado por Bustos y Rochi (2008). Estos autores indicaron que las precipitaciones en el sitio de estudio se distribuyeron homogéneamente a lo largo del año, mientras que en este estudio, las mismas se concentraron en otoño e invierno durante el año húmedo. Una de las características más importantes de las regiones semiáridas es que las precipitaciones son bajas y altamente variables (Noy-Meir, 1973). A diferencia de otros factores ambientales, que

pueden tener un comportamiento más o menos predecible, como por ejemplo la temperatura, la precipitación en ambientes áridos y semiáridos ocurre en eventos o pulsos (Noy-Meir, 1973), y son estos pulsos de lluvia los que, a su vez, determinan la prevalencia de los ciclos aperiódicos húmedos y secos en el suelo (Sala *et al.*, 1992).

Una consecuencia de la distribución temporal de las lluvias en eventos de invierno o verano, es que las precipitaciones de invierno pueden recargar el perfil de suelo. A medida que avanza la estación cálida un mismo evento de lluvias pierde potencial para recargar el perfil de suelo, ya que aumenta la evapotranspiración, y las tormentas solo incrementan la humedad del suelo en las capas superficiales durante un corto tiempo (Kemp *et al.*, 1997). En este sentido, hay evidencia de que las lluvias de invierno pueden ser más importante que las lluvias de verano para las respuestas de algunas plantas y para la estructura de la comunidad vegetal (Reynolds *et al.*, 1999), principalmente en el caso de las regiones áridas con precipitaciones con distribución biestacional (Ogle y Reynolds, 2004).

Se ha estudiado que en algunos sectores de la Estepa patagónica la mayoría de las precipitaciones se producen durante el otoño y el invierno. Por ejemplo, Coronato y Bertiller (1996) y Defoseé *et al.* (1997) indicaron una máxima pluviométrica en mayo - junio en sectores de Estepa. En tanto en regiones del Monte patagónico, se ha observado una biestacionalidad, con picos de lluvia en verano (febrero – marzo) e invierno (junio – julio) (Villagra *et al.*, 2008).

Respecto de la temperatura ambiente, se registraron valores similares en los años 2013 y 2014. La temperatura mínima promedio fue 5,6° y 5,7°C en 2013 y 2014 respectivamente, en tanto la temperatura media fue 12,7° y 12,2°C, y la temperatura máxima media fue 19,9° y 19,3°C, en los años estudiados.

En tanto si se consideran las temperaturas mensuales, se observa que el mes de abril fue más cálido en el año normal respecto del año húmedo. La máxima promedio de este mes en 2013 (20,9°C) fue mayor que la máxima promedio del mismo mes del año siguiente (15,5°C). En tanto la temperatura mínima promedio fue de 7°C para abril de 2013, respecto de los 4,3°C de abril de 2014 (Figura 13).

El hecho de que, durante el mes de abril de 2014, momento en el que se produjeron lluvias extraordinarias, la temperatura haya sido menor respecto del mismo mes del año 2013, con lluvias promedio, pudo favorecer la recarga de agua del perfil del suelo. En este sentido, se ha establecido que cuando se producen eventos de lluvia agrupados y coinciden con temperaturas bajas, el agua puede infiltrar hasta capas profundas del suelo (Schwinning y



Ehleringer, 2001). De esta manera, los patrones de precipitación pueden influenciar la diversidad de especies a través de los efectos en la germinación y el establecimiento de plántulas (Lundholm y Larson, 2004).

Por ejemplo, en un ensayo a campo, Bertiller *et al.* (1996) encontraron que las precipitaciones ayudaron a mantener altos valores de potencial hídrico del suelo durante otoño, invierno y principios de primavera. Así, la densidad de plántulas del pasto perenne *Festuca pallescens* (St. Yves) Parodi, fue alta a principios y mediados de primavera, decreciendo hacia primavera tardía hasta su desaparición en verano, coincidentemente con los valores mínimos de potencial hídrico del suelo. Estos autores concluyeron que “años favorables con precipitaciones mayores a la media pueden promover el re establecimiento de *F. pallescens*” tal como se observó, para otras especies vegetales, en el presente estudio.

A su vez, en otro estudio a campo sobre el pasto *F. pallescens*, Defosseé *et al.* (1997) indicaron que la emergencia de plántulas de esta especie se correlacionó significativamente con el contenido de humedad del suelo en los primeros 5 cm de profundidad durante todo el periodo de estudio.

En cuanto al contenido hídrico del suelo se destaca que el mismo varió a lo largo del periodo de estudio, tanto en el suelo superficial como en el profundo y en ambos tratamientos de pastoreo.

Los contenidos máximos y mínimos de agua ocurrieron en el suelo superficial para los dos tratamientos de pastoreo estudiados. Los máximos contenidos hídricos se produjeron en los meses de junio y septiembre de 2014, y los mínimos valores de agua en el suelo ocurrieron en los meses de noviembre de 2013 y marzo de 2014, éstos últimos coincidentes con el periodo estival de mayor temperatura ambiente (Figuras 14 y 15).

Esta situación concuerda con lo observado en otros ecosistemas áridos de la Patagonia, en donde los perfiles de suelo superiores poseen las mayores variaciones estacionales en contenido de humedad, mientras que esta variación disminuye a medida que se aumenta la profundidad en el perfil del suelo (Defossé *et al.*, 1997).

Cuando se comparó el contenido de agua para el mes junio entre los años 2013 y 2014, se observó que la humedad del suelo fue mayor en 2014, tanto en suelo superficial y profundo, y para ambos tratamientos de pastoreo.

El mayor contenido hídrico en el suelo durante el periodo otoño-primavera de 2014, respecto de 2013, puede relacionarse con las altas precipitaciones y con la disminución de la temperatura máxima promedio durante el periodo abril-junio del año húmedo. Así mismo, el balance hídrico fue positivo con un exceso de agua en suelo para los meses de abril, mayo y julio de 2014.

En ecosistemas áridos y semiáridos a nivel global, existe una buena correlación entre el monto de las lluvias y la infiltración en el suelo (Weltzing *et al.*, 2003). Cuando se producen eventos de lluvia grandes, el agua infiltra a mayor profundidad, pero ésta infiltración y el almacenaje dependen de la estación en la que se produzca el evento. En verano la evaporación y la transpiración remueven casi toda el agua de las capas superficiales del suelo de los días de lluvia. En cambio, en invierno la evaporación y la transpiración están limitadas, por lo que el agua puede acumularse e infiltrar (Weltzing *et al.*, 2003). De esta manera, durante los días que siguen a un pulso de lluvia, el estado de humedad del suelo es un factor clave en la reproducción de las plantas (Moran *et al.*, 2010).

Esta importancia de la humedad del suelo se ha reportado para ecosistemas áridos del desierto de Chihuahua (Estados Unidos) en donde la riqueza de especies y el crecimiento de plantas responden más fuertemente a la humedad del suelo que a la precipitación (Reynolds *et al.*, 2004); y para ecosistemas áridos de Australia, en donde las respuestas biológicas están influenciadas más por la humedad del suelo que por la precipitación total (Nano y Pavey, 2013).

De esta manera, se destaca la importancia de comprender los factores climáticos que impulsan la variación temporal en las poblaciones de plantas como herramienta fundamental para pronosticar su persistencia en regímenes climáticos naturales y alterados antropogénicamente (Levine *et al.*, 2008).

Respecto de la emergencia de plántulas, comparativamente, se registraron mayor cantidad de plántulas en el tratamiento con pastoreo ovino (438 individuos que correspondieron a 12 especies), respecto del tratamiento sin pastoreo (270 plántulas correspondientes a 18 especies).

Cuando se analizó por especie, en el tratamiento sin pastoreo dominaron las plántulas de *Gilia sp.* (32,2%), *Pappostipa sp.* (26,3%) y *Plantago patagónica* (18,9% de las emergencias). En tanto en el tratamiento con pastoreo, las especies con mayor emergencia fueron *Gilia sp.* (41,2%) y Ranunculacea (38,2%). Así, se observó que las plántulas de *Gilia sp.* fueron las de

mayor emergencia a lo largo del estudio en ambos tratamientos de pastoreo, con una abundancia total de 267 plántulas que correspondió al 37,7% del total de plántulas emergidas en el sitio.

En Aguada Guzmán, la ocurrencia de un año con precipitaciones extraordinarias en la época fría dio como resultado un incremento en la emergencia de plántulas de especies anuales. Las mayores emergencias correspondieron a las especies de hierbas anuales *Gilia sp.*, Ranunculacea, y *Plantago patagónica*, y a pastos perennes del género *Pappostipa*.

Al respecto, Levine *et al.* (2008) estudiaron la germinación de *Gilia tenuiflora* en ecosistemas áridos de California (Estados Unidos) e indicaron que, si bien no hubo una correlación significativa entre la precipitación anual total y la densidad de *G. tenuiflora*, la densidad de plantas de esta especie fue baja en años de sequía, y muy variable en los años sin sequía. En contraste, en los años sin sequía, el 58% de la variación en la densidad de *G. tenuiflora* se explicó por el promedio de las bajas temperaturas nocturnas después de las primeras lluvias importantes. Así, las respuestas diferenciales de *Gilia sp.* a la variación ambiental en Aguada Guzmán, podrían tener un mecanismo similar a lo registrado para *G. tenuiflora* en otro ecosistema árido.

Respecto de las plantas anuales, es reconocido a nivel global que éstas son particularmente exitosas en ambientes áridos y semiáridos, entre otras características, por su capacidad de tomar rápida ventaja de los eventos de lluvia (Gutterman, 2002).

Además, se ha estudiado que en ambientes áridos las semillas de las plantas anuales conforman una gran proporción de la densidad total de semillas del banco de semillas del suelo (Marone y Horno, 1997; Bertiller, 1998; Marone *et al.*, 2000; Gutiérrez y Meserve, 2003; Figueroa *et al.*, 2004). Si bien en el presente estudio no se incluyó dentro de los objetivos el estudio del banco de semillas, esta situación explicaría la alta abundancia de plántulas de especies anuales en Aguada Guzmán.

También es bien conocido que la precipitación es el principal factor de control de germinación en las especies anuales, en muchos ecosistemas de desiertos incluyendo a la Patagonia (Paruelo *et al.*, 1999; Yahdjian y Sala, 2006), y se ha informado que en estos ambientes las comunidades de plantas anuales tienen una gran variación estacional e interanual en su riqueza de especies y productividad (Xia *et al.*, 2010), tal como se observó en el presente estudio en los años normal y húmedo.

En este sentido, Luzuriaga *et al.* (2012) también concluyeron que el clima constituye el filtro principal en la composición de las comunidades de plantas anuales; en donde particularmente la disponibilidad de agua actúa como el filtro ambiental primario.

Los resultados obtenidos en Aguada Guzmán coinciden con lo indicado en estudios previos para ambientes áridos de la Patagonia y la Argentina. Greco *et al.* (2013) indicaron que la emergencia de plántulas de pastos perennes en el Monte central depende de la ocurrencia de lluvias excepcionales, y en el mismo sentido, Bisigato y Bertiller (2004b) observaron una alta emergencia de gramíneas perennes en un área no pastoreada luego de un año húmedo, en el Monte austral.

En un estudio de López *et al.* (2008) se concluye que el riego afectó el número de plántulas de especies perennes en una estepa del Distrito Occidental Patagónico dominada por *Poa ligularis* y *Mulinum spinosum* en donde simulamos eventos de lluvia en el período diciembre-marzo en sitios sin pastoreo y con pastoreo. López *et al.* (2008b) destacan que hubo una mayor densidad de plántulas de especies perennes en las parcelas con riego, con mayores densidades de *P. speciosa* en ambos tratamientos de pastoreo. Los autores sugieren que la ocurrencia de eventos de lluvia estival puede modificar la densidad de plántulas de especies perennes pero que estos cambios dependerían del estado de conservación del campo.

De esta manera, se evidencia que los resultados de emergencia de plántulas de pastos en Aguada Guzmán acuerdan con lo indicado para otras comunidades de desiertos, en donde la emergencia y el establecimiento de los pastos depende de la ocurrencia de eventos de lluvia que estén por encima del promedio, tal como también lo indicaron Lauenroth *et al.* (1994).

En Aguada Guzmán se destaca también la emergencia de plántulas del pasto *Bromus catharticus* que ocurrió solo en el año húmedo y en el tratamiento con pastoreo (22 plántulas, que representan el 1,9 % de las emergencias del tratamiento). Esta especie es importante por su condición de buena forrajera y su calidad nutricional para el ganado doméstico (Cervini y Demarco, 2009).

En el caso de las especies de *Pappostipa*, es muy importante considerar que su reproducción puede ocurrir por vía asexual (rizomas o estolones), y que en la presente investigación, no se discriminaron las plántulas producidas por semillas de aquellas emergidas de forma vegetativa, considerándolas en cualquiera de los casos, por motivos prácticos, como un individuo.



Respecto de las especies arbustivas y subarbustivas que dominaron en cobertura en Aguada Guzmán, se observó una baja emergencia de plántulas; *Mulinum spinosum*, y *Nassauvia glomerulosa* tuvieron el 1,5% de las plántulas (4 individuos a lo largo del estudio) en el tratamiento sin pastoreo, en tanto en el tratamiento con pastoreo *M. spinosum* tuvo el 1% de las plántulas emergidas y no se registraron plántulas de *N. glomerulosa*. Para las especies codominantes, en *Senecio sp.* se registró el 0,75% y 0,5% de las plántulas en los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo respectivamente, en tanto no se registraron plántulas de *Acantholippia seriphioides*,

A pesar de estos bajos valores de emergencia para las especies arbustivas respecto de las emergencias de especies anuales o de gramíneas perennes de la comunidad, se observó un incremento en la emergencia de plántulas de arbustivas en el año húmedo respecto del año normal para algunas especies en particular.

El arbusto dominante típico de la Estepa patagónica *M. spinosum* tuvo una emergencia de 3 plántulas en el año normal (de las cuales 1 individuo emergió en el tratamiento sin pastoreo, y los 2 restantes en el tratamiento con pastoreo), y 5 plántulas en el año húmedo (de las cuales emergieron 3 individuos en el tratamiento sin pastoreo y 2 en el tratamiento con pastoreo). Estos valores representan una tasa de emergencia para el tratamiento sin pastoreo de 0,5 plántulas/m<sup>2</sup>.año en el año normal, y de 1,5 plántulas/m<sup>2</sup>.año en el año húmedo. Así, estos valores muestran un incremento considerable de la emergencia de *M. spinosum* durante el año húmedo. Este incremento no se observó en el tratamiento con pastoreo, en donde la tasa de emergencia fue de 1 plántula/m<sup>2</sup>.año tanto en el año normal como en el año húmedo.

Una situación similar se observó para el subarbusto *Grindelia chilensis*, con tasas de emergencia en el tratamiento sin pastoreo de 0,5 plántulas/m<sup>2</sup>.año en el año normal, y de 4 plántulas/m<sup>2</sup>.año durante el año húmedo. En tanto en el tratamiento con pastoreo la tasa de emergencia fue de 1 plántula/m<sup>2</sup>.año y de 0,5 plántula/m<sup>2</sup>.año en los años normal y húmedo respectivamente.

Otros arbustos dominantes o codominantes en Aguada Guzmán como *Nassauvia glomerulosa* y *Senecio filaginoides* no mostraron diferencia en la emergencia durante el año normal y el año húmedo, sin embargo, es importante destacar que la primera especie solo emergió en el tratamiento sin pastoreo. En esta investigación se plantea como hipótesis que una de las causas de la baja tasa de emergencia de las especies leñosas que conforman la matriz de vegetación en Aguada Guzmán es la baja disponibilidad de semillas en el banco de semillas del suelo.



Como antecedente se destaca el estudio de Cipriotti y Aguiar (2012) sobre la emergencia de *Mulinum spinosum* en condiciones de décadas de exclusión al pastoreo, los cuales observaron una tasa de *reclutamiento* (que considera el establecimiento de las plántulas emergidas) de 511 individuos/ha.año, lo que representa una tasa de 0,05 plántulas/m<sup>2</sup>.año, e indicaron que la misma varía según los regímenes de pastoreo.

Por otra parte, en el Monte austral Busso *et al.* (2010) sembraron semillas de los arbustos *Larrea divaricata*, y *Atriplex lampa*, en conjunto con semillas de los pastos *Jarava neaei* (Nees ex Steud.), *Eremium erianthum* (Phill.) Seberg & Linde-Laursen, y *Poa ligularis* (Nees ex Steud.), y obtuvieron que la germinación y el establecimiento de plántulas ocurrió principalmente para los pastos *E. erianthum* y *J. neaei*, e indicaron una baja emergencia de plántulas de las especies arbustivas.

Es importante considerar que la situación previa del campo en estudio y de la región en general, fue de un contexto de sequías acumulada por años, que se prolongaron inclusive hasta el primer año de la investigación (año normal). En este sentido, estudios realizados en la Patagonia han indicado que la escasez de precipitaciones durante el año puede afectar la producción de semillas en el ciclo posterior, (Fernández *et al.*, 1992). Sin embargo, en Aguada Guzmán se observó que a pesar de partir de una situación inicial de sequía en un campo altamente degradado, la ocurrencia de un año húmedo con lluvias extraordinarias en la época fría, produjo un incremento en la emergencia de plántulas de especies de hierbas anuales, y pastos perennes del género *Pappostipa* principalmente, que forman parte de la matriz de vegetación establecida.

Respecto del análisis de la emergencia de plántulas por familia botánica, dicha emergencia resultó similar a lo obtenido para el análisis por especie, dado que la mayoría de las familias estuvo representada por una especie. Se observó una dominancia de la familia Polemoniaceae en ambos tratamientos de pastoreo, y con respecto a las plántulas de pastos (Poaceae) una mayor proporción en el tratamiento sin pastoreo con relación al sitio con pastoreo ovino.

Se analizó también, la emergencia de plántulas según su biotipo (Raunkiær, 1934). La clasificación de los tipos biológicos o biotipos, se basa en las adaptaciones de las plantas a la supervivencia durante la estación desfavorable, principalmente si lo hacen como semilla o como plantas adultas, si pierden las partes verdes y la ubicación y el tipo y grado de protección de las yemas durante la estación desfavorable. Teniendo en cuenta esta categorización que



indirectamente expresa la rigurosidad del ambiente, en el presente trabajo se analizó la emergencia de plántulas por biotipo en cada tratamiento de pastoreo.

Las plántulas de especies terófitas fueron las de mayor abundancia, respecto de los restantes biotipos registrados; caméfito, geófito y hemicriptófito. En el tratamiento sin pastoreo el 60% de las emergencias correspondió a especies terófitas, en tanto, en el tratamiento con pastoreo ovino el 81,7% de las emergencias correspondió a este biotipo. Con relación a las plántulas de especies hemicriptófitas (que incluye a los pastos), se registró el 30% de las emergencias en el sitio sin pastoreo y 16,1% de las emergencias en el tratamiento con pastoreo.

A su vez, se destaca la baja proporción de plántulas de especies caméfitas (arbustos y subarbustos), con el 7,2% y 2,3% de las emergencias en los tratamientos sin y con pastoreo respectivamente. Por último, las plántulas de especies geófitas emergieron solamente en el tratamiento sin pastoreo ovino y en el año húmedo.

Armesto *et al.* (1993) señalan que una temporada húmeda puede favorecer la respuesta de hierbas, especialmente anuales y geófitas (evasoras), por sobre la de arbustos (tolerantes). Además, indica que las especies de biotipos terófitas y geófitas son componentes muy importantes de la comunidad de plantas de desiertos, por ejemplo, en el desierto costero de Chile, comprendiendo más del 60% del total de especies.

Respecto de la distribución de las emergencias de plántulas por biotipo según el año, se registró un incremento de más del 800% de emergencia en el año húmedo respecto al año normal en especies terófitas; 56 plántulas emergieron en el año normal (7 en tratamiento sin pastoreo y 49 en tratamiento con pastoreo), mientras que 458 plántulas de terófitas lo hicieron en el año húmedo (151 individuos en tratamiento sin pastoreo, y 306 en tratamiento con pastoreo).

Otro incremento destacable de emergencias entre años corresponde a plántulas de especies hemicriptófitas, de las cuales se registraron 48 individuos en el año normal (19 en sitio sin pastoreo, 29 en el sitio con pastoreo); mientras que emergieron 101 individuos en el año húmedo (60 en el sin pastoreo y 41 en el sitio con pastoreo).

Para especies del biotipo caméfito emergieron 11 plántulas en el año normal (5 y 6 plántulas en los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo respectivamente), y 18 plántulas en el año húmedo (14 y 4 plántulas en los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo). Es importante destacar que el año húmedo no incrementó la abundancia de plántulas caméfitas en el tratamiento con pastoreo, mientras que si lo hizo en el tratamiento sin pastoreo.

A nivel global, es reconocido que las plantas de desiertos han desarrollado estrategias para afrontar la incierta disponibilidad de agua. Arbustos y cactáceas representan estrategias tolerantes a la sequía, mientras que hierbas, incluyendo anuales y geófitas representan estrategias de evasión de sequías (Armesto *et al.*, 1993).

La variación en la precipitación es conocida por dirigir particularmente grandes variaciones en las poblaciones de plantas anuales (Levine *et al.*, 2008). Además, Las especies terófitas son dependientes de la temperatura para la germinación (Baskin *et al.*, 1993 en Chesson *et al.*, 2004). Por lo tanto, el momento de ocurrencia de un evento de precipitación (más allá de su cantidad) puede definir si una especie anual germina o no (Chesson *et al.*, 2004).

En el caso de las especies perennes el establecimiento de plántulas es raro, no solamente debido a la limitación hídrica, sino también debido a factores tales como disponibilidad de semillas, temperatura, herbivoría y fuego (Chesson *et al.*, 2004). Estos otros factores pueden por sí mismos ser afectados por patrones de precipitación y pueden exagerar la tendencia de reclutamiento de perennes para ser infrecuente y episódica.

Con respecto al modelo de distribución de las emergencias de plántulas en Aguada Guzmán, se observó que los datos poseen una gran dispersión como respuesta a la situación en donde muchas de las especies tuvieron baja emergencia de plántulas, y algunas pocas especies tuvieron una muy alta emergencia.

El modelo paramétrico que mejor ajustó los datos de emergencia por familia y por biotipo es la distribución Binomial Negativa (NB). No se obtuvo convergencia en la modelación en el análisis de emergencias por especie.

Los resultados de la modelación indicaron, a nivel de familia, una diferencia muy significativa para las familias Ranunculáceae y Polemoniaceae en el tratamiento con pastoreo, y diferencias significativas en las emergencias de plántulas de las familias Polemoniaceae, Poaceae y Plantaginaceae en el tratamiento sin pastoreo. Como se indicó anteriormente, se plantea la hipótesis de que el conjunto de variables ambientales de alta precipitación, bajas temperaturas y disponibilidad de agua en el suelo hallan favorecido la germinación de plántulas de especies pertenecientes a estas familias.

En tanto respecto de las emergencias de plántulas por biotipo la modelación indicó diferencias muy significativas en plántulas de especies terófitas y hemicriptófitas. Además, las mayores emergencias de plántulas por biotipo se registraron en junio de 2014, que fue estadísticamente diferente de la emergencia de septiembre del mismo año (P-valor = 0,04295) y de todas las



demás épocas estudiadas (Figura 45). Este resultado confirma el análisis y la caracterización del año 2013 como un año normal y de 2014 como año húmedo, dadas las diferencias significativas observadas, e indica la gran importancia que tiene un año de precipitaciones extraordinarias para la emergencia de plántulas, más allá de la condición de pastoreo del campo.

En la presente investigación se destaca la importancia que posee la comunidad de plantas anuales para la estructura de la comunidad y el funcionamiento del ecosistema en un campo muy degradado. Dada la gran abundancia de plántulas de especies anuales en el año húmedo, se interpreta que este grupo de plantas puede desempeñar un rol significativo en la estructura de la comunidad, como se observado en otros ecosistemas áridos; aumentando la riqueza de especies, incrementando la producción primaria neta total, y produciendo semillas y follaje para las comunidades de consumidores (Xia *et al.*, 2010).

### *Implicancias para el manejo y la conservación del campo*

En campos desertificados y degradados como el sitio de estudio, la ocurrencia de un año muy lluvioso, con casi tres veces más precipitaciones que el año normal, incrementó considerablemente la emergencia de plántulas de especies anuales, y aumentó también la emergencia de plántulas de pastos, tanto de coriones (*Pappostipa sp.*) como de la “cebadilla” *Bromus catharticus*.

La ocurrencia de un año húmedo permitió un aumento en la emergencia de plántulas en la comunidad vegetal de Aguada Guzmán, aunque no todas las especies tuvieron respuestas similares en ese aspecto. Las emergencias de algunas de las especies dominantes y codominantes que estructuran la comunidad vegetal, si bien fueron mayores respecto del año normal, no parecen haber sido suficientes para producir cambios observables en la comunidad. En este sentido, se necesitaría la ocurrencia periódica de años húmedos que permitan mantener una tasa de emergencia que posibilite la recuperación del campo hacia un estado de menor degradación, mayor productividad y mejor aprovechamiento para el ganado doméstico y los pobladores locales.

Dado que la ocurrencia de años húmedos es poco frecuente, resulta fundamental adaptar las cargas ganaderas a cada campo en particular, y permitir de esta manera la recarga del banco de semillas del suelo particularmente de especies forrajeras e incluso de arbustos y subarbustos (cuyas flores y frutos son consumidos por el ganado), para luego posibilitar el establecimiento de nuevas plántulas.

Ante la ocurrencia de un año húmedo sería recomendable no incrementar la carga ganadera en forma automática, sino permitir la recuperación de algunas de las especies que componen la matriz de vegetación del campo, disminuyendo el consumo por los ovinos.

Para algunas especies de la comunidad, la exclusión del pastoreo, y/o la regulación de la carga ganadera, no garantiza la emergencia de plántulas, debido a la falta de propágulos en el banco de semillas del suelo, o algunas otras limitantes bióticas o abióticas. En estos casos y cuando se trate de especies de interés forrajero (por ejemplo, *Atriplex lampa*, o incluso *Bromus catharticus*, entre otras), se propone como alternativa realizar una siembra directa de semillas, o siembras al voleo en sectores específicos del campo. Esta siembra puede realizarse principalmente durante otoño e invierno.

Uno de los inconvenientes de esta propuesta, radica en la disponibilidad de semillas para la siembra. Dado que las especies preferidas por el ganado se encuentran en menor proporción



en el campo y en los alrededores, puede ser necesario cosechar semillas y almacenar hasta los momentos de siembra en otoño e invierno.

Otra alternativa para incrementar la disponibilidad de semillas, es destinar algún cuadro o sector con exclusión al ganado, en donde se puedan sembrar y producir plantas de especies forrajeras, no con el objetivo del pastoreo directo, sino como plantas semilleras, desde donde luego de un periodo de tiempo se puedan recolectar semillas para la siembra en campo.

Por último, la demanda de semillas de especies forrajeras también se puede abordar desde alguna institución gubernamental relacionada, que ofrezca semillas a los productores para ser sembradas en campo.

## CONCLUSIONES

Como conclusiones de esta investigación se destaca que la zona de Aguada Guzmán recibe una precipitación promedio anual de 167,5 ( $\pm 36,85$  mm). Durante el año 2014 ocurrieron precipitaciones extraordinarias, que alcanzaron un 96% por sobre las lluvias promedio. Estas lluvias extraordinarias se produjeron principalmente entre abril y junio. Al mismo tiempo, las lluvias extraordinarias del mes de abril de 2014, coincidieron con una temperatura ambiente promedio menor respecto del mismo mes del año 2013, lo que se tradujo en un mayor contenido de agua en el suelo en dicho periodo.

Este conjunto de condiciones climáticas e hídricas resultó determinante para la variación de la dinámica de emergencia de plántulas de la comunidad vegetal en Aguada Guzmán.

La ocurrencia de condiciones climáticas extraordinarias en la época fría dio como resultado un incremento en la emergencia de plántulas de especies anuales y de pastos del género *Pappostipa*. En el tratamiento sin pastoreo las mayores emergencias correspondieron a las especies *Gilia sp.*, *Pappostipa sp.* y *Plantago patagónica*. En tanto en el tratamiento con pastoreo, las especies con mayor emergencia fueron las anuales *Gilia sp.* y Ranunculacea. Así, se indican diferencias muy significativas en plántulas de especies terófitas y hemicriptófitas para ambos tratamientos de pastoreo, respecto de plántulas de especies caméfitas y geófitas.

A nivel de familia se observaron diferencias significativas en la emergencia de plántulas de las familias Polemoniaceae, Poaceae y Plantaginaceae, respecto de las demás familias de plantas, en el tratamiento sin pastoreo, y de las familias Ranunculaceae y Polemoniaceae en el tratamiento con pastoreo.

Por esto, se concluye que en campos degradados y desertificados del ecotono rionegrino Estepa-Monte, un año húmedo favorece la aparición de plantas anuales, y en segundo término de plántulas de pastos del género *Pappostipa*, por sobre arbustos o subarbustos. En este sentido, la emergencia de plántulas de pastos depende de la ocurrencia de eventos de lluvia que estén por encima del promedio anual.

Además, se destaca que la ocurrencia de un año húmedo no es suficiente para lograr una recuperación de las especies dominantes de la comunidad (arbustos y subarbustos), ni tampoco de especies de gramíneas consideradas como buenas forrajeras, en campos con una alta degradación y desertificación.

Si bien la emergencia de plántulas de arbustos y subarbustos fue baja, las lluvias extraordinarias produjeron un incremento en la tasa de emergencia de *M. spinosum* y de *G. chilensis*. En esta investigación se plantea la hipótesis de que una de las causas de la baja tasa de emergencia de estas especies es su escasa presencia en el banco de semillas del suelo.

A nivel general, se puede indicar que los años de precipitaciones extraordinarias como las ocurridas en 2014, pueden ser considerados como “ventanas verdes” de oportunidades para el reclutamiento de especies de plantas aprovechables por el ganado doméstico.

En estas situaciones sería deseable contar con un banco de semillas del suelo que contenga propágulos de especies nativas importantes por su valor forrajero para el ganado ovino, que actualmente tienen poca o nula emergencia en la comunidad. Para esto se propone realizar siembras al voleo en el campo durante el periodo otoño-invierno.

Además, ante la ocurrencia de un año húmedo se recomienda no incrementar la carga ganadera en forma automática, y a nivel de campos, evaluar el ajuste de las cargas ganaderas para cada campo en particular.

Por último, en estos campos que se encuentran en estado de desertificación se considera necesario investigar el ciclo de vida de las plántulas a nivel de comunidad en estudios a mediano plazo, lo que incluye la estimación de la lluvia de semillas, la composición del banco de semillas del suelo, la supervivencia de las plántulas, y las pérdidas de semillas y plántulas debido a la fauna herbívora. Esto permitiría evaluar los posibles cambios en la demografía de las especies, y modelar los diferentes estados posibles para la comunidad vegetal. De esta manera se podrían conocer y considerar alternativas con vistas a lograr la recuperación de los campos desertificados, la sustentabilidad de la producción ganadera y la mejora de la calidad de vida de la población local.

## REFERENCIAS

- Abraham, E., E. Montaña, y L. Torres. 2006. Desertificación e indicadores: posibilidades de medición integrada de fenómenos complejos, *Scripta Nova. Revista electrónica de Geografía y Ciencias Sociales* 10 (214).
- Aguiar, M., A. Soriano, y O. Sala. 1992. Competition and facilitation in the recruitment of seedlings in a Patagonian steppe. *Funct. Ecol.* 6:66 -70.
- Aguiar, M. y O. Sala. 1994. Competition, facilitation, seed distribution and the origin of patches in a Patagonian steppe. *Oikos* 70:26-34.
- Aguiar, M. y O. Sala. 1997. Seed distribution constrains the dynamics of the Patagonian steppe. *Ecology* 78 (1): 93-100.
- Aguiar, M. y O. Sala. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 14, 273–277.
- Ares, J., A. Beeskow, M. Bertiller, C. Rostagno, M. Irisarri, et al. 1990. Structural and dynamic characteristics of overgrazed grasslands of northern Patagonia, Argentina. Pp. 149-175, en: Brey Meyer, A (ed.). *Managed Grasslands, Regional Studies*. Vol 17 A. Elsevier, Amsterdam.
- Armesto, J., P. Vidiella, y J. Gutiérrez. 1993. Plant communities of the fog-free coastal desert of Chile: plant strategies in a fluctuating environment. *Revista Chilena de Historia Natural* 66:271-282.
- Bendini, M. y N. Steimbregger. 2011. Ocupaciones y movilidades en pueblos rurales de la Patagonia. Una mirada desde lo agrario. *Mundo Agrario*, vol. 12, nº 23, Universidad Nacional de La Plata.
- Bertiller, M. 1998. Spatial patterns of the germinable soil seed bank in northern Patagonia. *Seed Science Research* 8, 39–45.
- Bertiller, M.; J. Ares; P. Graff y R. Baldi. 2000. Sex-related spatial patterns of *Poa ligularis* in relation to shrub patch occurrence in northern Patagonia. *Journal of Vegetation Science* 11: 9–14.
- Bertiller, M. y A. Carrera. 2015. Aboveground vegetation and perennial grass seed bank in arid rangelands disturbed by grazing. *Range. Ecol. Manage* 68, 71-78.
- Bertiller, M. y F. Coronato. 1994. Seed bank patterns of *Festuca pallescens* in semiarid Patagonia (Argentina): a possible limit to bunch reestablishment. *Biodivers. Conserv.* 3:57-67.
- Bertiller, M. y A. Bisigato. 1998. Vegetation dynamics under grazing disturbance. The state-and-transition model for the Patagonian steppes. *Ecología Austral* 8: 191-199.



- Bertiller, M., P. Zaixso, M. Irisarri, y E. Brevedan. 1996. The establishment of *Festuca pallescens* in and grasslands in Patagonia (Argentina): the effect of soil water stress. *Journal of Arid Environment* 32:161-171.
- Bertiller, M., J. Ares; y A. Bisigato. 2002. Multiscale indicators of land degradation in the Patagonian Monte, Argentina. *Environmental Management* 30, 704–715.
- Bertiller, M., L. Marone, R. Baldi, y J. Ares. 2009. Biological interactions at different spatial scales in the Monte desert of Argentina. *Journal of Arid Environments* 73: 212-221.
- Berton J. y J. Echeverría. 2002. Zonas Áridas de la Provincia de San Luis (Argentina): Dos Clasificaciones Climáticas. X Jornadas Cuidemos Nuestro Mundo (CNM) para contribuir a la implementación de un modelo ambiental para San Luis. U.N.S.L.: 110–112 pp.
- Bisigato, A. y M. Bertiller. 1997. Grazing effects on patchy dryland vegetation in northern Patagonia. *Journal of Arid Environments* 36: 639-653.
- Bisigato, A. y M. Bertiller. 1999. Seedling emergence and survival in contrasting soil microsites in Patagonian Monte shrubland. *Journal of Vegetation Science*, 10: 335 -342.
- Bisigato, A. 2000. Dinámica de la vegetación en áreas pastoreadas del extremo austral de la Provincia Fitogeográfica del Monte. PhD Thesis. University of Buenos Aires. Buenos Aires.
- Bisigato, A. y M. Bertiller. 2004. Seedling recruitment of perennial grasses in degraded areas of the Patagonian monte. *Journal of Range Management* 57:191-196.
- Bisigato, A. y M. Bertiller. 2004b. Temporal and micro-spatial patterning of seedling establishment. Consequences for patch dynamics in the southern Monte, Argentina. *Plant Ecology* 174, 235–246.
- Bonvissuto, G. y C. Busso. 2006. Ascenso hidráulico en y entre isletas de vegetación en la zona árida de Argentina. *Phyton, International Journal of Experimental Botany*. 75, 55–70.
- Bonvissuto, G. y C. Busso. 2013. Establecimiento de plántulas en microambientes del monte austral Neuquino. En: Restauración ecológica en a diagonal árida de la Argentina. Pérez, D.; A. Rovere; y M. Rodríguez Araujo Eds. Vázquez Mazzini.
- Botella-Rocamora, P., M. Alacreu-García, y M. Martínez-Beneito. 2013. Apuntes de estadística en Ciencias de la Salud. Publicación del dpto. de Ciencias Físicas, Matemáticas y de la Computación, Universidad Cardenal Herrera, España. Disponible online: <https://www.uv.es/~mamtnez/AECS.pdf>
- Bran, D., J. Ayesa, y C. López. 2000. Regiones Ecológicas de Río Negro. Laboratorio de teledetección SIG. INTA EEA Bariloche.



- Burgos, J. y A. Vidal. 1951. Los climas de la República Argentina según la nueva clasificación de Thornthwaite. *Revista Meteoros*, Año 1, N°1. Serie Agrometeorológica, publicación N°3. Ministerios de Asuntos Tecnológicos, Dirección General del Servicio Meteorológico Nacional.
- Busso C. y G. Bonvissuto. 2009. Structure of vegetation patches in northwestern Patagonia, Argentina. *Biodiversity and Conservation* 18:3017–3041.
- Busso C., G. Bonvissuto, y A. Torres. 2010. Seedling recruitment and survival of two desert grasses in the Monte of Argentina. *Land Degradation & Development*.
- Bustos, J. y V. Rocchi. 2008. Caracterización termopluviométrica de algunas estaciones meteorológicas de Río Negro y Neuquén. INTA, Centro Regional Patagonia Norte, Estación Experimental Agropecuaria Bariloche. Comunicación Técnica N°26.
- Cabrera, A. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Tomo II, Fascículo1. Acme. 85pp.
- Canfield, R. 1941. Application of Line Interception Method in Sampling Range Vegetation. *Journal of Forestry*, 39, 388-394.
- Chambers, J., J. McMahon; y R. Brown. 1987. Germination characteristics of alpine grasses and forbs: A comparison of early and late seral dominants with reclamation potential. *Reclamation and Revegetation Research*, 6: 235–249.
- Chesson, P. *et al.*, 2004. Resource pulses, species interactions, and diversity maintenance in arid and semi-arid environments. *Oecologia* 141: 236–253.
- Cervini, M. y D. Demarco. 2009. Fertilización y disponibilidad forrajera en cebadilla criolla (*Bromus catharticus*). *Archivos de Zootecnia* vol.58 (222), 305-308.
- Cesa, A. y J. Paruelo. 2011. Changes in vegetation structure induced by domestic grazing in Patagonia (Southern Argentina). *Journal of Arid Environments* 75: 1129-1135.
- Cipriotti, P. y M. Aguiar. 2012. Direct and indirect effects of grazing constrain shrub encroachment in semi-arid Patagonian steppes. *Applied Vegetation Science* 15, 35–47.
- Clements C. y J. Young. 1996. Influences of rodent predation on antelope bitterbrush seedlings. *Journal of Range Management* 49: 31–34.
- Coronato, F. y M. Bertiller. 1996. Precipitation and landscape related effects on soil moisture in semi-arid rangelands of Patagonia. *Journal of Arid Environments*; 34: 1–9.
- Crawley, M. 1990. The population dynamics of plants. *Phil. Trans. R. Soc. London Ser. B* 330: 125-140.



Dalmaso, A. 2010. Revegetación de áreas degradadas con especies nativas. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 45 (1-2): 149-171.

Defossé, G., M. Bertiller, y R. Robberecht. 1997. Effects of topography, soil moisture, wind and grazing on *Festuca* seedlings in a Patagonian grassland. *Journal of Vegetation Science* 8:677 -684.

del Barrio, R. y D. Martín. 2012. Análisis de las limitantes climáticas sobre las potencialidades de desarrollo de la meseta sur de la Provincia de Río Negro: el viento y su interacción con las disponibilidades térmicas e hídricas. *Actas del 2º Congreso Latinoamericano de Ingeniería del Viento*. La Plata, Buenos Aires.

del Valle, H., N. Elissalde, D. Gagliardini, y J. Milovich. 1998. Status of desertification in the Patagonian Region: assessment and mapping from satellite imagery. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 12.1-27.

Dunkerley D. 1997. Banded vegetation: survival under drought and grazing pressure based on a simple cellular automaton model. *Journal of Arid Environments* 35: 419–428.

Eriksson, O. y J. Ehrlén. 1992. Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. *Oecologia* 91:360 -364.

FAO. 1999. Caja de herramientas sobre ganadería y medio ambiente. División Salud y Producción Animal. Disponible online en: [www.fao.org](http://www.fao.org).

FAO. 2007. Secuestro de Carbono en Tierras Áridas – FAO project. *World Soil Resources Reports* N° 102. Roma. 135 pp.

Fernández, R., A. Nuñez, y A. Soriano. 1992. Contrasting demography of two Patagonian shrubs. *Oecologia*, 91: 39-46.

Fernández, R., R. Golluscio, A. Bisigato, y A. Soriano. 2002. Gap colonization in the Patagonian semidesert: seed bank and diaspore morphology. *Ecography* 25: 336-344.

Figuroa, J., S. Teillier, y F. Jaksic. 2004. Composition, size and dynamics of the seed bank in a mediterranean shrubland of Chile. *Austral Ecology* 29, 574–584.

Fiori, S. y S. Zalba, 2003. Potential impacts of petroleum exploration and exploitation on biodiversity in a Patagonian Nature Reserve, Argentina. *Biodiversity and Conservation* 12:1261-1270.

Florentino, A. 2006. Métodos para medir el contenido de agua en el suelo. *Venesuelos*, Vol 14, N°1:48-70.

Ghermandi, L. 1992. Caracterización del banco de semillas de una estepa en el noroeste de Patagonia. *Ecología Austral* 2:39–46.



- Godagnone, R. y D. Bran. 2009. Inventario Integrado de los recursos naturales de la Provincia de Río Negro. INTA – Provincia de Río Negro. Ediciones INTA.
- Golluscio, R., A. Austin, G. García Martínez, M. Gonzalez-Polo, O. Sala, y R. Jackson. 2009. Sheep grazing decreases organic carbon and nitrogen pools in the Patagonian steppe: combination of direct and indirect effects. *Ecosystems*, Volume 12, Issue 4, pp 686–697.
- González, F. y D. Pérez. 2017. Contributions of ecological facilitation for restoring environments with high conservation value in the Argentine Patagonia. *Phyton* 86: pag. 332-339.
- Greco, S., C. Sartor y P. Villagra. 2013. Minimum water input event for seedling emergence of three native perennial grasses of the Central Monte desert (Argentina) influenced by the effect of shade and the season of the year. *Rev. FCA UNCUYO*. 45(2): 197-209.
- Guo, Q., P. Rundel, y D. Goodall. 1999. Structure of desert seed banks: comparisons across four North American desert sites. *Journal of Arid Environments* 42, 1–14.
- Gutiérrez, J. y P. Meserve. 2003. El Niño effects on soil seed bank dynamics in north-central Chile. *Oecologia* 134, 511–517.
- Gutterman, Y. 1993. Seed germination in desert plants. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Gutterman, Y. 2002. Survival Strategies of Annual Desert Plants. Springer, Berlin.
- Harper, J. 1977. Population Biology of Plants. Academic Press: London.
- INDEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos). 2010. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas de Argentina.
- Jurena, P. y S. Archer. 2003. Woody plant establishment and spatial heterogeneity in grasslands. *Ecology* 84: 907–919.
- Kemp, P., J. Reynolds, Y. Pachepsky, y J. Chen. 1997. A comparative modeling study of soil water dynamics in a desert ecosystem. *Water Resources Research* 33: 73-90.
- Kröpfl, A., V. Deregibus, y G. Cecchi. 2007. Disturbios en una estepa arbustiva del Monte: cambios en la vegetación. *Ecología Austral* 17:257-268.
- Lamont B., E. Witkowski, y N. Enright. 1993. Post-fire litter microsites: safe for seeds, unsafe for seedlings. *Ecology* 74: 501–512.
- Larson, J., R. Sheley, S. Hardegree, P. Doescher, y J. James. 2015. Seed and seedling traits affecting critical life stage transitions and recruitment outcomes in dryland grasses. *J. Appl. Ecol.* 52 (1), 199e209.



- Lauenroth, W., O. Sala, D. Coffin, y T. Kirchner. 1994. The importance of soil water in the recruitment of *Bouteloua gracilis* in the short-grass steppe. *Ecol. Appl.* 4: 741-749.
- León, R., D. Bran, M. Collantes, J. Paruelo, y A. Soriano. 1998. Grandes unidades de vegetación de la Patagonia extra andina. *Ecología Austral* 8, 125–144.
- León R., y Aguiar M. 1985. El deterioro por uso pasturil en estepas herbáceas patagónicas. *Phytocoenologia* 13:181–196.
- Levine, J., A. McEachern, y C. Cowan. 2008. Rainfall effects on rare annual plants. *Journal of Ecology* 96, 795–806.
- Lindsey, J. 1995. *Introductory Statistics: A Modelling Approach*. Oxford University Press, Oxford. 232 pag.
- López, D., L. Cavallero, y D. Bran. 2008. Cambios en los patrones espaciales de reclutamiento de plántulas asociados a eventos abundantes de lluvia en dos estados de una estepa patagónica. *Actas de la XXIII Reunión Argentina de Ecología*. Universidad Nacional de San Luis.
- López, D., D. Bran, G. Siffredi, M. Brizuela, y M. Aguiar. 2008b. Estados y transiciones: respuesta de la germinación y sobrevivencia de plántulas a eventos de lluvia estival abundantes de dos estados de una estepa patagónica. *Actas de la XXIII Reunión Argentina de Ecología*. Universidad Nacional de San Luis.
- Lovich, J. y D. Bainbridge. 1999. Anthropogenic degradation of the Southern California desert ecosystem and Prospects for natural recovery and restoration. *Environmental Management* 24:309–326.
- LUDEPA. 1995. Evaluación del estado actual de la desertificación en áreas representativas de la Patagonia: Informe final de la Fase I. Lucha contra la desertificación en la Patagonia (LUDEPA). Cooperación técnica argentino-alemana INTA-GTZ . San Carlos de Bariloche. Río Negro. Argentina.
- Lundholm, J. y D. Larsson. 2004. Experimental separation of resource quantity from temporal variability: seedling responses to water pulses. *Oecologia* 141: 346-352.
- Luzuriaga, A., A. Sánchez, F. Maestre, y A. Escudero. 2012. Assemblage of a Semi-Arid Annual Plant Community: Abiotic and Biotic Filters Act Hierarchically. *PLoS ONE* 7(7): e41270.
- Magurran, A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing.
- Marone, L. y M. Horno. 1997. Seed reserves in the central Monte Desert, Argentina: implications for granivory. *Journal of Arid Environments* 36, 661–670.
- Marone, L., M. Horno, y 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.



- Mazzoni, E. y M. Vázquez. 2009. Desertification in Patagonia. *Developments in Earth Surface Processes* 13. 351-377.
- Moran, M. *et al.*, 2010. Hydrologic response to precipitation pulses under and between shrubs in the Chihuahuan Desert, Arizona. *Water Resources Research* 46:1-12.
- Morrone, J. 2017. *Neotropical Biogeography. Regionalization and Evolution*. CRC Press. Taylor & Francis Group, 282 pp.
- Muñoz, E. 1985. Relevamiento integrado de los recursos naturales de la provincia de Río Negro. *Clima*, Cap. 3; 1-18. Comunicación técnica N°14, Área recursos naturales, agrometeorología. INTA EEA Bariloche.
- Nakamatsu, V., P. Codesal, G. Ciari, W. Opazo, y H. Bottaro. 2011. Guía de condición para estepas arbustivas de quilembay y cola de piche utilizadas con ovinos y caprinos. Esquel: EEA Esquel, INTA.
- Nano, C. y C. Pavey. 2013. Refining the 'pulse-reserve' model for arid central Australia: Seasonal rainfall, soil moisture and plant productivity in sand ridge and stony plain habitats of the Simpson Desert. *Austral Ecology* 38, 741–753.
- Navarro, A., F. Utzet, P. Puig, J. Caminal, y M. Martín. 2001. La distribución binomial negativa frente a la de Poisson en el análisis de fenómenos recurrentes. *Gaceta Sanitaria*, 15 (5) pp: 447-452.
- Noy-Mer, I. 1973. Desert ecosystems: environment and producers. *Annals Review of Ecology and Systematics* 4: 25-52.
- O'Connor, T. 1991. Local extinction in perennial grasslands: a life-history approach. *The American Naturalist* 137: 753–773.
- O'Connor T., y G. Pickett. 1992. The influence of grazing on seed production and seed banks of some African savanna grasslands. *Journal of Applied Ecology* 29: 247–260.
- Oesterheld, M. y O. Sala. 1990. Effects of grazing on seedling establishment: the role of seed and safe-site availability. *Journal of Vegetation Science* 1: 353–358.
- Ogle, K. y J. Reynolds. 2004. Plant responses to precipitation in desert ecosystems: integrating functional types, pulses, thresholds, and delays. *Oecologia*, 141: 282–294.
- Oliva, G., I. Noy-Meir, y A. Cibils. 2001. Fundamentos de ecología de pastizales. Cap 3. En: *Ganadería ovina sustentable en la Patagonia austral*. P. Borrelli y G. Oliva Eds. INTA EEA Santa Cruz.
- Parizek, B., C. Rostagno, y R. Sotini. 2002. Soil erosion as affected by shrub encroachment in north-eastern Patagonia. *J. Range Manage.* 55:43-48.



Paruelo, J., W. Lauenroth, I. Burke, y O. Sala. 1999. Grassland precipitation use efficiency across a resource gradient. *Ecosystems* 2, 64–69.

Peter, G.; F. Funk; A. Loydi; A. Casalini y C. Leder. 2012. Variación de la composición y cobertura específicas del pastizal bajo diferentes presiones de pastoreo en el Monte Rionegrino. *Phyton*, 81, 233-237.

Pérez, D. 2009. Desiertos y desertificación. Cap. 1. En: *Rehabilitación en el desierto. Ensayos con plantas nativas en Aguada Pichana, Neuquén, Patagonia*. Pérez, D; A. Rovere y F. Farinaccio compiladores. Vázquez Mazzini Eds. 80 pp.

R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org/>.

Raunkiaer, C. 1934. *The life forms of plants and statistical plant geography*. Oxford University Press, Oxford.

Ravelo, A., A. Planchuelo, E. Abraham, y S. Navone. 2011. Evaluación de la desertificación en Argentina. Resultados del proyecto LADA/FAO.

Rey Benayas J., T. Pinilla, y J. Ibarra. 2003. *Restauración de ecosistemas mediterráneos*. Universidad de Alcalá. 270 pp.

Reynolds, J., R. Virginia, P. Kemp, A. De Soyza, y D. Tremmel. 1999. Impact of drought on desert shrubs: effects of seasonality and degree of resource island development. *Ecological Monographs* 69: 69-106.

Reynolds, J., P. Kemp, K. Ogle, y R. Fernández. 2004. Modifying the "pulsreserve" paradigm for deserts of North America: precipitation pulses, soil water, and plant responses. *Oecologia* 141, 194–210.

Reynolds J.; F. Maestre, E. Huber-Sanwald, J. Herrick y P. Kemp. 2005. Aspectos socioeconómicos y biofísicos de la desertificación. *Ecosistemas* 14 (3): 3–21.

Sala, O., W. Lauenroth, y W. Parton 1992. Long-term soil water dynamics in the shortgrass steppe. *Ecology* 73:1175-1181.

Schlesinger, W., J. Raikes, A. Hartley, y A. Cross. 1996. On the spatial pattern of soil nutrients in desert ecosystems. *Ecology* 77: 364–374.

Schupp, E. 1995. Seed-seedling conflicts, habitat choice, and patterns of plant recruitment. *American Journal of Botany* 82: 399–409.



Schwinning, S. y J. Ehleringer. 2001. Water use trade-offs and optimal adaptations to pulse-driven arid ecosystems. *Journal of Ecology* 89, 464–480.

Siffredi, G., J. Gaitán, C. López, y J. Ayesa. 2005. Recomendaciones de manejo de pastizales en los grandes paisajes de Los Menucos y Sierra Colorada, Río Negro. Comunicación Técnica N°111, INTA, Centro Regional Patagonia Norte, Estación Experimental Agropecuaria Bariloche.

Soriano, A. y O. Sala. 1986. Emergence and survival of *Bromus setifolius* seedlings in different microsites of Patagonian arid steppe. *Israel journal of Botany* 35, 91-100.

Sturman, M. 1999. Multiple Approaches to Analyzing Count Data in Studies of Individual Differences: The Propensity for Type 1 Errors, Illustrated with the Case of Absenteeism Prediction. *Educational and Psychological Measurement*, 59(3), 414-430.

UNCCD. 2000. Fact Sheet 2: The Causes of Desertification. United Nations Secretariat of the Convention to Combat Desertification. Disponible online:

<http://www.unccd.int/publicinfo/factsheets/showFS.php?number=2>

Valentin C., J. d'Herbès, y J. Poesen. 1999. Soil and water components of banded vegetation patterns. *Catena* 37: 1–24.

Van Auken O. y J. Bush. 1997. Growth of *Prosopis glandulosa* in response to changes in aboveground and belowground interference. *Ecology* 78: 1222–1229.

Villagra, S., M. Easdale, y D. Bolla. 2008. Efectos de la sequía sobre la situación de la ganadería extensiva de la provincial de Río Negro. INTA, Centro Regional Patagonia Norte, Estación Experimental Agropecuaria Bariloche. Comunicación Técnica N°223.

Villagra, P., G. Defossé, H. del Valle, S. Tabeni, M. Rostagno, E. Cesca, y E. Abraham. 2009. Land use and disturbance effects on the dynamics of natural ecosystems of the Monte Desert: Implications for their management. *Journal of Arid Environments* 73:202–211.

Vives Brosa, J. 2002. El diagnóstico de la sobredispersión en modelos de análisis de datos de recuento. Tesis Doctoral, Universitat Autònoma de Barcelona. Disponible online: <https://www.tdx.cat/handle/10803/5422;jsessionid=517D040A418F24A95CC06B5D39C56942>

Weltzing, J. *et al.*, 2003. Assessing the Response of Terrestrial Ecosystems to Potential Changes in Precipitation. *Bioscience* 53:941-952.

Went, F. 1979. Germination and seedling behaviour of desert plants. In: D. W. Goodall y R. A. Perry Eds. *Arid-Lands Ecosystems*, Vol.1 477-489.

Whitford, W. G. 2002. *Ecology of Deserts Systems*. Academic Press.



Xia, Y., D. Moore, S. Collins, y E. Muldavin. 2010. Aboveground production and species richness of annuals in Chihuahuan Desert grassland and shrubland plant communities. *Journal of Arid Environments* 74, 378–385.

Yahdjian, L. y O. Sala. 2006. Vegetation structure constrains primary production response to water availability in the Patagonian steppe. *Ecology* 87, 952–962.

Zuleta G., M. Li Puma, y A. Bustamante Leiva. 2003. Initial effects of branching designs to restore semiarid shrub steppes in abandoned oil and gas locations of Patagonia, Argentina. 15th Annual International Conference of the Society for Ecological Restoration. Austin, Texas. USA.