

“Alternativas para aumentar la producción de forraje en pastizales naturales
de la Pampa Deprimida”

*Tesis presentada para optar al título de Magister de la Universidad de Buenos Aires,
Área Recursos Naturales*

Alejandra Veronica Casal

Título de grado Ingeniera Agrónoma, Universidad Nacional de Lomas de Zamora, 2005

Escuela para Graduados Alberto Soriano
Convenio Facultad de Agronomía - UBA
Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires

COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis

María Semmartin

Ingeniera Agrónoma (Universidad de Buenos Aires)
Dra. en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

Consejero de Estudios

Pedro Insausti

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)
Dr. en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

JURADO DE TESIS

Director de tesis

María Semmartin

Ingeniera Agrónoma (Universidad de Buenos Aires)
Dra. en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

JURADO

Elizabeth Juliana Jacobo

Ingeniera Agrónoma orientación fitotecnia (Universidad de Buenos Aires)
Magister en Recursos Naturales (Universidad de Buenos Aires)

JURADO

David Norberto Bilenca

Licenciado en Ciencias Biológicas (Universidad de Buenos Aires)
Dr. en Ciencias Biológicas (Universidad de Buenos Aires)

Fecha de defensa de la tesis: 25 de FEBRERO de 2015

A mis hijas... todo por y para ustedes

AGRADECIMIENTOS

A Mile y a Juli por darme tanta energía. A Emi, por apoyarme y acompañarme en todo, gracias por existir. A María Semmartin, por lo que me enseñó, ayudó y escuchó, y también agradezco la enorme suerte de haberla conocido. A Pedro Insausti por sus aportes y su buena predisposición. A la Dra. Amy Austin, por sus valiosas correcciones que enriquecieron mi análisis. A mis papás, Elsa y Guille, y hermanas, Mari, Pali y Tati, por ser ejemplos y disfrutar de mis logros. A Jimena Introna, mi amiga incondicional, por su ayuda incondicional. A Mariana Cruz y Pedro Elizalde por los días que, gustosamente, me acompañaron al campo. Al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, por la posibilidad que recibí de seguir estudiando y perfeccionándome. A los docentes de la Escuela de Posgrado, por todo lo aprendido. A Liliana Ferrari y Estela Postulka, de la Universidad Nacional de Lomas de Zamora, por ser mi cuna y punto de partida.

DECLARACIÓN

Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total como una tesis en ésta u otra institución.

Alejandra Veronica Casal

ÍNDICE GENERAL

	Pág.
DEDICATORIA	iii
AGRADECIMIENTOS	iv
DECLARACIÓN	v
ÍNDICE GENERAL	vi
ÍNDICE DE TABLAS	viii
ÍNDICE DE FIGURAS	ix
ABREVIATURAS	xii
RESUMEN	xiv
ABSTRACT	xv
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Introducción general	1
1.2. El caso de los pastizales de la Pampa Deprimida	4
1.3. Objetivo general	8
1.4. Objetivos, hipótesis específicas y predicciones específicas	8
1.4.1. Agregado de nitrógeno y de semillas de <i>Lotus tenuis</i> al pastizal	8
1.4.2. Agregado de fósforo al pastizal que recibió nitrógeno y <i>L. tenuis</i>	9
CAPÍTULO 2. MATERIALES Y MÉTODOS	11
2.1. Sitio de estudio y situación inicial del pastizal	11
2.2. Diseño experimental	12
2.3. Aplicación y efectividad de los tratamientos	14
2.4. Variables de respuesta	16

2.5. Análisis estadísticos.....	18
CAPÍTULO 3. RESULTADOS.....	21
3.1. Agregado de nitrógeno y semillas de <i>Lotus tenuis</i>	21
3.2. Agregado de fósforo al pastizal que recibió nitrógeno y <i>L. tenuis</i>	30
3.3. La composición botánica del pastizal.....	36
CAPÍTULO 4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN.....	39
CAPÍTULO 5. BIBLIOGRAFÍA.....	49

ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Esquema de los tratamientos para el análisis del agregado de nitrógeno o interseembra con semillas de <i>Lotus tenuis</i> sobre la aplicación o no del herbicida (primer objetivo de estudio).....	13
Tabla 2. Esquema de los tratamientos para el análisis del agregado de fósforo sobre parcelas con y sin herbicida, con agregado de nitrógeno o interseembra con semillas de <i>L. tenuis</i> (segundo objetivo de estudio).....	13
Tabla 3. Contenido de fósforo en suelo inicial y antes de las fertilizaciones de otoño y primavera	16

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Precipitaciones mensuales durante el periodo experimental y durante los últimos treinta años.....	12
Figura 2. Dinámica anual de la biomasa aérea y radical total del pastizal en parcelas con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron o no, agregado de nitrógeno o semillas de <i>Lotus tenuis</i>	21
Figura 3. Variación de la biomasa aérea total en función a la radiación fotosintéticamente activa en los casos con y sin herbicida selectivo.....	22
Figura 4. Radiación fotosintéticamente activa interceptada en parcelas tratadas con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron o no, agregado de nitrógeno o semillas de <i>Lotus tenuis</i>	23
Figura 5. Dinámica anual de la biomasa aérea de los grupos forrajeros en parcelas con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron o no, agregado de nitrógeno o semillas de <i>Lotus tenuis</i>	24
Figura 6. Dinámica anual de la cobertura basal de los grupos forrajeros en parcelas con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron o no, agregado de nitrógeno o semillas de <i>Lotus tenuis</i>	26
Figura 7. Dinámica anual de la biomasa aérea y la cobertura basal de las malezas tipo roseta en parcelas con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron o no, agregado de nitrógeno o semillas de <i>Lotus tenuis</i>	27
Figura 8. Dinámica anual de la biomasa aérea y la cobertura basal de la maleza <i>Ambrosia tenuifolia</i> en parcelas con y sin herbicida selectivo que, a su vez,	

recibieron o no, agregado de nitrógeno o semillas de <i>Lotus tenuis</i>	29
Figura 9. Productividad Primaria Neta Aérea anual de parcelas tratadas con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron o no, agregado de nitrógeno o semillas de <i>Lotus tenuis</i>	30
Figura 10. Dinámica anual de la biomasa aérea total del pastizal a lo largo del año en parcelas con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron agregado de nitrógeno o semillas de <i>Lotus tenuis</i> , con y sin fertilización fosforada.....	30
Figura 11. Dinámica anual de la biomasa subterránea en parcelas con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron agregado de nitrógeno o semillas de <i>Lotus tenuis</i> , con y sin fertilización fosforada.....	31
Figura 12. Radiación fotosintéticamente activa interceptada en parcelas tratadas con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron o no, agregado de nitrógeno o semillas de <i>Lotus tenuis</i> , con y sin fertilización fosforada.....	31
Figura 13. Dinámica anual de la biomasa aérea de los grupos forrajeros en parcelas con y sin herbicida que, a su vez, recibieron agregado de nitrógeno o semillas de <i>L. tenuis</i> , con y sin fertilización fosforada.....	32
Figura 14. Dinámica anual de la cobertura basal de los grupos forrajeros en parcelas con y sin herbicida que, a su vez, recibieron agregado de nitrógeno o semillas de <i>L. tenuis</i> , con y sin fertilización fosforada.....	33
Figura 15. Dinámica anual de la biomasa aérea y la cobertura basal de las malezas tipo roseta en las cinco fechas evaluadas en parcelas con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron agregado de nitrógeno o semillas de <i>L. tenuis</i> , con y sin fertilización fosforada.....	34

Figura 16. Dinámica anual de la biomasa aérea y la cobertura basal de la maleza <i>Ambrosia tenuifolia</i> en las cinco fechas evaluadas en parcelas con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron agregado de nitrógeno o semillas de <i>L. tenuis</i> , con y sin fertilización fosforada	35
Figura 17. Productividad Primaria Neta Aérea anual del pastizal con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron agregado de nitrógeno o semillas de <i>Lotus tenuis</i> , con y sin fertilización fosforada.....	36
Figura 18. Variación de la riqueza con y sin herbicida selectivo, en función a la biomasa total y productividad primaria neta aérea para todos los casos estudiados.....	38
Figura 19. PCA de, sobre la composición botánica de los tratamientos con y sin herbicida, agregado de nitrógeno o de semillas de <i>L. tenuis</i> , con y sin fertilización fosforada, en el mes de Enero de 2008.....	38

ABREVIATURAS

C3	especies cuyo primer producto de la fotosíntesis es un compuesto orgánico de 3 carbonos
C4	especies cuyo primer producto de la fotosíntesis es un compuesto orgánico de 4 carbonos
kg/ha	kilogramos por hectárea
°C	grados centígrados
mm	milímetros
km	kilómetros
m	metros
m ²	metros cuadrados
H	herbicida
N	nitrógeno
P	fósforo
g	gramos
cm ³	centímetros cúbicos
ANOVA	análisis de la varianza
g N m ⁻²	gramos de nitrógeno por metro cuadrado
cm	centímetros
M	molar
mg N-NO ₃ /kg	miligramos de nitrato por kilogramo
g P m ⁻²	gramos de fósforo por metro cuadrado
PAR	radiación fotosintéticamente activa
PPNA	productividad primaria neta aérea
Pi	productividad de cada grupo funcional
Sc	factor de corrección para senescencia
$\Delta+$ SD/ Δt	incrementos en material muerto en pie entre fechas evaluadas
Si	disminuciones en biomasa verde
Fc	factor de corrección para descomposición
$\Delta+$ L	incremento en broza
$\Delta-$ SD	diferencia negativa en material muerto en pie
Δt	intervalo de tiempo evaluado
H	Índice de Shannon-Wiener

ln	logaritmo natural
S	riqueza
D	Índice de Simpson
pi	abundancia proporcional de la especie i
Cj	Índice de Jaccard
LSD	Test de comparación de medias, Diferencia Mínima Significativa
PCA	método de ordenación por Componentes Principales
dm ³	decímetro cúbico
R ²	cuadrado de Coeficiente de Correlación de Pearson
n	tamaño de muestra
gMS.m ⁻²	gramos de materia seca por metro cuadrado
At	<i>Ambrosia tenuifolia</i>
Che	<i>Chaetotropis elongata</i>
Cyp	<i>Cyperus sp.</i>
Fa	<i>Festuca arundinacea</i>
Gf	<i>Gaudinia fragilis</i>
Lm	<i>Lolium multiflorum</i>
Lt	<i>Lotus tenuis</i>
Pl	<i>Plantago lanceolata</i>
Pp	<i>Paspalidium paludivagum</i>
Pv	<i>Paspalum vaginatum</i>
Si	<i>Sporobolus indicus</i>
Sn	<i>Stipa neesiana</i>
Ss	<i>Stenotaphrum secundatum</i>
Tx	<i>Taraxacum sp.</i>

Resumen

El sobrepastoreo es la principal causa de deterioro de los sistemas pastoriles del mundo. Este proceso reduce la provisión de forraje y de otros servicios ecosistémicos como la regulación del balance de carbono o la biodiversidad. Esta tesis investigó el efecto individual o combinado del agregado de herbicida, nitrógeno y *Lotus tenuis* sobre la oferta forrajera del pastizal. Probamos la hipótesis que la liberación de recursos provocada por el herbicida sobre las poblaciones no forrajeras será aprovechada por las especies de mayor valor si se estimula su crecimiento por medio de la acción de las otras prácticas (fertilización e interseembra). Se realizaron dos experimentos a campo, de un año de duración, en un pastizal natural de la Pampa deprimida (Pcia. de Buenos Aires). El primero evaluó el efecto del agregado de nitrógeno y de semillas de *L. tenuis* en parcelas que habían sido tratadas, o no, con herbicida selectivo. El segundo evaluó el impacto del agregado de fósforo en parcelas que habían recibido, o no, nitrógeno o *L. tenuis*, a su vez con o sin herbicida. Se estimaron distintas variables que describen la respuesta de la vegetación a esos tratamientos. El herbicida controló eficazmente a las especies de bajo valor forrajero y aumentó la productividad del pastizal, porque permitió la promoción del crecimiento de las gramíneas estivales. Ni el agregado de nitrógeno ni el de semillas de *L. tenuis* mejoraron la oferta forrajera e, incluso, con estos tratamientos aumentó la población de *A. tenuifolia*. El agregado de fósforo al pastizal que había recibido nitrógeno o *L. tenuis* solo presentó un moderado efecto positivo en la abundancia relativa de las gramíneas invernales. Los resultados indican que, en el corto plazo, el control con herbicida fue la única estrategia que revirtió parcialmente los efectos negativos del sobrepastoreo.

Abstract

Overgrazing is a major cause of grassland deterioration worldwide. This process impairs forage supply and other ecosystem services such as carbon cycling regulation and biodiversity. This thesis investigated the individual and combined effects of herbicide, nitrogen and *Lotus tenuis* addition on rangeland forage supply. We tested the hypothesis that the release of resources caused by the herbicide on non palatable plant species will be used by palatable species particularly if growth of the latter is stimulated by fertilization and intercropping. We conducted two field experiments, one year long, in a natural grassland of the Flooding Pampa (Buenos Aires Province). The first evaluated the effect of nitrogen and seed (*L. tenuis*) addition in plots that had been treated, or not, with selective herbicide. The second assessed the effect of phosphorus addition to plots that had received nitrogen or *L. tenuis*, with or without herbicide. We estimated plant response to such treatments. The herbicide effectively controlled non palatable species and promoted grassland productivity by promoting the growth of summer grasses. Neither nitrogen or *L. tenuis* seed addition improved primary productivity. On the contrary, these practices had a light promotion on *A. tenuifolia*, an important non palatable species. Phosphorus addition to plots that had received nitrogen or *L. tenuis* showed only a moderate positive effect on the relative abundance of winter grasses. These results indicate that, in the short term, herbicide control was the only strategy that partially reversed the negative effects of overgrazing.

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

1.1. Introducción general

Los ecosistemas de pastizal ocupan cerca de un cuarto de la superficie terrestre no cubierta por hielo (FAO, 2009) y, si bien han sido modificados intensamente por la actividad humana (agricultura, silvicultura y urbanización), entre un 10 % y un 20 % de los pastizales están degradados por causa de un indebido régimen de pastoreo (FAO, 2009). El 80 % de las tierras cultivables son actualmente ocupadas para la producción animal (FAO, 2009). Sólo en Sudamérica, los pastizales sirven de alimento a aproximadamente 65 millones de rumiantes domésticos (Berretta 2001). De esta forma, aún en el presente, una fracción de pastizales del mundo provee sustento para numerosas poblaciones de herbívoros domésticos, cuya base nutricional es la productividad primaria neta de estos ecosistemas.

Los pastizales presentan una vegetación relativamente diversa, en la que coexisten distintos grupos funcionales que no solo difieren en la forma y en los momentos de aprovechamiento de los recursos, sino que también responden de manera diferencial a los disturbios y a la heterogeneidad ambiental (Chapin et al. 1987, Noy-Meir et al. 1989). Por ejemplo, algunas especies resisten el pastoreo a través de cambios morfológicos, lo que se conoce como estrategias de escape al pastoreo, como las plantas de porte bajo (Díaz et al. 2001). En cambio otras presentan la capacidad de compensar la pérdida de biomasa con una mayor tasa de crecimiento relativo de su tejido remanente luego de la defoliación (Agrawal 2000, Stowe 2000, Ferraro y Oesterheld 2002). Otra fuente de variación ambiental frecuente en muchos pastizales es el anegamiento, que a su vez puede tener lugar en coincidencia con eventos de pastoreo. Este disturbio también provoca respuestas muy contrastantes entre distintos grupos de especies, ya que la posibilidad de rebrote de los pastos que son pastoreados en

condiciones de anegamiento depende fuertemente de la proporción de tejido remanente sobre la lámina de agua mientras que en leguminosas perennes que regeneran sus tejidos a partir de reservas de la corona, pueden hacerlo aún bajo el agua (Striker et al. 2008). La disponibilidad hídrica también modifica diferencialmente a las especies a través de su distinta tolerancia a la sequía y, en el caso particular de las especies anuales, la sequía promueve a aquellas especies cuyas semillas son más pequeñas y cuyas plántulas desarrollan un sistema radical más extenso (Robinson y Gross 2010). La variación de la disponibilidad hídrica durante el año, entonces, también puede afectar la composición florística del pastizal incluso en mayor medida que la variación entre años (Knapp y Smith 2001, Oesterheld et al. 2001). De igual forma, la disponibilidad de nutrientes es aprovechada diferencialmente por las especies, lo cual es particularmente importante en el caso de las especies capaces de fijar nitrógeno (Lauenroth et al. 1979, Chapin et al. 2002). Algunas leguminosas rebrotan luego de la defoliación movilizándolo desde corona y raíz (Avice et al. 1996, Striker et al. 2008), mientras que la regeneración de nuevos tejidos en las gramíneas se debe al carbono proveniente de las reservas en el área foliar remanente (De Visser et al. 1997, Striker et al. 2008).

El sobrepastoreo por animales domésticos es la causa de deterioro más frecuente de los ecosistemas pastoriles. Este proceso en general involucra la reducción y/o desaparición de las especies de mayor valor forrajero y el consecuente aumento de especies indeseables desde el punto de vista productivo (Noy-Meir et al. 1989, Milchunas y Lauenroth 1993). En general, estos reemplazos florísticos determinan una reducción de la productividad primaria neta (Milchunas y Lauenroth 1993, Rusch y Oesterheld 1997). Los modelos más recientes, propuestos para interpretar la dinámica de los pastizales, proponen que la vegetación presenta distintos estados más o menos estables que pueden intercambiarse por acción de diversos factores (modelo de estados

y transiciones, Westoby et al. 1989). El sobrepastoreo sería, precisamente, uno de los factores que lleva al pastizal de un estado determinado a otro más deteriorado (Huss et al. 1986, Chaneton 2006). Este tipo de disturbio es capaz de modificar la estructura del pastizal creando espacios vacíos ("gaps"), que alterarían las relaciones de competencia entre las especies vegetales promoviendo aquellas de porte más rastrero y frecuentemente poco atractivas para el consumo por el ganado (Suding et al. 2001, Lenssen et al. 2004).

Las tecnologías más difundidas de manejo de sistemas pastoriles extensivos combinan decisiones de manejo de los animales tales como el momento, la duración y la intensidad del pastoreo (Bailey 1996, Bailey y Provenza 2008, Laca 2008) con decisiones tendientes a aumentar la productividad y calidad del pastizal por medio de fertilización, intersiembra de especies forrajeras y utilización de pesticidas para el control de malezas y plagas animales. Dentro de las tecnologías orientadas a mejorar la oferta forrajera, el agregado de nutrientes es una práctica habitual en muchos ecosistemas de pastizal y, si bien suele ser beneficiosa para aumentar la productividad primaria, las poblaciones silvestres difieren en su economía de los nutrientes (Grime 1979, Chapin 1980, Tilman 1988, van Breemen 1995). Así, no todas las especies reciben un beneficio equivalente y pueden disparar cambios en la composición florística de la comunidad (McNaughton 1977, Semmartin et al. 2007). En muchos ecosistemas, la adición de nutrientes ha beneficiado a ciertos grupos de plantas en detrimento de otras o bien ha provocado una reducción de la diversidad florística (McNaughton 1977, Wedin y Tilman 1996, Shaver et al. 2001). De igual manera, la introducción de especies interfiere en las relaciones de competencia (Briske et al. 1991), aunque el éxito del establecimiento de las especies introducidas depende de los recursos disponibles tales como agua y luz (Wilsey y Polley 2003). Se ha documentado en diversos tipos de

pastizales que la interseembra mejora la cantidad y calidad del recurso forrajero de los animales en pastoreo (González Dodd et al. 1979, Miñón et al. 1990, Distel et al. 2008). En algunos casos, esta técnica se utiliza para recuperar áreas de pastizal, reincorporando las especies perdidas debido a un estado de degradación avanzado no recuperable mediante descansos (Borman et al. 1991, Di Tomaso 2000). Finalmente, otras prácticas difundidas en muchos ecosistemas pastoriles, que mejoran la oferta forrajera, incluyen el control de malezas por medio de herbicidas. Si bien esta técnica puede generar efectos indeseables en el tiempo (Jasieniuk et al. 1996, Vila-Aiub y Ghera 2005) suele resultar efectiva en los planes de manejo integrado para la conservación de las especies nativas del pastizal, aumentando la productividad y calidad del recurso (Rice et al. 1997, 1998).

1.2. El caso de los pastizales de la Pampa Deprimida.

Estos pastizales ocupan una región de aproximadamente seis millones de hectáreas que durante las últimas décadas ha sufrido una notable transformación, principalmente debido a la expansión de la agricultura (Baldi et al. 2006, Vázquez et al. 2009). Sin embargo, este ecosistema todavía ocupa la mayoría de la superficie de la zona (Baldi et al. 2006). Estos pastizales, que combinan especies con metabolismo C3 y C4, no presentan una estación marcada de descanso como otros pastizales templados, sino que permanecen productivos durante todo el año (Soriano 1992). Su patrón de productividad tiene un máximo que se produce desde finales de primavera hasta principios del verano y su productividad media anual es de aproximadamente 5500 kg/ha (Sala et al. 1981, Semmartin et al. 2007).

El pastoreo doméstico constituye la causa de los cambios más notables en la estructura y funcionamiento de este pastizal (Sala et al. 1986, Facelli 1988, Chaneton et

al. 2002). Uno de los cambios más evidentes en este sistema es el reemplazo de gramíneas por un grupo de herbáceas dicotiledóneas, anuales y perennes, que suelen ser poco preferidas por el ganado (Chaneton et al. 2002). Esta disminución de las gramíneas, principalmente las especies de ciclo estival, genera una baja en la producción de forraje (Rusch y Oesterheld 1997), excepto las especies gramíneas C4 de hábito rastrojero y escaso valor forrajero, que aumentan debido al uso intensivo o pastoreo continuo de estos pastizales (Jacobó et al. 2006). Entre las especies no consumidas por el ganado es particularmente notable la abundancia de *Ambrosia tenuifolia*, una especie perenne, nativa, que está presente en la mayoría de los ambientes de la Pampa Deprimida y generalmente se la asocia a historias de sobrepastoreo agravado por condiciones de sequía (Figura 1) (Berasategui y Barberis 1982, Perelman et al. 1982, Burkart et al. 1990, Insausti et al. 1995, Altesor et al. 2005, Insausti y Grimoldi 2006). *Ambrosia tenuifolia* se comporta como especie dominante y codominante y reduce la receptividad del pastizal. Solo la ocurrencia de eventos intensos de inundación reduce su frecuencia y biomasa (Insausti et al. 1999; Insausti y Grimoldi 2006). Si bien es una especie nativa, tiene características de invasora (Richardson et al. 2000) debido a su alta capacidad de reproducirse, tanto sexual como asexualmente (Insausti y Soriano 1982, Insausti y Grimoldi 2006). Produce semillas entre febrero y abril que rompen la dormición en primavera y verano, con las señales de alternancia de temperatura y luz propias de los microambientes abiertos de la vegetación (Insausti et al. 1982, 1995). Las semillas que no germinan en ese momento entran en dormición secundaria y enriquecen el banco de semillas del suelo, que tolera incluso las condiciones de anegamiento (Insausti et al. 1995). Una vez establecidas, las plántulas inician la colonización de tipo secundaria mediante sus raíces gemíferas.

Una forma de aprovechamiento sostenible de estos pastizales y/o de mitigación del deterioro, y que tienda a una menor dependencia de insumos basados en energía fósil, es a través del manejo de sitio (Seabloom et al. 2003). Existen tres tipos de limitaciones para que un sitio sea apto para la germinación y establecimiento de plántulas; la existencia de semillas, las relaciones de dominancia y competencia dentro del sitio, o la heterogeneidad ambiental como las condiciones de fertilidad, humedad, etc. (Seabloom et al. 2003). Cuando la limitante es la semilla, por ejemplo, el agregado artificial a través de la interseembra puede permitir el establecimiento de la población en ese sitio, siempre que la competencia entre las demás especies, o las mismas en estado adulto lo permitan, o se hayan generado condiciones, por ejemplo de fertilidad, óptimas para la especie (Fowler 1988, Oesterheld et al. 1990, Seabloom et al. 2003). Las prácticas habituales de manejo del forraje en este pastizal, tanto para aumentar su productividad y calidad como para mitigar el deterioro, incluyen la fertilización (Ginzo et al. 1982, Collantes et al. 1998, Semmartin et al. 2007, Rodríguez et al. 2007, Rubio et al. 2010), la interseembra con especies leguminosas (Juan et al. 2000, Vignolio y Fernández 2011), la promoción de especies invernales con herbicidas totales y/o pastoreo intenso (Rodríguez y Jacobo 2013) y el control de malezas con herbicidas selectivos (Fernández Grecco y Viviani Rossi 1997).

La fertilización nitrogenada aumenta significativamente la productividad del pastizal promoviendo diferencialmente a los grupos funcionales que conforman la comunidad (Semmartin et al. 2007). Las respuestas positivas del agregado de nitrógeno han sido documentadas en numerosos ambientes de este pastizal, bajo distintos regímenes de pastoreo y en combinación, o no, con fósforo (Ginzo et al. 1982, Semmartin y Oesterheld 2001, García et al. 2002, Semmartin et al. 2007). Los grupos más promovidos por la fertilización son los pastos, lo que modifica las proporciones del

pastizal de manera tal de aumentar su productividad secundaria potencial (Pearson et al. 1994, Pan et al. 2010). Se ha documentado que el aporte de nitrógeno en primavera y en verano genera ventajas competitivas para las gramíneas, e incluso dentro de ellas, las especies con síndrome fotosintético C4 (llamadas especies primavero-estivales) presentan la mayor respuesta (García et al. 2002, Fernández Grecco y Agnusdei 2005, Semmartin et al. 2007). Por otra parte, la fertilización fosforada también genera aumentos en la productividad de los pastizales (Ayala Torales et al. 2000). El agregado de fósforo no solo aumenta la participación de las especies gramíneas C3 (inverno-primaverales) sino que también aumenta la productividad de las leguminosas, particularmente de *Lotus tenuis* (Ayala Torales et al. 2000, Rodríguez et al. 2007). En ciertas situaciones se ha observado que *L. tenuis* puede absorber de manera más eficiente, por unidad de raíz, que las gramíneas, este nutriente del suelo, compensando con este otro grupo su diferencia negativa en masa radical, y permitiendo un balance que permita la coexistencia de ambos durante el período de implantación (Ayala Torales 1998). De esta manera, la alta disponibilidad de fósforo, y, más aún, en los horizontes superiores del suelo, promueve el establecimiento exitoso de las leguminosas, como *L. tenuis*, y de algunas gramíneas invernales anuales, particularmente el *L. multiflorum*, como se pudo estudiar en un trabajo realizado por Rodríguez y otros, en pastizales de la zona, en el año 2007. Estos mismos autores, sin embargo, resaltan la importancia de la fertilización fosforada en comunidades con existencia de leguminosas para destacar el aumento de productividad de los dos grupos, leguminosas y gramíneas invernales anuales.

La interseembra con especies forrajeras como *Lotus tenuis* también aumenta la producción del pastizal ya que, además de aportar forraje de alta calidad, aumenta la disponibilidad de nitrógeno en el sistema, utilizando como fuente el nitrógeno

atmosférico, a partir de la simbiosis con *Rhizobium*, y aportando al suelo residuos de rápida descomposición (Zanoniani 2002). En este sentido, *Lotus tenuis* es una especie de crecimiento preferentemente primavera-estival, perenne, naturalizada para la Pampa Deprimida y tolerante a suelos saturados y salinos (Vignolio et al. 1994, 1995). Presenta hábito rastrero y es apta para enriquecer la oferta forrajera del pastizal por su buen balance entre cantidad y calidad y por su alta producción de semillas que contribuye a su propagación. En ciertos aspectos, esta especie ocupa un nicho ecológico similar al de *A. tenuifolia*, por lo cual su presencia en el banco de semillas representaría un factor de competencia para *Ambrosia*, particularmente en los espacios abiertos generados por la muerte de individuos tratados con herbicidas (Lagler 2003).

1.3. Objetivo general

El objetivo general de esta tesis es dilucidar en qué medida prácticas de manejo individuales y/o combinadas mejoran la oferta forrajera del pastizal y reducen la abundancia de especies poco apetecidas por el ganado doméstico. Esta tesis parte de la idea de que la mejora en la receptividad de este pastizal natural dependerá de la acción combinada de distintos factores (fertilización, interseembra y herbicida), a través de respuestas diferenciales de los distintos grupos funcionales a cada factor y/o combinación de ellos.

1.4. Objetivos, hipótesis y predicciones específicas

1.4.1. Agregado de nitrógeno y de semillas de *Lotus tenuis* al pastizal

En primer lugar, evalué en experimentos independientes el efecto de la fertilización con nitrógeno y el agregado de semillas de una leguminosa de crecimiento primavera-estival

(*Lotus tenuis*) sobre la producción de biomasa de distintas especies y/o grupos funcionales del pastizal (gramíneas invernales, gramíneas estivales, graminoides, *A. tenuifolia*, *L. tenuis*, otras malezas dicotiledóneas) y su repercusión sobre los índices de diversidad en la vegetación. Estas prácticas de manejo, a su vez se evaluaron en parcelas que habían recibido, o no, herbicidas selectivos para hierbas dicotiledóneas. Nuestra hipótesis establece, por un lado, que la liberación de recursos provocada por el herbicida al disminuir las poblaciones no graminiformes será mejor aprovechada por las especies de mayor valor forrajero (graminiformes) si se estimula su crecimiento por medio del agregado de nitrógeno y de la introducción de *L. tenuis*, mediante intersiembra; con un mínimo impacto ecológico al disminuir la población de malezas. Entonces, esperamos que la máxima producción de biomasa forrajera del pastizal ocurrirá en las respectivas situaciones que combinan el uso de herbicida con el agregado de nitrógeno y el agregado de semillas de *L. tenuis*, modificando en menor medida los parámetros de diversidad, disminuyendo la riqueza por menor existencia de malezas, en su mayoría exóticas, o reemplazándolas por otras especies de mayor valor forrajero, y sin grandes modificaciones en las relaciones de dominancia. Por su parte, *A. tenuifolia* y el resto de las poblaciones de hierbas dicotiledóneas presentarán menor producción de biomasa en estas mismas situaciones. En el caso de las parcelas que no reciban aplicación de herbicida, predecimos que los efectos ocurrirán en el mismo sentido, ya que las especies graminiformes aprovecharán más que las dicotiledóneas el agregado de nitrógeno y que el agregado de *L. tenuis* tendrá un efecto negativo proporcionalmente mayor sobre estas últimas.

1.4.2. Agregado de fósforo al pastizal que recibió nitrógeno y *L. tenuis*

En segundo lugar, investigué en dos experimentos independientes el papel del agregado de fósforo sobre los mismos tratamientos analizados en la primera parte: el agregado de

nitrógeno y la interseembra con semillas de *L. tenuis*. Estos efectos se evaluaron sobre los mismos componentes de la vegetación descritos más arriba. La hipótesis establece que el agregado de fósforo promoverá más que proporcionalmente la acción positiva de la fertilización nitrogenada sobre las especies de mayor valor forrajero (graminiformes) que sobre las especies dicotiledóneas, de escaso valor forrajero, sin afectar en gran medida la diversidad del recurso. Predecimos que la producción de biomasa de las especies graminiformes y de *L. tenuis* será mayor en las respectivas situaciones que combinen la aplicación de herbicida con el agregado de nitrógeno o agregado de semillas de *L. tenuis* con el agregado de fósforo mientras que, en esas mismas situaciones, *A. tenuifolia* y el resto de las especies no graminiformes presentará su menor producción de biomasa. A su vez, en el caso de las parcelas que no reciban aplicación de herbicida, predecimos que los efectos ocurrirán en el mismo sentido, ya que las especies graminiformes aprovecharán más que las dicotiledóneas la combinación del agregado de nitrógeno y fósforo y la combinación del agregado de semillas de *L. tenuis* y fósforo tendrá un efecto negativo proporcionalmente mayor sobre las poblaciones de dicotiledóneas, esperando un aumento en la dominancia de las especies de alto valor productivo y nativas del pastizal no significativo y, en tal caso, en desmedro de las especies de bajo valor.

CAPÍTULO 2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Sitio de estudio y situación inicial del pastizal

La Pampa Deprimida está ubicada en el centro de la provincia de Buenos Aires y ocupa una superficie de aproximadamente 9.5 millones de hectáreas. La caracterizan sus suelos hidromórficos, calcimórficos y alcalinos (Tricart 1973, García et al. 2002). Las temperaturas regionales corresponden a las del clima templado, con promedios anuales entre 13 a 17°C y el régimen hídrico es subhúmedo – húmedo, con precipitaciones relativamente uniformes a lo largo del año y un promedio entre 800 y 1000 mm anuales (Soriano 1991) (Figura 1). Esta región presenta alrededor del 66% de su superficie ocupada por pastizales naturales (Baldi et al. 2006). En estos pastizales se han diferenciado 15 grupos florísticos (Burkart et al. 1990).

El trabajo se llevó a cabo en un pastizal de la Pampa Deprimida, en tierras pertenecientes a la Colonia Ortiz Basualdo (37°5´ S; 57°52´ O), partido de Ayacucho, a 5 km de la ciudad de Las Armas. El suelo pertenece a ambientes bajos, de unidad cartográfica Complejo Monsalvo, capacidad de uso III ws. La vegetación existente corresponde a la comunidad C (León 1975), con presencia de abundantes malezas, especialmente de tipo rosetas y *Ambrosia tenuifolia*.

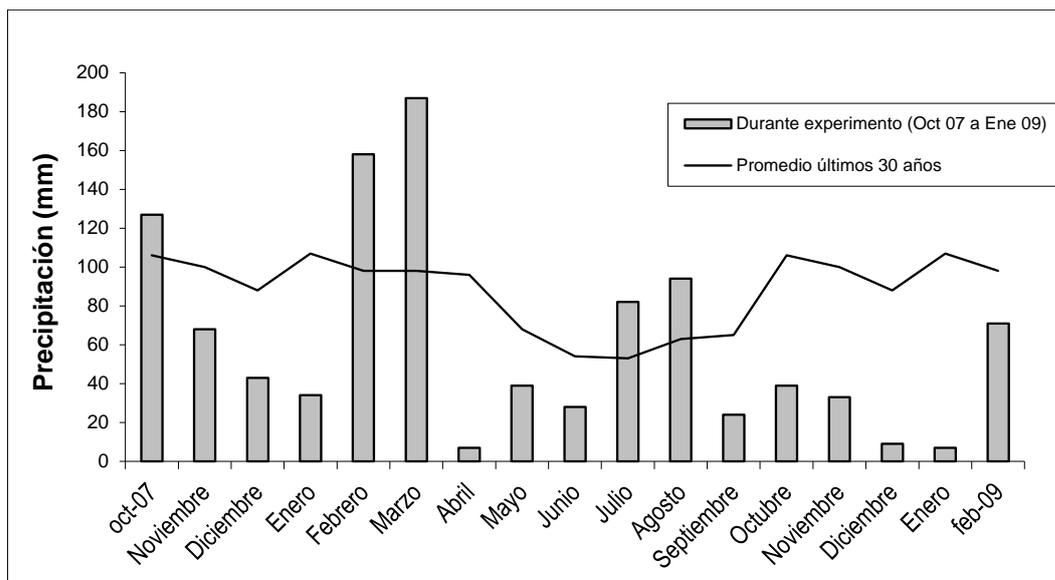


Figura 1. Precipitaciones mensuales durante el periodo experimental y durante los últimos treinta años. Nótese que durante 2008 se registró un valor anual inferior a la media histórica (734 mm).

Se realizó un diagnóstico de composición del pastizal en septiembre de 2007. Se midió cobertura basal en 18 transectas. En ese momento, el pastizal contaba con una mayor oferta forrajera de gramíneas estivales (13%), aunque en su mayoría especies rastreras de bajo valor forrajero, 7 % de especies gramíneas invernales, 8 % de leguminosas y 13 % dicotiledóneas de escaso a nulo valor forrajero, principalmente especies rosetas y *Ambrosia tenuifolia*.

2.2. Diseño experimental

En un potrero pastoreado por vacunos se clausuró una superficie de 1400 m² para impedir el ingreso de animales durante el período experimental. En esta clausura se distribuyeron aleatoriamente 56 parcelas de 2 x 4 m en las que se realizaron dos experimentos simultáneos, uno que involucró el agregado de nitrógeno y de semillas de *L. tenuis* y otro que involucró agregado de fósforo. Ambos experimentos se realizaron con un diseño completamente aleatorizado, en parcelas divididas, y tuvieron cuatro repeticiones por tratamiento.

Para evaluar el efecto de la fertilización con nitrógeno y del agregado de semillas de *Lotus tenuis* (objetivo 1) se siguió un esquema en el que la parcela principal correspondió al tratamiento herbicida (con y sin herbicida) y las subparcelas correspondieron a fertilización nitrogenada (con y sin fertilización) y al agregado de semillas de *Lotus tenuis* (con y sin agregado de semillas).

Tabla 1. Esquema de los tratamientos para el análisis del primer objetivo. Se utilizó un arreglo de parcelas divididas, con dos niveles dentro de la parcela principal (Herbicida), con y sin aplicación, y dos niveles dentro de las subparcelas (Fertilización con Nitrógeno y Agregado de semillas de *Lotus tenuis*), con y sin nitrógeno o agregado de semillas. Dentro de las subparcelas, las parcelas testigo fueron las mismas tanto para analizar el efecto del nitrógeno como para el del agregado de semillas.

Parcela principal	Subparcela	Denominación de los tratamientos	
Con Herbicida (H+)	Con <i>Lotus</i>	H+ <i>Lotus</i> +	
	Testigo		H+
	Con nitrógeno		H+Nitrógeno+
Sin Herbicida (H-)	Con <i>Lotus</i>	H- <i>Lotus</i> +	
	Testigo		H-
	Con nitrógeno		H-Nitrógeno+

Para analizar el posible efecto de la fertilización fosforada sobre el agregado de nitrógeno y el agregado de semillas de *L. tenuis* (objetivo 2), se agregó fósforo a cuatro subparcelas que ya habían recibido nitrógeno o semillas de *Lotus tenuis*.

Tabla 2. Esquema de los tratamientos para el análisis del segundo objetivo en estudio. Se utilizó un arreglo de parcelas subdivididas, con dos niveles dentro de la parcela principal ("Herbicida"), con y sin aplicación, dos niveles dentro de las subparcelas, con "Fertilización con Nitrógeno" y con "Agregado de semillas de *Lotus tenuis*" y dos niveles de sub subparcelas, con y sin fertilización fosforada. Este diseño de análisis se repitió en las 5 fechas de evaluación (enero 2008, abril 2008, julio 2008, noviembre 2008 y marzo 2009).

Parcela principal	Subparcela	Sin fósforo (P-)	Con fósforo (P+)
Con herbicida	Con <i>Lotus</i> (<i>Lotus</i>)	H+ <i>Lotus</i> P-	H+ <i>Lotus</i> +P+
Sin herbicida		H- <i>Lotus</i> P-	H- <i>Lotus</i> + P+
Con herbicida	Con Nitrógeno (N)	H+N P-	H+N+ P+
Sin herbicida		H-N P-	H-N+ P+

Se realizó un corte de limpieza a fines de primavera del año 2007 para permitir el desarrollo de las especies estivales y evitar cambios sucesionales en la vegetación (Omacini et al. 1995, Facelli 1988).

2.3. Aplicación y efectividad de los tratamientos

La aplicación de herbicida para las parcelas correspondientes fue la combinación de 43.2 g de clopyralid y 800 cm³ de 2.4 DB por hectárea. Se realizó una única aplicación en la primavera de 2007, al comienzo de los experimentos. Se evaluó la efectividad de este tratamiento realizando un ANOVA de dos factores, con y sin herbicida sobre cobertura basal de malezas en el mes de octubre del año 2007, en parcelas adicionales reservadas para tal fin. La aplicación resultó efectiva ($p= 0.02$).

El agregado de semillas de *L. tenuis* consistió en el agregado al voleo de 750 semillas m⁻² (6 kg ha⁻¹), en octubre de 2007. Si bien la siembra al voleo en otoño de esta especie tiene mayores resultados en germinación (Montes et al. 1985, Miñón et al. 1993, Quinos et al. 1998), en este experimento se realizó al comienzo (primavera), y utilizando una alta densidad de siembra con el fin de evaluar sus efectos desde el comienzo del experimento y de aprovechar mejor el menor pulso de emergencia estival para esta especie (Montes et al. 1990, Mujica et al. 1993, Sevilla et al. 1993, 1996), evitando que el pastizal en clausura interfiera en la germinación. La efectividad del agregado de semillas de *L. tenuis*, medida durante el primer otoño mostró solo efectos marginales sobre la biomasa de esa especie (control vs. agregado de semilla, 15 vs 37 g/m², $p= 0.06$) y sobre su cobertura relativa al resto de los grupos funcionales de la comunidad (control vs. agregado de semilla 1.4 vs 7.8 %, $p= 0.07$). Tanto la biomasa como la cobertura de *L. tenuis* se evaluaron con las técnicas descriptas más abajo para el resto de los grupos funcionales.

El agregado de nitrógeno consistió en una dosis de 20 g N m⁻² en forma de urea, aplicada al voleo. Se fertilizó en otoño y la primavera desde septiembre de 2007. La efectividad de las aplicaciones se evaluó mediante una comparación de medias solo a fines de la primavera de 2007 (inicio del experimento), en los primeros 10 cm del perfil (el número de réplicas fue de 10 para el control y de 20 para el tratamiento con agregado de nitrógeno). La metodología utilizada fue la extracción de 10 g de muestras de suelo con cloruro de potasio 2M, agitación, filtrado y posterior determinación colorimétrica (Alpkem Autoanalyzer). Solo detectamos un efecto significativo del contenido de nitratos del suelo como consecuencia de la fertilización (control vs. agregado de nitrógeno 0.8 vs. 2.8 mg N-NO₃/kg suelo, p= 0.02). Sin embargo, no detectamos diferencias ni en la fracción de amonio (p= 0.3) ni en el nitrógeno inorgánico total (p= 0.12). La efectividad del resto de las aplicaciones de nitrógeno no pudo ser evaluada.

El agregado de fósforo consistió en una dosis de 4 g P/m² en forma de superfosfato triple, repartida en primavera y otoño. El contenido de fósforo se analizó por la metodología propuesta por Bray y Kurtz, en análisis realizados por el Laboratorio de Análisis de Suelo de INTA Balcarce, sobre muestras provenientes de los primeros 10 cm del perfil de suelo (10 muestras del control y 20 del tratamiento con agregado de fósforo). La efectividad de la fertilización fosforada sobre el fósforo disponible en suelo fue analizado mediante el Test Kruskal Wallis debido a la distribución no normal de los datos. La interacción entre el agregado de fósforo y las fechas de evaluación resultó altamente significativa (p< 0.0001), siendo mayor el fósforo disponible en suelo en los casos fertilizados (Tabla 3).

Tabla 3. Contenido de fósforo en el suelo inicial y luego de las fertilizaciones de otoño y primavera (ppm). Los asteriscos indican diferencias significativas debidas al agregado de fósforo (n= 10). Los asteriscos indican diferencias significativas entre los tratamientos con y sin fósforo ($\alpha= 0.05$).

Momento aplicación	P-	P+
Inicial (octubre 2007)	4.89 \pm 0.1	--
Aplicación primavera 2007	4.8 \pm 0.2	6.4 \pm 0.3*
Aplicación otoño 2008	5.8 \pm 0.2	7.9 \pm 0.2*
Aplicación primavera 2008	5.2 \pm 0.4	16.2 \pm 0.9*

2.4. Variables de respuesta

Las variables de respuesta se analizaron previo al inicio del experimento (septiembre de 2007) y durante el período experimental, en enero, abril, julio y noviembre de 2008, y marzo de 2009. En estas fechas se evaluó la radiación fotosintéticamente activa (PAR) interceptada, y la biomasa aérea, la biomasa subterránea y la composición florística y cobertura basal de la vegetación por especie. A partir de la biomasa aérea se estimó la productividad primaria neta aérea anual y a partir de composición florística y la cobertura de cada especie se estimó la diversidad.

Para la medición de la radiación fotosintéticamente activa se utilizó un sensor Quantum lineal LI-191 (Li-Cor Inc., Lincoln, Nebraska), y se cuantificó la radiación incidente en cada una de las parcelas, ubicando la barra en la parte superior del canopy, y la radiación al nivel del suelo, ubicando la barra sensora debajo del canopy. La radiación fotosintéticamente activa interceptada se calculó como la diferencia relativa (%) entre el PAR interceptado y el PAR incidente.

Para cuantificar la biomasa aérea, en cada una de las fechas indicadas se cosecharon 2 submuestras por parcela (marcos de 20 x 25 cm) distribuidas al azar. El material cosechado se clasificó en muerto en pie y biomasa verde de gramíneas invernales, de gramíneas estivales, de graminoides, de *Lotus tenuis*, de *Ambrosia tenuifolia*, y de otras malezas. Con los mismos marcos se cosechó la broza. El material

se secó en estufa a 70°C durante 72 horas y se registró su peso seco. Además se determinó la cobertura basal de cada una de las especies a partir del uso de líneas de Canfield (2 líneas de 50 cm de largo por parcela) registrada para cada fecha de evaluación.

La biomasa subterránea se evaluó por medio de un barreno de 54 cm³, en los primeros 10 cm del perfil, debido a que a esta profundidad se encuentra el 65 % de las raíces vivas del pastizal (Sala et al. 1981). El material subterráneo obtenido se lavó sobre tamices con malla de 2 mm y se secó en estufa y pesó según el mismo procedimiento descrito para la biomasa aérea.

La productividad primaria neta aérea se calculó según Sala y Austin (2000) como,

$$PPNA_t = \sum P_i + S_c + F_c$$

donde **P_i** representa la productividad de cada grupo funcional, es decir, la suma de las diferencias en biomasa verde para cada uno de ellos entre fechas de evaluación. **S_c** un factor de corrección para senescencia:

$$S_c = (\Delta^+ SD / \Delta t) - \sum S_i$$

($\Delta^+ SD / \Delta t$: incrementos en material muerto en pie entre fechas evaluadas, $\sum S_i$: suma de las disminuciones en biomasa verde). **F_c** representa un factor de corrección para descomposición:

$$F_c = (\Delta^+ L - \Delta^- SD / \Delta t)$$

($\Delta^+ L$: incremento en broza, $\Delta^- SD$: diferencia negativa en material muerto en pie, Δt : intervalo de tiempo evaluado).

Para estimar la diversidad se elaboró una lista de especies y su abundancia, como cobertura basal, y se analizó diversidad y sus componentes, riqueza y dominancia. La

diversidad estimada como equidad, se analizó mediante el Índice de Shannon-Wiener (H):

$$H = - \sum P_i \ln (P_i)$$

donde P_i representa la proporción de cobertura de la especie i con respecto al total.

La riqueza (S), se calculó como número de especies para cada unidad en cada fecha (Kempton 1979, Crawley 1997), y la dominancia se estimó por medio del Índice de Simpson (D), que indica la probabilidad que tienen dos individuos tomados al azar de coincidir en una misma especie (Magurran 1988):

$$D = \sum p_i^2$$

donde p_i representa la abundancia proporcional de la especie i .

También se calculó el Índice de Jaccard (Cj), para estimar la similitud entre diferentes tratamientos (Magurran 1988),

$$C_j = j / (a + b - j)$$

(a: número de especies presentes en el sitio a, b: número de especies presentes en el sitio b, j: número de especies comunes en los sitios a y b).

Por otra parte, para cada fecha de muestreo, se utilizó un método de ordenación multivariado, con el propósito de encontrar tendencias de variación observables entre los censos (Digby y Kempton, 1987).

2.5. Análisis estadísticos

En relación con el primer objetivo, para las variables PAR, biomasa aérea, total y de cada grupo funcional, cobertura basal, biomasa subterránea y PPNA, se realizó un ANOVA con dos factores intersujetos: herbicida, con dos niveles (con y sin aplicación),

y fertilización o agregado de semillas, también de dos niveles (con y sin nitrógeno o agregado de semillas de *L. tenuis* respectivamente). En relación con el segundo objetivo, el ANOVA contó con el factor herbicida con sus dos niveles, y fósforo adicionado al nitrógeno o al agregado de semillas, también con dos niveles: nitrógeno/agregado de semillas únicamente, o los mismos con fertilización fosforada (ver Tabla 2).

En todos los casos, excepto para el análisis de productividad primaria neta aérea anual, se agregó la fecha como factor intrasujeto, con cinco niveles (enero 2008, abril 2008, julio 2008, noviembre 2008 y marzo 2009) para todas las variables exceptuando biomasa de *Lotus tenuis* que se quitó la quinta fecha por ausencia de datos, considerando el análisis con medidas repetidas en el tiempo y varianzas heterogéneas entre fechas. Para cada ANOVA se evaluaron todas las interacciones posibles (interacciones dobles y triples, en el análisis de biomasa de grupos funcionales). Para la comparación de medias se utilizó la prueba LSD en los casos en los cuales hubo efecto significativo de algún tratamiento, o interacción, fijando una significancia de 0.05. Cuando fue necesario (biomasa de gramíneas invernales, malezas y gramínoideas) se transformaron las variables (raíz cuadrada o logaritmo) para cumplir el supuesto de normalidad. Por el mismo motivo, y por la presencia de ceros en los tratamientos, las variables de cobertura fueron analizadas mediante el Test de Kruskal Wallis y las medias comparadas por la prueba de LSD.

Los índices de diversidad estudiados, tanto el Índice de Shannon-Wiener (H), la riqueza (S), como la dominancia mediante el Índice de Simpson (D), se analizaron por medio de ANOVAs y comparaciones de medias de igual manera que lo analizado para las variables anteriormente mencionadas. Se utilizó el método de ordenación por Componentes Principales (PCA), para visualizar posibles asociaciones entre las

especies y los tratamientos, utilizando la abundancia relativa de las especies como variables y los tratamientos como observaciones. Se trabajó con el programa estadístico Infostat.

CAPÍTULO 3. RESULTADOS

3.1 Agregado de nitrógeno y semillas de *Lotus tenuis*

La biomasa aérea total del pastizal varió entre fechas ($p < 0.0001$), con valores máximos durante abril de 2008 y mínimos durante julio de 2008 y marzo de 2009 (Figura 2). La aplicación del herbicida selectivo no produjo cambios significativos en esta variable ($p = 0.13$). Del mismo modo, la biomasa aérea total tampoco varió significativamente por efecto de la fertilización nitrogenada ni el agregado de semillas de *L. tenuis* ($p = 0.13$ y $p = 0.93$ respectivamente; Figura 2 panel superior).

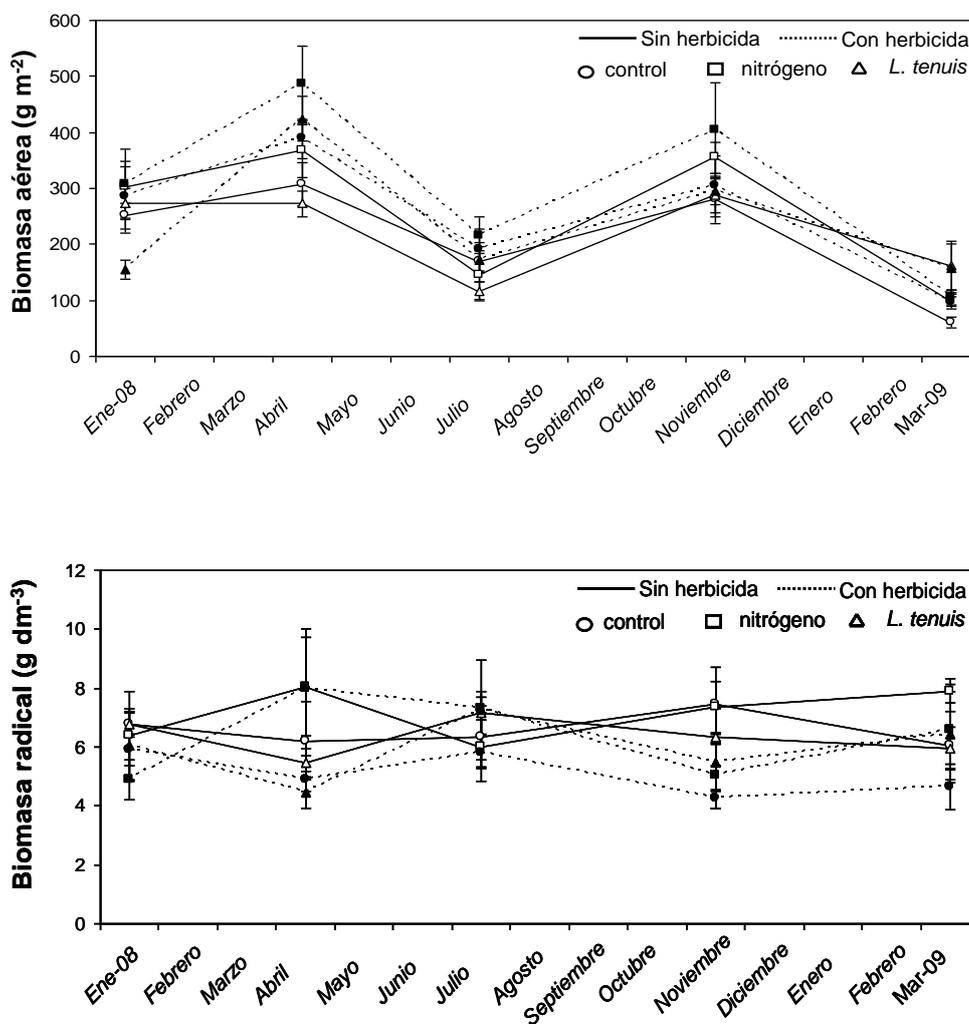


Figura 2. Dinámica anual de la biomasa aérea (panel superior), y radical (panel inferior) total del pastizal en parcelas con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron o no, agregado de nitrógeno o semillas de *Lotus tenuis*. Las barras verticales indican ± 1 error estándar.

La biomasa subterránea, en cambio, no presentó un patrón estacional significativo ($p= 0.1$) y tampoco respondió significativamente a ninguno de los tratamientos aplicados (p herbicida= 0.1, p nitrógeno= 0.22, p *L. tenuis*= 0.66) (Figura 2, panel inferior).

Al igual que en el caso de la biomasa total del pastizal, la proporción de radiación fotosintéticamente activa (PAR) interceptada por el canopeo, varió estacionalmente ($p < 0.0001$) y no mostró diferencias significativas ni por efecto del herbicida ($p > 0.05$), ni por el agregado de nitrógeno ($p = 0.2$), ni por el de semillas de *L. tenuis* ($p = 0.8$). En algunos momentos del año, la radiación interceptada fue cercana al 100 % (Figura 4). Si bien la radiación interceptada mostró una relación lineal positiva significativa con la biomasa aérea en pie ($p < 0.0001$, $n = 200$), la variación en la biomasa explicó una proporción relativamente baja de la radiación interceptada ($R^2 = 0.24$, $n = 200$) (Figura 3).

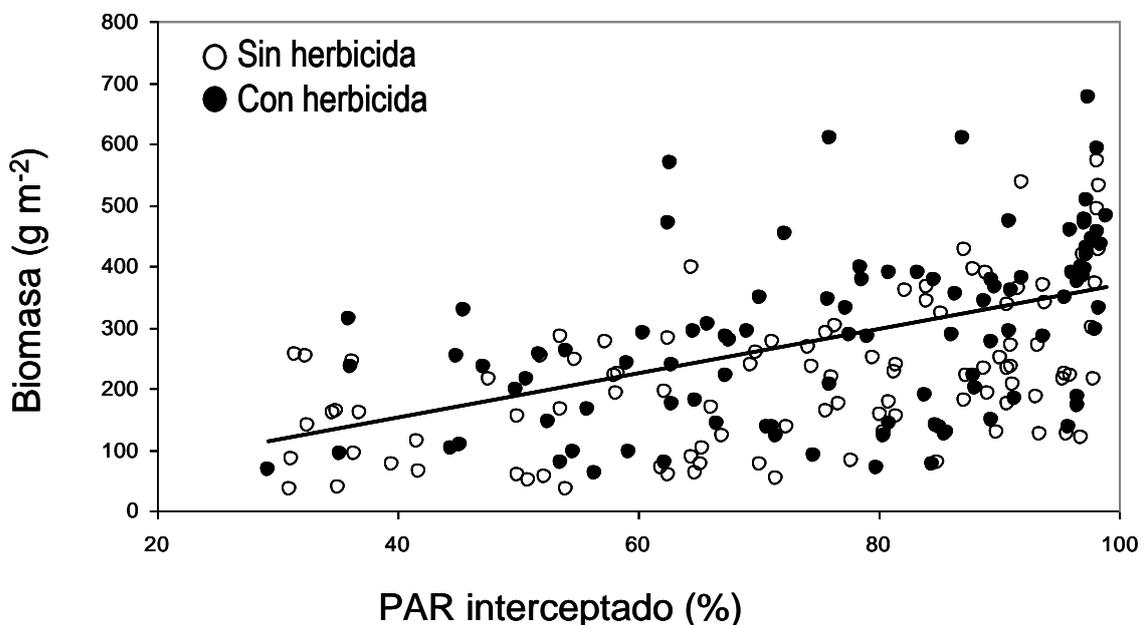


Figura 3. Variación de la biomasa aérea total en función a la radiación fotosintéticamente activa (PAR) en los casos con y sin herbicida selectivo.

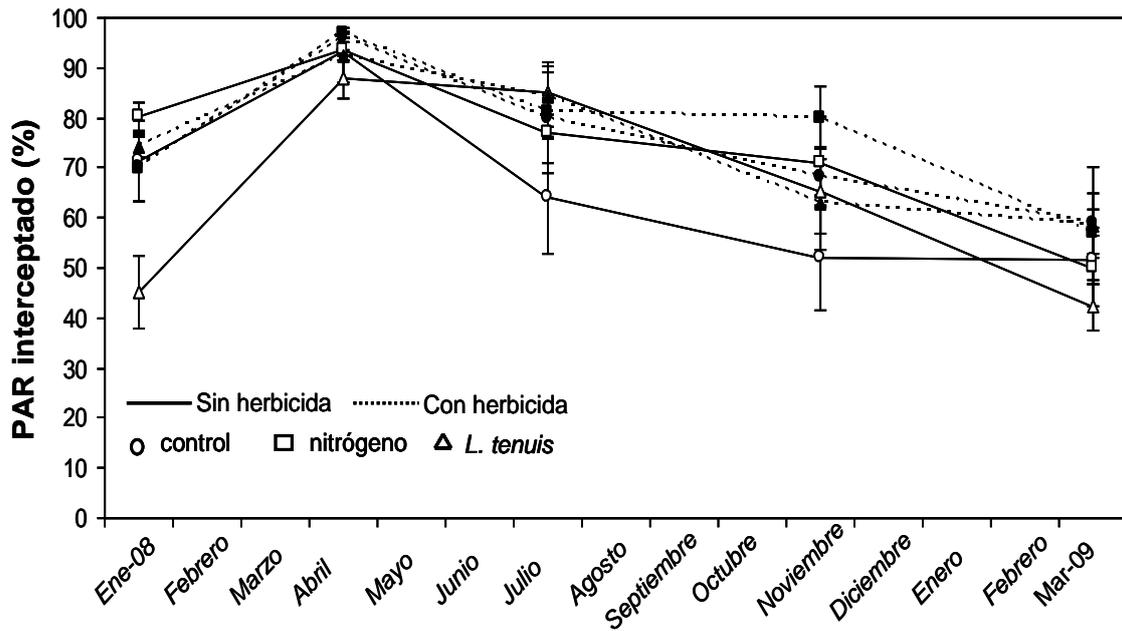


Figura 4. Radiación fotosintéticamente activa (PAR) interceptada en parcelas tratadas con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron o no agregado de nitrógeno o semillas de *Lotus tenuis*. Las barras verticales indican ± 1 error estándar.

Dentro de las especies con valor forrajero, la biomasa de las gramíneas invernales y estivales presentó un claro patrón estacional ($p < 0.0001$). Las gramíneas invernales mostraron máximos de acumulación en noviembre y mínimos en abril mientras que las estivales presentaron un patrón inverso, y similar al de *A. tenuifolia* y *L. tenuis* (Figura 5). El herbicida no afectó la biomasa de las gramíneas invernales ni la de las graminoides ($p = 0.08$ y $p = 0.6$, respectivamente), aunque sí en las parcelas con herbicida aumentó la biomasa de las gramíneas estivales ($p = 0.006$) (Figura 5). En el caso de *L. tenuis*, se observó un efecto negativo del herbicida, particularmente durante el verano (p interacción herbicida x fecha = 0.02; Figura 5). A diferencia de lo esperado, ni el agregado de nitrógeno ni el de semillas de *L. tenuis* modificaron la biomasa de los distintos grupos que conforman la biomasa forrajera ni en las parcelas que recibieron herbicida ni en las que no recibieron ($p > 0.05$, Figura 5).

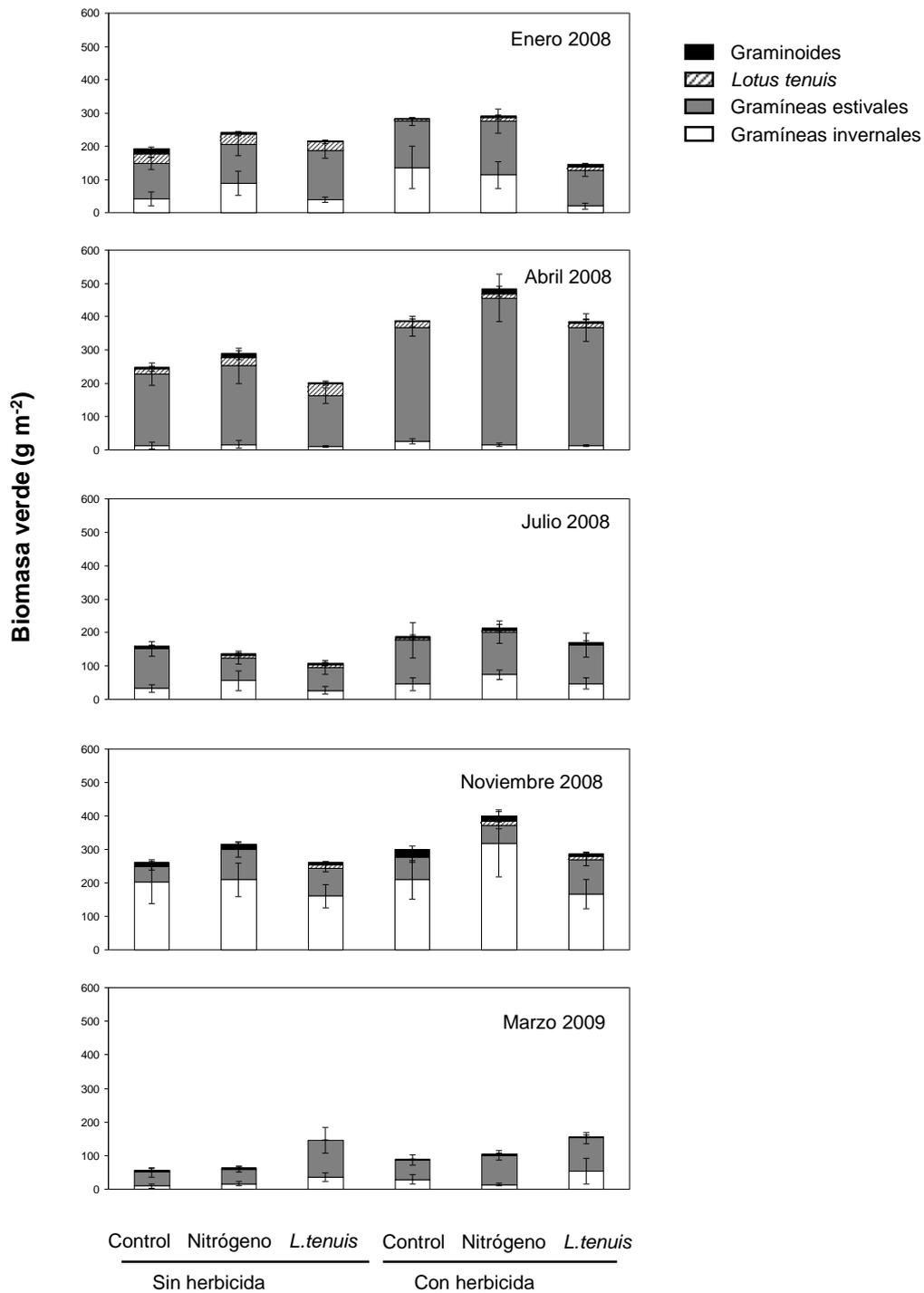


Figura 5. Dinámica anual de la biomasa aérea de los grupos forrajeros en parcelas con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron o no, agregado de nitrógeno o semillas de *Lotus tenuis*. Las barras verticales indican ± 1 error estándar.

El patrón estacional de la cobertura de las gramíneas invernales, mayor en invierno y primavera ($p < 0.01$), fue inverso en las especies estivales, que mostraron los

mayores valores en otoño y verano ($p= 0.02$) (Figura 6). En cambio, no se observó un patrón estacional definido para las especies gramíneas (Figura 6, $p= 0.39$). La cobertura de estos grupos no varió significativamente por efecto de la aplicación de herbicida ($p> 0.1$) ni por el agregado de semillas de *L. tenuis* (invernales: $p= 0.43$; estivales: $p= 0.71$; gramíneas: $p= 0.32$) (Figura 6). El patrón estacional de la cobertura de las gramíneas invernales, mayor en invierno y primavera ($p< 0.01$), fue inverso en las especies estivales, que mostraron los mayores valores en otoño y verano ($p= 0.02$) (Figura 6). Sin embargo, la respuesta al agregado de nitrógeno fue diferencial, aumentando la cobertura de las gramíneas estivales en los casos no fertilizados ($p= 0.02$) y sin respuesta significativa al nitrógeno sobre la cobertura de las gramíneas invernales ($p= 0.53$) y las gramíneas ($p= 0.09$) (Figura 6).

En el caso particular de *L. tenuis*, la biomasa mostró un marcado patrón estacional que dependió del agregado de semilla. Las parcelas que no recibieron semillas presentaron los mayores valores de cobertura en el primer verano y otoño ($p= 0.001$) mientras que las parcelas que recibieron agregado de semillas presentaron los mayores valores en invierno y otoño ($p= 0.003$) (Figura 5). Durante la evaluación del mes de marzo de 2009 no registramos presencia de *L. tenuis* en ninguna de las parcelas. Cuando se evaluó la cobertura basal de *L. tenuis*, el herbicida causó un efecto depresor ($p= 0.05$) en los casos con agregado de nitrógeno, aunque no sucedió así en los casos intersebrados con *L. tenuis* ($p= 0.1$) (Figura 6). En cambio, ni el agregado de nitrógeno ($p= 0.30$) ni el agregado de semilla de la misma leguminosa ($p= 0.37$) tuvieron algún efecto significativo sobre su propia cobertura basal (Figura 6).

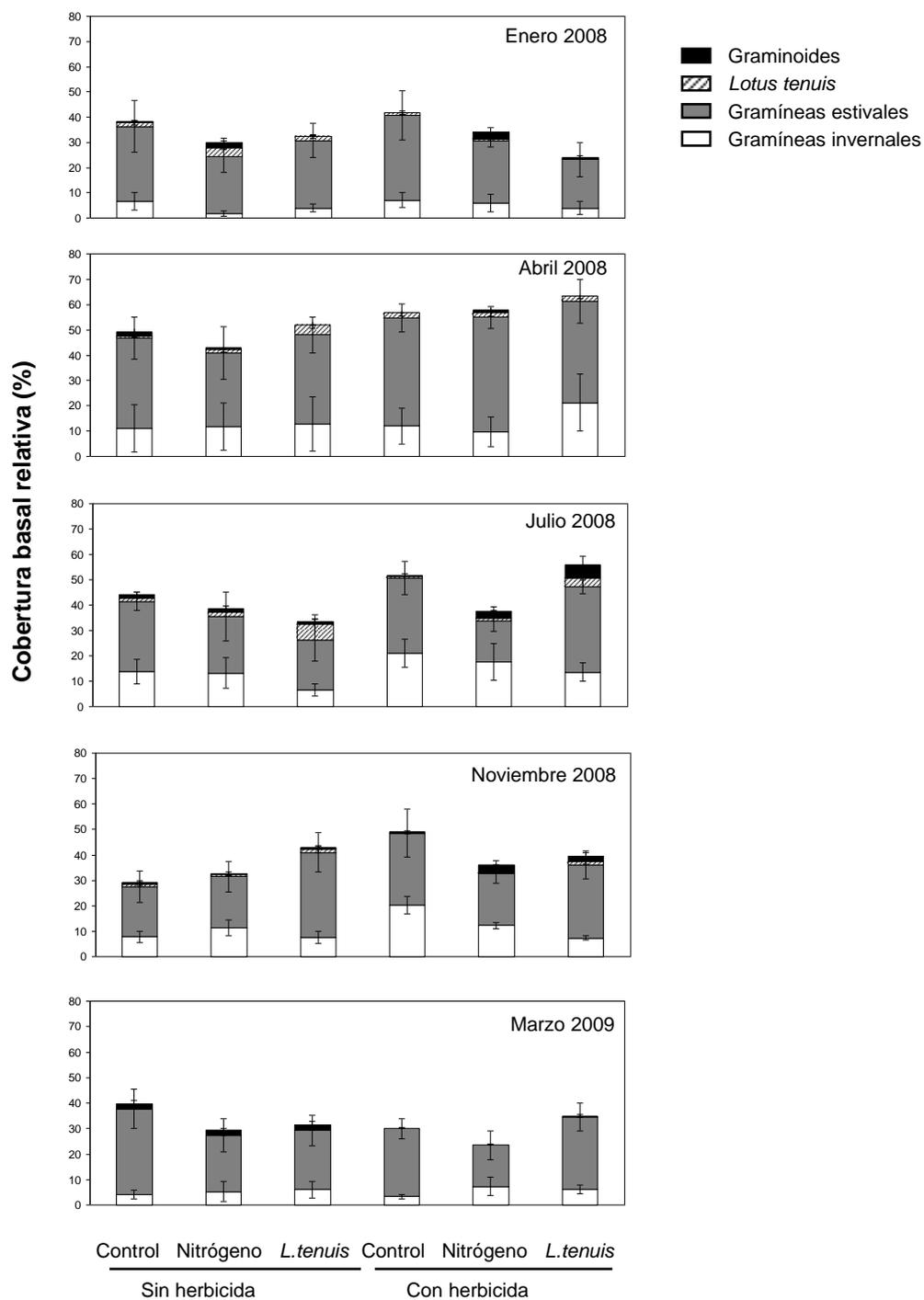


Figura 6. Dinámica anual de la cobertura basal de los grupos forrajeros en parcelas con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron o no, agregado de nitrógeno o semillas de *Lotus tenuis*. Las barras verticales indican ± 1 error estándar.

Para el caso de las malezas de forma arrositada, como *Plantago spp.* y *Taraxacum spp.*, se detectó una máxima biomasa durante el verano y valores mínimos durante el invierno ($p < 0.0001$, Figura 7A). El herbicida disminuyó significativamente

su biomasa ($p= 0.003$). Además, este grupo no respondió ni a la fertilización nitrogenada ($p= 0.95$) ni al agregado de semillas de *Lotus* ($p= 0.7$) (Figura 7). De igual manera, su cobertura basal fue mayor en enero ($p= 0.05$), disminuyó por efecto del herbicida ($p< 0.0001$) y no se modificó por la aplicación de nitrógeno ($p= 0.08$) ni por agregado de semilla de *L. tenuis* ($p= 0.37$, Figura 7B).

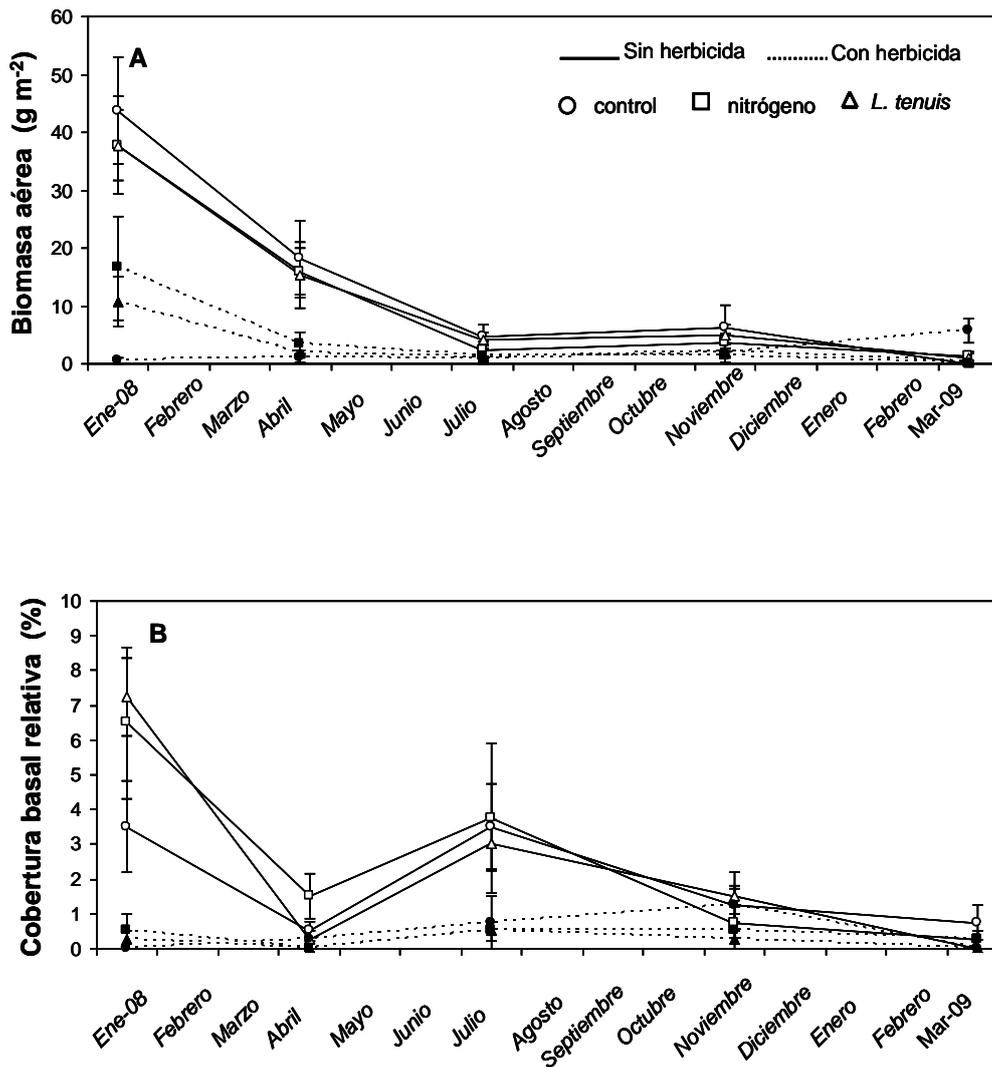


Figura 7. Dinámica anual de la biomasa aérea (A) y la cobertura basal (B) de malezas tipo roseta a lo largo del año en parcelas con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron o no, agregado de nitrógeno o semillas de *Lotus tenuis*. Las barras verticales indican ± 1 error estándar.

La proporción de suelo desnudo no varió entre tratamientos ($p= 0.46$) y solo mostró un patrón estacional ($p< 0.0001$), con menor proporción de suelo desnudo hacia el verano (aproximadamente 44%), y la mayor proporción en marzo de 2009

(aproximadamente 66%). Tampoco varió por la fertilización nitrogenada ($p= 0.1$) ni por el agregado de semillas de *L. tenuis* ($p= 0.78$) (datos no mostrados).

Al igual que las malezas de tipo roseta, *Ambrosia tenuifolia* también mostró un patrón estacional de biomasa aérea ($p< 0.0001$) con máximos durante fines del verano y principios del otoño y mínimos durante el invierno, pero, a diferencia de las especies dicotiledóneas anteriores, la biomasa de ésta se recupera durante la primavera y verano siguientes (Figura 8A). El efecto del herbicida, independientemente de la fertilización o el agregado de semillas, resultó tan efectivo para el control de *A. tenuifolia* que no detectamos efectos debidos a estas prácticas, ya que las parcelas que recibieron herbicida presentaron valores de biomasa de *A. tenuifolia* cercanos a cero (Figura 8A). En cambio, y en contra de lo que esperábamos, en las parcelas sin herbicida, tanto la fertilización ($p= 0.02$), como el agregado de semillas de *L. tenuis* ($p= 0.04$) aumentaron la biomasa de esta maleza con respecto al control (Figura 8A). La cobertura de *A. tenuifolia* no reflejó la caída de biomasa durante el invierno ni un efecto significativo del agregado de *L. tenuis* ($p= 0.11$) aunque sí reflejó el aumento de biomasa debido al agregado de nitrógeno ($p= 0.02$) en las parcelas sin herbicida y también el efecto negativo del agregado de herbicida (Figura 8B).

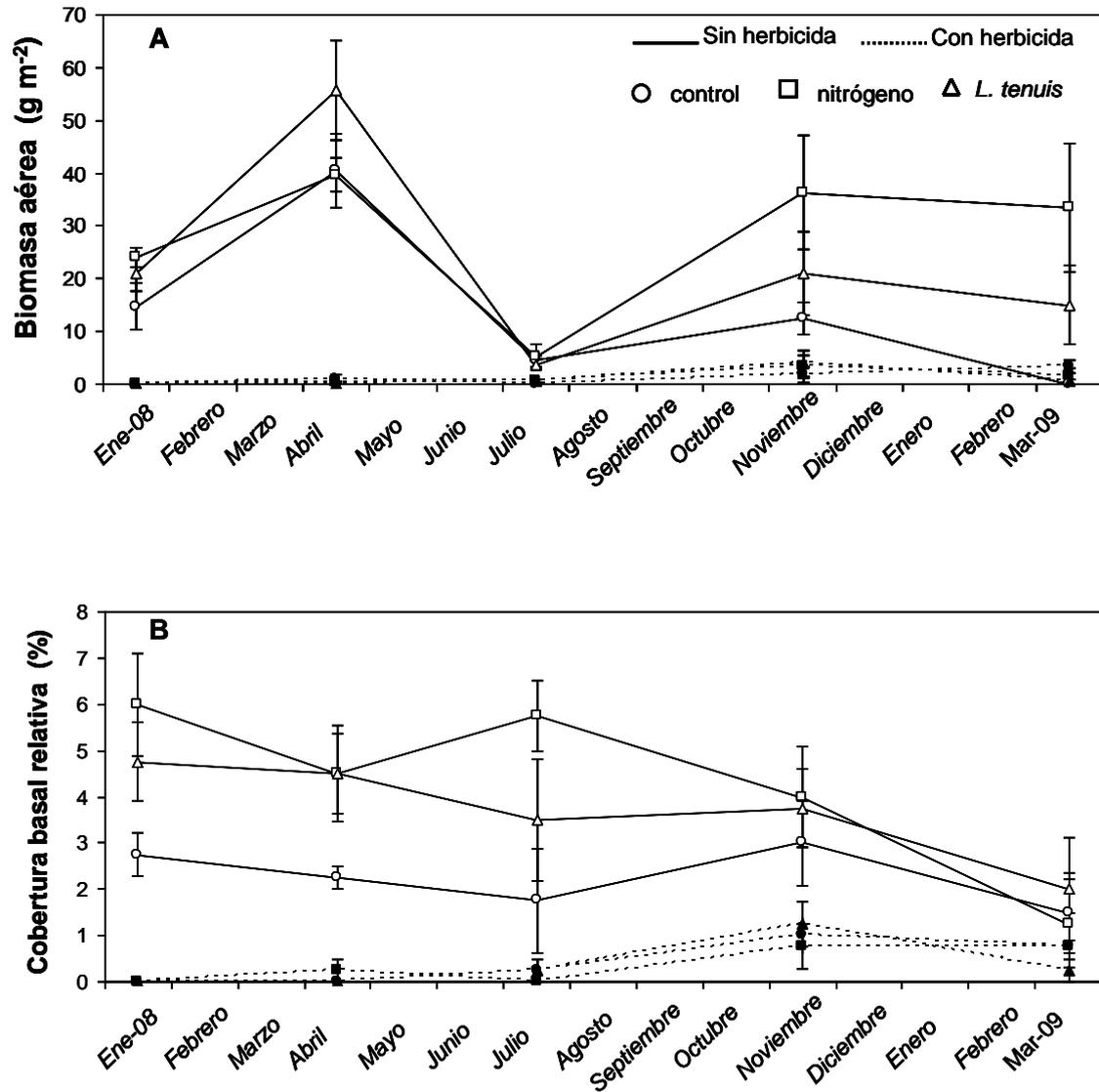


Figura 8. Dinámica anual de la biomasa aérea (A) y la cobertura basal (B) de *Ambrosia tenuifolia* en parcelas con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron o no, agregado de nitrógeno o semillas de *Lotus tenuis*. Las barras verticales indican ± 1 error estándar.

Teniendo en cuenta la productividad de cada grupo funcional antes descrito, la productividad primaria total del pastizal durante el período experimental aumentó por la aplicación de herbicida ($p < 0.04$) si bien no mostró diferencias

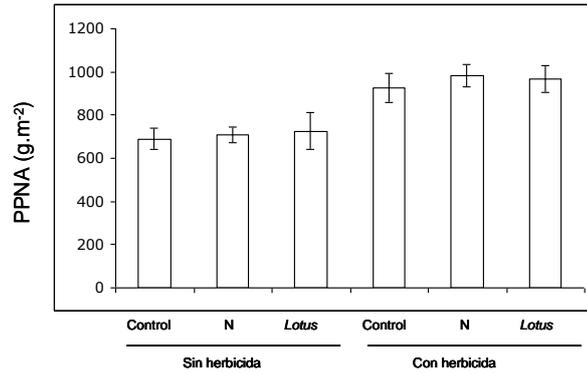


Figura 9. Productividad Primaria Neta Aérea anual (PPNA) de parcelas tratadas con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron o no, agregado de nitrógeno o semillas de *Lotus tenuis*. Las barras verticales indican ± 1 error estándar.

significativas debido a la fertilización nitrogenada ($p = 0.5$), ni al agregado de semillas de *L. tenuis* ($p = 0.6$) (Figura 9).

3.2. Agregado de fósforo al pastizal que recibió nitrógeno y *L. tenuis*

El agregado de fósforo no afectó la biomasa total del pastizal en las parcelas que recibieron nitrógeno ($p = 0.27$) pero sí aumentó la de las parcelas con agregado de semilla de *L. tenuis*, particularmente en los meses de verano y otoño del primer año de evaluación (p interacción = 0.005) (Figura 10)

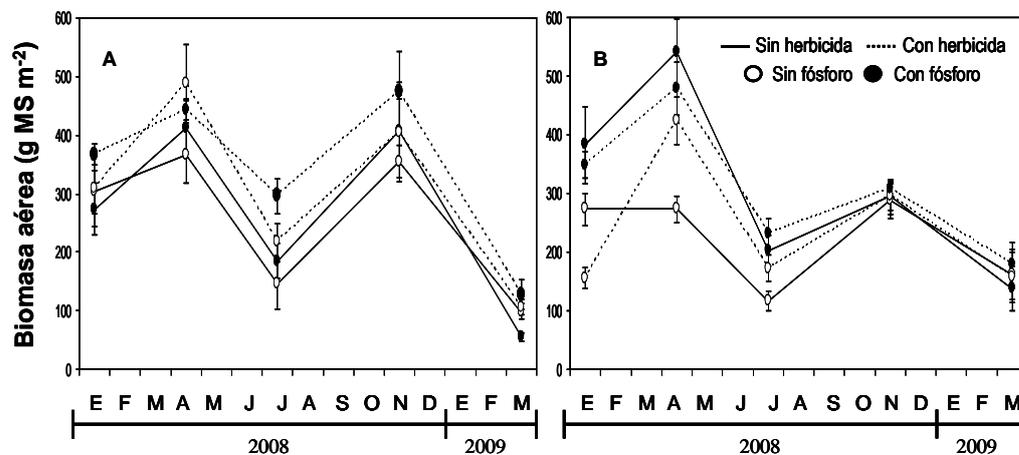


Figura 10. Dinámica anual de la biomasa aérea total del pastizal en las cinco fechas evaluadas en parcelas con y sin herbicida selectivo, que, a su vez, recibieron agregado de nitrógeno (A) o semillas de *Lotus tenuis* (B), con y sin fertilización fosforada. Las barras verticales indican ± 1 error estándar.

El agregado de fósforo no afectó la biomasa subterránea ni en el caso de las parcelas que recibieron nitrógeno ($p= 0.99$) ni en las que recibieron agregado de semillas de *L. tenuis* ($p= 0.53$) (Figura 11).

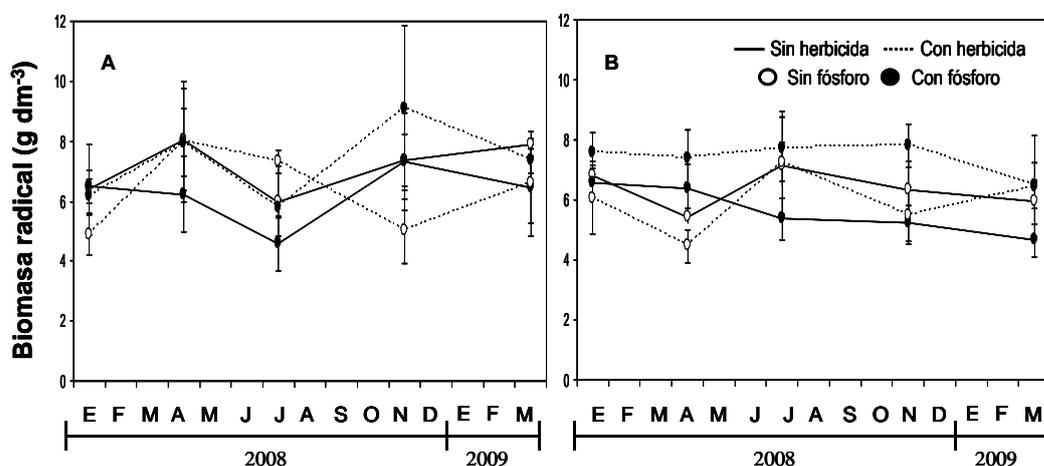


Figura 11. Dinámica anual de la biomasa subterránea en parcelas con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron agregado de nitrógeno (A) o semillas de *Lotus tenuis* (B), con y sin fertilización fosforada. Las barras verticales indican ± 1 error estándar.

Las variaciones de biomasa total debido al agregado de fósforo no se trasladaron a la proporción de la radiación interceptada, dado que no se encontraron variaciones significativas en este parámetro ni cuando se agregó al nitrógeno ($p= 0.2$) ni cuando se agregaron semillas de *L. tenuis* ($p=0.3$) (Figura 12).

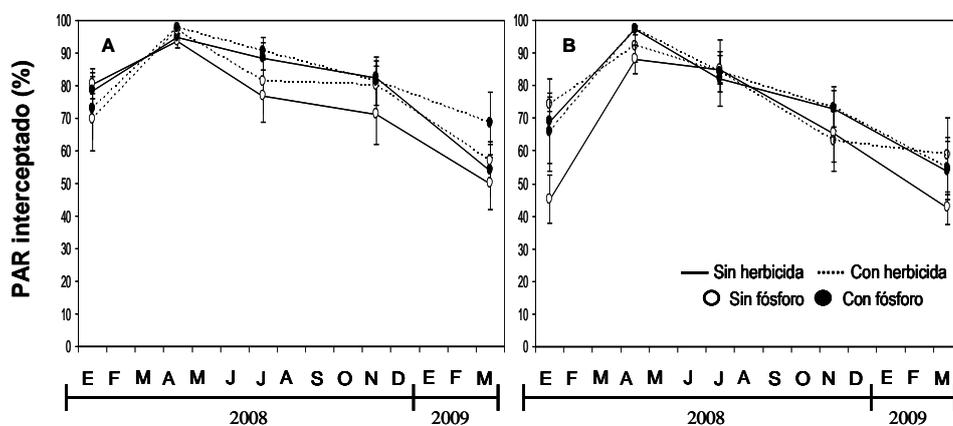


Figura 12. Radiación fotosintéticamente activa (PAR) interceptada en parcelas con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron agregado de nitrógeno (A) o semillas de *Lotus tenuis* (B), con y sin fertilización fosforada. Las barras verticales indican ± 1 error estándar.

El análisis por separado de los grupos forrajeros no reveló efectos del fósforo sobre el grupo de graminoides ($p= 0.72$) y gramíneas estivales ($p= 0.2$), en aquellas parcelas que recibieron nitrógeno, aunque sí aumentó marginalmente la biomasa de las gramíneas invernales ($p= 0.06$) (Figura 13). En el caso de las parcelas con agregado de semillas de *L. tenuis* detectamos un efecto positivo del fósforo durante el otoño, en las parcelas que no fueron tratadas con herbicida (Figura 13, derecha, p interacción fósforo x fecha x herbicida= 0.04). En este caso, el agregado de fósforo aumentó la biomasa de las gramíneas invernales y de *L. tenuis* ($p= 0.02$ y $p= 0.05$ respectivamente), y no afectó la de las graminoides ($p= 0.1$) y gramíneas estivales ($p= 0.45$).

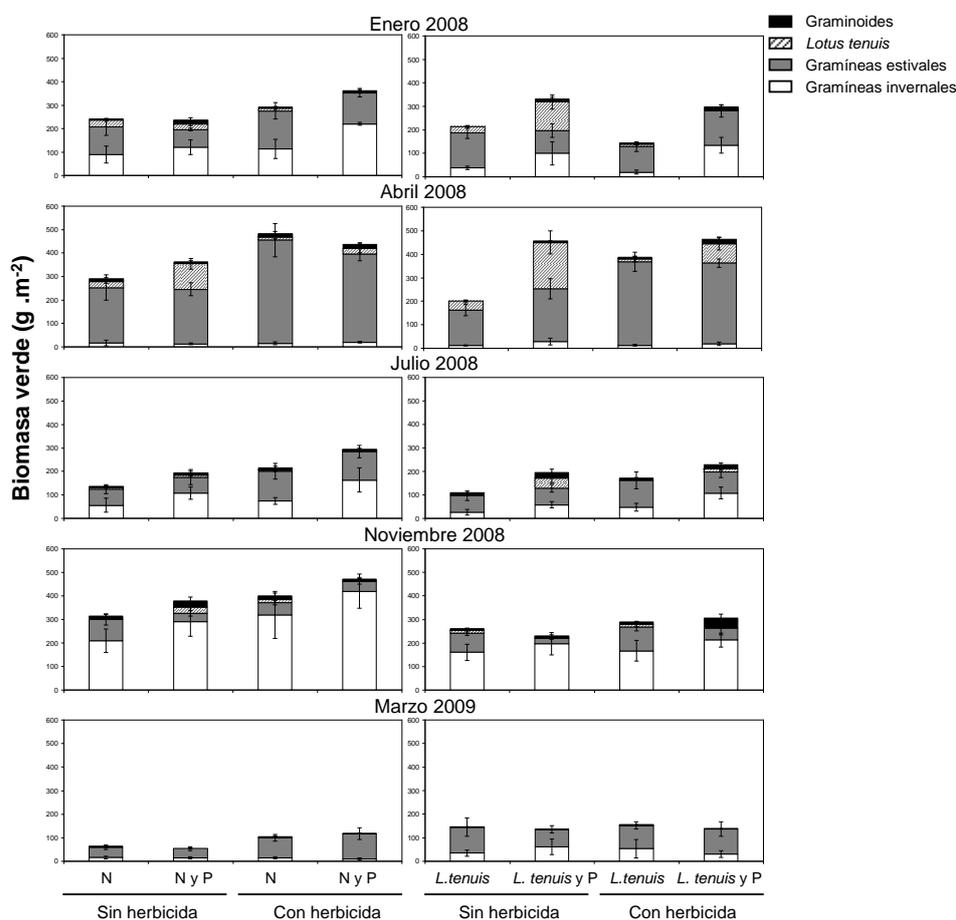


Figura 13. Dinámica anual de la biomasa aérea de los grupos forrajeros en parcelas con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron agregado de nitrógeno o semillas de *Lotus tenuis*, con y sin fertilización fosforada. Las barras verticales indican ± 1 error estándar.

El agregado de fósforo tuvo efectos significativos sobre la cobertura basal de los grupos de interés forrajero solo cuando se aplicó en casos con agregado de semilla de *L. tenuis*, aumentando la cobertura basal de las especies graminoideas ($p= 0.03$), y marginalmente aumentando las gramíneas invernales ($p= 0.06$), y disminuyendo la cobertura de las gramíneas estivales ($p= 0.004$) aunque sin efecto sobre la leguminosa *L. tenuis* ($p= 0.14$) (Figura 14, paneles de la derecha). En cambio, el agregado de fósforo a la fertilización nitrogenada, no tuvo efectos significativos sobre gramíneas estivales ($p= 0.98$), invernales ($p= 0.11$), graminoideas ($p= 0.26$), o *L. tenuis* ($p= 0.94$) (Figura 14, paneles de la izquierda).

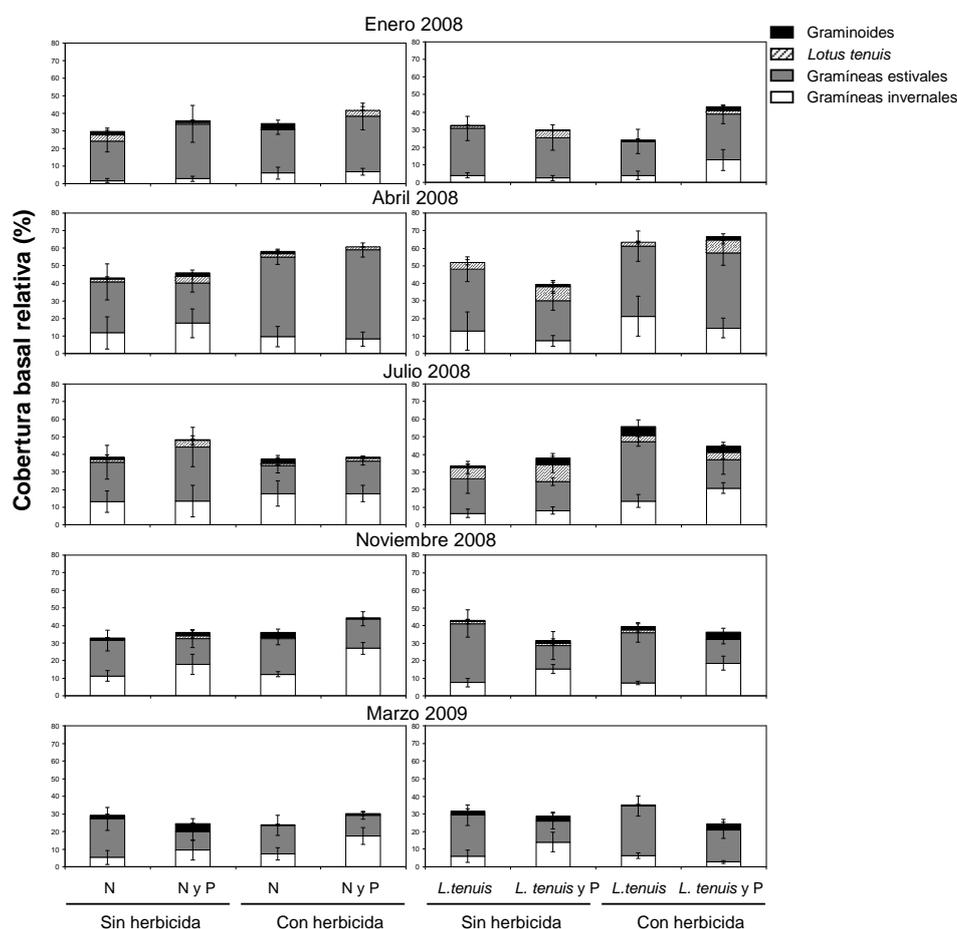


Figura 14 . Dinámica anual de la cobertura basal de los grupos forrajeros en parcelas con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron o no, agregado de nitrógeno o semillas de *Lotus tenuis*, con y sin fertilización fosforada. Las barras verticales indican ± 1 error estándar.

De igual manera, la biomasa de las malezas rosetas de las parcelas que habían recibido nitrógeno no cambió por el agregado de fósforo ($p= 0.87$); ni tampoco cambió su cobertura basal ($p= 0.14$) (Figura 15). Tampoco en el caso de las parcelas con agregado de semillas de *L. tenuis*, el agregado de fósforo afectó la biomasa ni la cobertura de estas malezas ($p= 0.17$ y $p= 0.25$, respectivamente) (Figura 15).

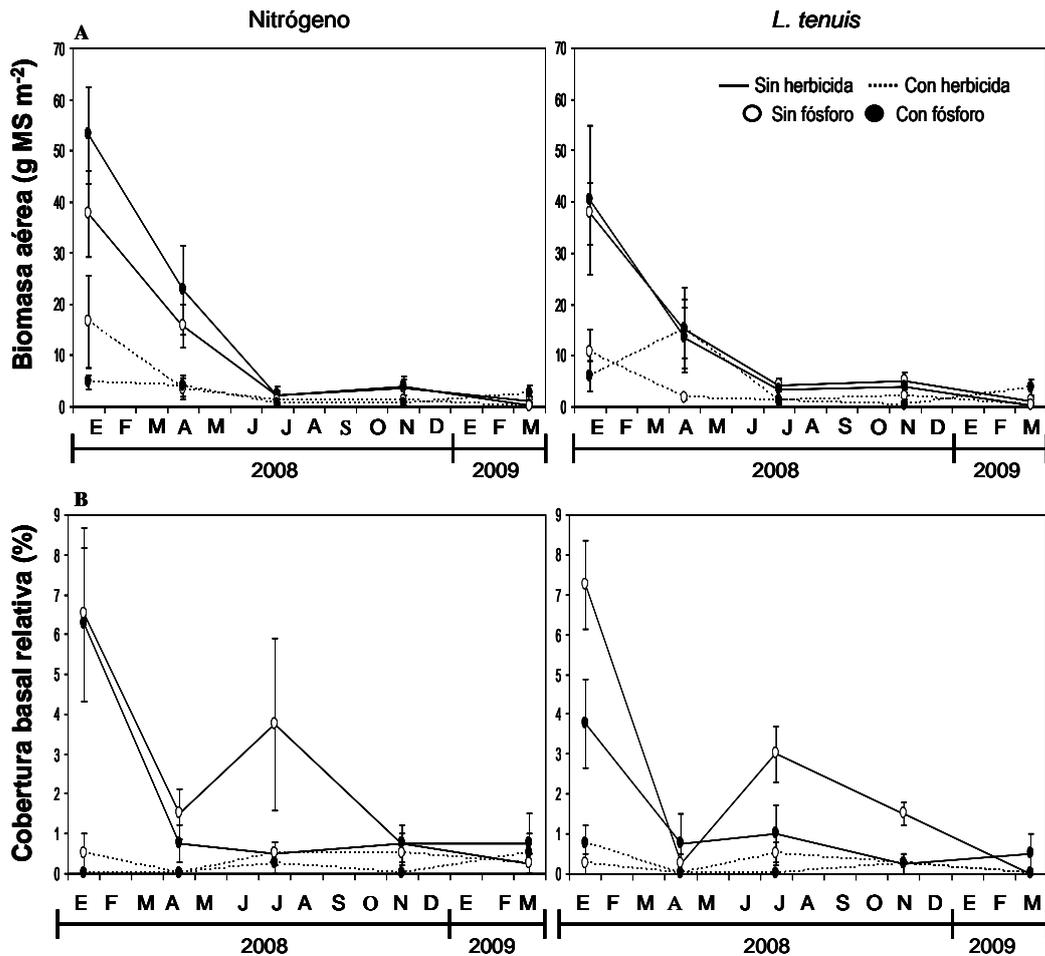


Figura 15. Dinámica anual de la biomasa aérea (A) y cobertura basal (B) de malezas tipo rosetas del pastizal en las cinco fechas evaluadas en parcelas con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron agregado de nitrógeno (en paneles de izquierda) o semillas de *Lotus tenuis* (en paneles de derecha), con y sin fertilización fosforada. Las barras verticales indican ± 1 error estándar.

La proporción de suelo desnudo no varió por el agregado de fósforo, ni en el caso de las parcelas que recibieron nitrógeno ($p= 0.26$) ni en las que se agregaron semillas de *L. tenuis* ($p= 0.20$) (datos no mostrados).

Estos efectos del agregado de fósforo sobre la biomasa de los distintos componentes del pastizal solo se tradujo en aumentos significativos de la productividad primaria neta anual en los casos fertilizados con nitrógeno ($p= 0.04$) y no tuvo efecto en los casos con agregado de semillas de *L. tenuis* ($p= 0.42$) (Figura 17).

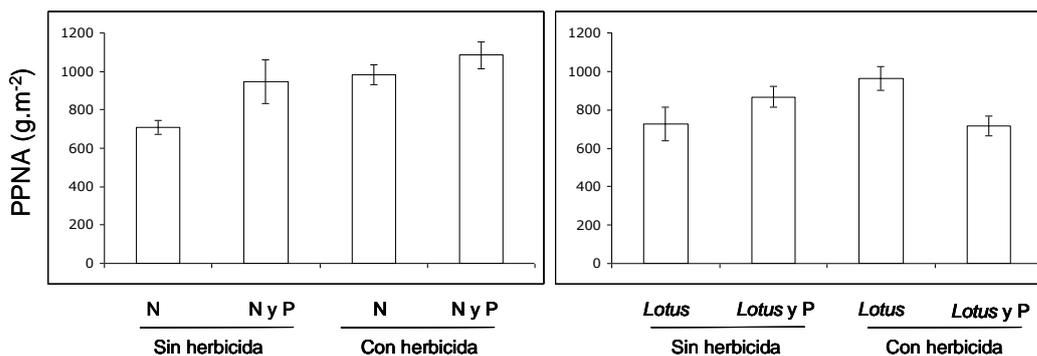


Figura 17. Productividad Primaria Neta Aérea anual (PPNA) del pastizal con y sin herbicida selectivo que, a su vez, recibieron agregado de nitrógeno o semillas de *Lotus tenuis*, con y sin fertilización fosforada. Las barras verticales indican ± 1 error estándar.

3.3. La composición botánica del pastizal

La diversidad de la comunidad, basada en la cobertura relativa de las especies y su riqueza (Índice de Shannon- Wiener) fue mayor en el mes de noviembre y menor en el último otoño ($p < 0.005$). Sin embargo, el índice no varió por efecto del herbicida ($p= 0.09$), el agregado de nitrógeno ($p= 0.13$), o de semillas de *L. tenuis* ($p= 0.31$), ni por el agregado de fósforo ($p= 0.30$). Analizando la diversidad en sus dos componentes, riqueza y dominancia, la riqueza de especies varió por un efecto estacional ($p= 0.002$) debido a una menor riqueza de especies censadas en el último otoño, aunque sin diferencias entre las demás estaciones. También varió por la aplicación de herbicida ($p= 0.02$) dado que las parcelas tratadas con herbicida tuvieron una menor riqueza que las no tratadas con herbicida (33 vs 42 especies). La similitud entre ambos tipos de parcelas, no obstante, fue bastante alta (Índice de Jaccard= 0.60). Las parcelas que recibieron herbicida presentaron dos especies que no se registraron en el resto de los

tratamientos (*Bromus mollis* y *Poa annua*). La acción del herbicida determinó la ausencia total de 11 especies en las parcelas tratadas, 7 de ellas con nulo valor forrajero (*Centaurea calcitrapa*, *Plantago lanceolata*, *Pamphalea bupleurifolia*, *Apium sp.*, *Stellaria media*, *Verónica polita*, *Eryngium echinatum*, *Briza sp.*, *Eleusine indica*, *Trifolium repens* y *Adesmia bicolor*). Las especies que diferenciaron ambos tratamientos fueron todas de cobertura relativa baja. Ni la fertilización nitrogenada ($p=0.90$) ni el agregado de semillas de *L. tenuis* ($p=0.37$) afectaron la riqueza del pastizal. Por su lado, la dominancia de especies (Índice de Simpson) varió estacionalmente ($p<0.02$), con los menores valores durante la primavera y los mayores valores en marzo de 2009. Por el contrario, no varió significativamente por la aplicación de ninguno de los tratamientos (herbicida $p=0.33$, nitrógeno $p=0.09$, *L. tenuis* $p=0.41$).

La riqueza de especies se correlacionó positivamente con la biomasa aérea total tanto para las parcelas tratadas con herbicida ($R^2=0.22$, $p=0.01$, $n=25$) como para las no tratadas ($R^2=0.45$, $p<0.0001$, $n=25$) (Figura 18, panel superior). También presentó una correlación positiva con la productividad aérea de las parcelas que no recibieron herbicida ($R^2=0.36$, $p=0.003$, $n=20$). En cambio, la riqueza de las parcelas que recibieron herbicida no se correlacionó significativamente con su productividad aérea ($p=0.15$) (Figura 18, panel inferior).

CAPÍTULO 4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN

La mayor parte de los pastizales del mundo son amenazados por reemplazos agrícolas, siembras de especies exóticas y/o sobrepastoreo con consecuencias evidentes para la vegetación nativa (Di Tomaso 2000, Hansen et al. 2006, FAO 2009, Pywell et al. 2011). Su explotación sustentable se presenta como un desafío entre la actividad productiva y la conservación de la biodiversidad y del hábitat natural (Di Tomaso 2000, Lulow 2008, Pywell et al. 2010, Stanley et al. 2011). Estrategias de manejo que reviertan las situaciones de deterioro muestran que la utilización de herbicidas para controlar especies exóticas suelen resultar satisfactorias momentáneamente (Pywell et al. 2010, Marushia et al. 2011). En muchos casos, no logran evitar reinvasiones debido a la falta de otras especies que puedan utilizar los recursos vacantes luego de la aplicación del herbicida (Blumenthal et al. 2006, Sheley et al. 2006, Adkins et al. 2013). En cambio, la combinación con otras prácticas como el aporte de nutrientes posterior con el objetivo de beneficiar el rebrote o germinación de las especies deseables del pastizal (Cipriotti et al. 2012, Snyman 2012), o la siembra de especies nativas en combinación o no con fertilizaciones (Cherwin et al. 2009, Ketterning y Adams 2011, Nyami et al. 2011, Endress et al. 2012) se vislumbran como más efectivas.

El pastizal estudiado en esta tesis se encuentra actualmente en un proceso de degradación similar al panorama general aquí descrito (Latterra et al. 2005). Sin embargo, en muchos casos no significa la pérdida de la riqueza total de las especies nativas, sino el aumento en las dominancias relativas de las especies consideradas malezas en detrimento de las gramíneas forrajeras (Rusch y Oesterheld 1997). Entonces, la colonización de los micrositios de suelo desnudo generados por el uso de herbicidas selectivos no dependerá de la disponibilidad de semillas como los estadios sucesionales

típicos de otros sistemas dominados por anuales, sino de la eficiencia en el uso de esos recursos liberados que tenga cada población. Otro elemento singular de este pastizal radica en que algunas de las especies más perjudiciales para la producción pecuaria, y cuyas poblaciones es imprescindible controlar, son nativas del pastizal (e.g. *Ambrosia tenuifolia*) (Insausti et al. 1995).

Esta tesis mostró que el uso del herbicida selectivo en una comunidad de pastizal de la Pampa Deprimida disminuyó la abundancia de especies dicotiledóneas de bajo valor forrajero en favor del aumento de las especies de mayor valor, como las gramíneas estivales. Estos cambios en la proporción de ambos grupos resultaron, a su vez, en una mayor productividad primaria neta. Sin embargo, en contra de lo esperado, ni la fertilización nitrogenada ni el agregado de semillas de *Lotus tenuis* significaron una mejora del recurso forrajero, en ninguno de los dos escenarios de manejo de herbicida. Por el contrario, en algunos casos detectamos que el agregado de nitrógeno y de semilla de *L. tenuis* aumentaba la abundancia de especies no preferidas, tales como *Ambrosia tenuifolia*. Finalmente, el agregado de fósforo a las situaciones descritas de agregado de nitrógeno y semillas de *L. tenuis*, en condiciones de aplicación o no de herbicida, solo presentó un moderado efecto positivo en la abundancia relativa de las gramíneas invernales, y no revirtió o neutralizó los efectos positivos del nitrógeno y el *L. tenuis* sobre las especies indeseables del pastizal. En el plazo estudiado, ninguna práctica de mejora implicó cambios significativos en la biodiversidad del pastizal.

Del conjunto de prácticas implementadas para aumentar la receptividad del pastizal, el control de malezas mediante la aplicación de herbicidas fue el único factor que aumentó la oferta forrajera y la productividad primaria aérea del pastizal en su conjunto. La biomasa total del pastizal, aérea o radical, no fue afectada por la aplicación de herbicida si bien detectamos un aumento significativo de la biomasa de las gramíneas

estivales, lo que resultó en una mayor oferta forrajera. En cambio, las gramíneas invernales no mostraron variación frente a la aplicación de herbicida. Tal como se esperaba, la aplicación del herbicida selectivo disminuyó efectivamente la biomasa y cobertura de las poblaciones de especies no graminiformes de escaso valor forrajero. Si bien existen antecedentes en el estudio del uso de herbicida sobre dicotiledóneas en estas comunidades, no se habían estudiado hasta el momento su efecto sobre las demás especies de interés forrajero de estos pastizales (Fernandez Grecco 1987, Fernandez Grecco et al. 1997). Los resultados positivos sobre las gramíneas estivales, de alta productividad (Tilman et al. 1997, Semmartin et al. 2007, Arzadum y Mestelan 2009), tienen implicancias particularmente importantes para este pastizal, ya que contrarrestan los efectos negativos de la promoción de especies invernales a partir del uso de herbicidas totales. La aplicación de herbicidas, particularmente los de amplio espectro, generan reservas desde el punto de vista ambiental debido a sus efectos potenciales y reales sobre otros componentes del ecosistema (Druille et al. 2013, Power et al. 2013, Skurski et al. 2013). En el caso particular del pastizal de la Pampa Deprimida, desde hace algunos años, se han experimentado fuertes cambios estacionales como consecuencia de una tecnología que por medio de la aplicación de herbicidas totales durante fines de verano promueve la producción de pastos de invierno (Rodríguez y Jacobo 2010). Esta promoción, sin embargo, afecta negativamente a las especies nativas de crecimiento estival, que aportan una importante proporción de forraje durante el verano y el otoño (Rodríguez y Jacobo 2010, 2013). En este sentido, los resultados encontrados en esta tesis identifican otras tecnologías de manejo que contribuirían a mitigar los efectos indeseados sobre el pastizal asociados al uso de herbicidas totales.

El agregado de nitrógeno no promovió la productividad del pastizal, independientemente del control de las malezas con herbicida. Las respuestas positivas

al agregado de nitrógeno han sido ampliamente documentadas en pastizales y otros biomas (LeBauer y Treseder 2008, Yahdjian et al. 2011). Incluso en este mismo pastizal, existen evidencias sobre los efectos para la productividad general del pastizal y para las gramíneas en particular (Collantes et al. 1998, Semmartin et al. 2007). Las relaciones entre los grupos que componen un pastizal pueden estar influenciadas por la fertilización, promoviendo a aquellas especies con mayor capacidad para aprovechar los nutrientes agregados y transformarlos en un mayor crecimiento (Hutchings 1988, Pregitzer et al. 1993, Aerts 1999, Robinson et al. 1999). En el pastizal estudiado, distintos estudios mostraron respuestas positivas al agregado de nitrógeno proporcionalmente mayores en las gramíneas templadas que en las estivales (Lattanzi et al. 2006, Cornaglia et al. 2007, Colabelli et al. 2011,). Una de las explicaciones esgrimidas para este efecto diferencial es que la mayor acumulación de biomasa de las gramíneas invernales reduciría la radiación incidente sobre las estivales (Lattanzi et al. 2006). Entonces, esta limitación por luz de las estivales afectaría su propia capacidad para transformar el nitrógeno obtenido en acumulación de mayor biomasa, tal como lo sugieren los efectos de sombreado documentados en este sistema (Semmartin et al. 2007) y modificaría su balance competitivo con las especies invernales (Jornsgard et al. 1996, Lattanzi et al. 2006, Colabelli et al. 2011). No obstante, teniendo en cuenta que el sitio experimental se clausuró a comienzos del experimento y que a su vez coincidió con un fin de primavera y principios de verano más seco que el promedio de los últimos 30 años, es altamente probable que la productividad primaria haya estado más limitada por falta de luz y agua que por nitrógeno y eso explique la falta de respuestas positivas como las esperadas. Esta hipótesis parece estar avalada por los altos valores de interceptación de la luz documentados a lo largo del primer año sobre todo y la buena

disponibilidad hídrica al comienzo de la primavera, que habría favorecido la acumulación de biomasa aérea inicial.

El agregado de semillas de *Lotus tenuis* no mejoró la oferta forrajera del pastizal en ninguno de los escenarios de manejo de herbicida, ni modificó la productividad del pastizal luego de la siembra. En contra de lo esperado a partir de evidencias locales, tampoco detectamos efectos positivos sobre las gramíneas (Quinos et al. 1998, Refi et al. 1998). Tal como se adelantó en la sección metodológica, el agregado de estas semillas resultó en un tratamiento con una muy limitada efectividad. La respuesta positiva generalizada de la intersiembra de *L. tenuis* sobre la oferta forrajera (Cuomo et al. 2001) y los altos valores de semilla agregados en comparación a otros antecedentes locales (Quinos et al. 1998), sumados a la ausencia detectable de efectos del agregado de semilla en cobertura o biomasa de la propia leguminosa, conducen a pensar que la ausencia de efectos detectados en esta tesis obedece a problemas en la instalación de las plántulas luego de la siembra, debidos a las escasas precipitaciones registradas durante esta primera estación de crecimiento. Posiblemente la disponibilidad hídrica limitó el éxito en la instalación de *L. tenuis* aún en los sitios que habían recibido herbicida y, por lo tanto, ofrecían una menor competencia. Finalmente, el éxito de esta práctica aún en otros sitios del mismo pastizal sugieren que el agregado de semillas tiene mayor probabilidad de éxito en suelos con baja cobertura total y en siembras de otoño (Montes et al. 1985, Juan et al. 2000, Miñón et al. 1993, Vignolio y Fernández 2011).

El agregado de fósforo tuvo un efecto positivo sobre el crecimiento de las gramíneas invernales y de *Lotus tenuis*, pero no modificó el impacto de las otras medidas de manejo. El impacto de la fertilización fosforada en los pastizales de la Pampa Deprimida presenta resultados dispares. Por un lado, se han documentado efectos nulos sobre la productividad primaria (Ginzo et al. 1982, Mendoza et al. 1983,

Costa y García 1997, Semmartin et al. 2007), o bien aumentos en la biomasa subterránea superficial y aumentos muy significativos en la concentración del nutriente en las plantas (Semmartin et al. 2007). Por otro lado, se han encontrado respuestas positivas al agregado de fósforo (Ayala Torales et al. 1998, Collantes et al. 1998), fundamentalmente explicados por el aumento de la biomasa de gramíneas invernales anuales y por la proporción de leguminosas en el pastizal (Rodríguez et al. 2007). En esta tesis, si bien se detectaron efectos positivos sobre la biomasa de *L. tenuis* y de las gramíneas invernales, la magnitud de estos efectos y la proporción de la biomasa de estas especies con respecto a la biomasa total no resultaron suficientes como para traducirse en cambios significativos en la productividad total. Deben estudiarse, sin embargo, otros aspectos aquí no abordados, como la resistencia a la defoliación generada por un consumo de lujo del fósforo, frecuente en especies de este tipo de pastizales (Semmartin et al. 2007).

El agregado de semillas de *L. tenuis* y de nitrógeno, solo o en combinación con fósforo, si bien no aumentó la productividad o la oferta forrajera, sí tuvo efectos positivos sobre una importante maleza rizomatosa estival (*Ambrosia tenuifolia*) que se propaga vegetativamente durante el período primavero-estivo-otoñal (Insausti et. al. 2005). Los efectos beneficiosos del aporte de nitrógeno sobre otras especies del género *Ambrosia* han sido documentados para otros sistemas (Hunt et. al. 1980, Chapdman y Hall 1989, Goldberg et. al. 1990). En este caso, esta especie parece haber respondido de manera similar al resto de las especies estivo-otoñales (C4). Es decir que el aumento de las gramíneas estivo-otoñales por agregado de nitrógeno no tuvo la magnitud suficiente como para haber perjudicado a esta maleza. Este resultado sugiere que es necesario aumentar nuestro conocimiento acerca de los mecanismos que determinan la habilidad competitiva de *A. tenuifolia* frente a otros grupos funcionales del pastizal (mecanismos

de reproducción, persistencia y eficiencia en la captación y uso de los recursos). Por su parte, los efectos positivos esperados del agregado de *L. tenuis* sobre las gramíneas estivales no fueron tales, como se discutió más arriba (Quinos et al. 1998), en cambio sí se detectaron en el caso de la biomasa y cobertura de *A. tenuifolia*. Si bien no contamos con datos experimentales, una hipótesis que podría explicar este impacto positivo es que en la escala de micrositio, la moderada influencia espacial de *L. tenuis* mediada por la disponibilidad de nitrógeno en el suelo podría haber favorecido localmente la supervivencia de las plántulas de *A. tenuifolia*. No obstante, debido a que no realizamos una evaluación espacialmente explícita de la cobertura de las especies ni un análisis de su estructura poblacional, esta interpretación es solo una especulación que debería ponerse a prueba experimentalmente.

Los efectos diferenciales de las distintas estrategias de manejo analizadas sobre los distintos grupos funcionales del pastizal no resultaron en cambios evidentes en la diversidad de la comunidad. Ninguno de los tratamientos modificó significativamente los índices de diversidad estimados, a excepción de la menor riqueza en los casos con aplicación de herbicida, debido a la desaparición de especies exóticas de escaso valor forrajero. Ni en los casos con agregado de fertilizante, ni en los casos con interseembra de una especie fijadora de nitrógeno, como el *L. tenuis*, los parámetros de diversidad variaron en comparación con los controles. Si bien el impacto de las distintas estrategias de manejo sobre la biodiversidad ocurre en el contexto de factores más complejos y que operan a escalas de paisaje y región (Oesterheld y Semmartin 2011, Gaujour et al. 2012), prácticas de manejo tales como las implementadas en los experimentos de esta tesis han mostrado tener un impacto sobre la riqueza y dominancia de la comunidad vegetal. Por ejemplo, se han encontrado disminuciones de riqueza y dominancia por fertilización debido a cambios en las relaciones de competencia entre especies o grupos

de especies, a veces mediados por los cambios indirectos en la llegada de luz a los diferentes estratos del pastizal, por aumento de biomasa total de la comunidad (Wedin y Tilman 1996, Gough 2000, Shaver et al. 2001, Rajaniemi 2003, Lamb 2009). Sin embargo, en el presente trabajo el efecto del fertilizante no fue significativo y, si bien existen evidencias que muestran efectos positivos del nitrógeno sobre la productividad de pastos invernales y estivales (Semmartin et al. 2007) y del fósforo sobre pastos invernales y leguminosas (Rodríguez et al. 2007), en la actualidad no se dispone de información local acerca del impacto sobre la diversidad de la comunidad. Asimismo, con la adición de semillas de *Lotus tenuis* esperábamos modificar la abundancia de esta leguminosa, aunque no la riqueza de especies de la comunidad en estudio, sin embargo, esta manipulación tampoco alteró ni la riqueza ni la dominancia. En nuestro experimento, el herbicida disminuyó la riqueza, aunque no la dominancia en el pastizal. Esto lo diferencia de otras prácticas con uso de herbicida en la zona ya discutidas más arriba que disminuye la riqueza de especies y aumenta la dominancia de este grupo, en especial de *Lolium multiflorum*, pudiendo alterar de manera negativa los procesos ecosistémicos (Rodríguez et. al. 2010, Rodríguez y Jacobo 2010, 2013).

En conclusión, el control con herbicida selectivo resultó en la única alternativa que aumentó la productividad del pastizal, incluso disminuyendo la biomasa y cobertura de las malezas **sin grandes impactos sobre la biodiversidad vegetal**. En contra de lo esperado, ni el agregado de nitrógeno ni el de semillas de *L. tenuis*, promovieron la productividad del pastizal combinados o no con la aplicación del herbicida, no modificando significativamente la participación de los grupos de interés forrajero y aumentando, en cambio, la población de *A. tenuifolia*, maleza importante del ambiente en estudio en situaciones de manejo actuales para la zona. De esta manera, rechazamos la hipótesis planteada al inicio del trabajo, dado que los recursos liberados por el

herbicida sobre las especies no graminiformes no fueron mejor aprovechados por las especies de mayor valor forrajero si se estimula el crecimiento por medio del agregado de nitrógeno y de semillas de *L. tenuis* de la misma manera que las especies graminiformes no aprovechan ventajosamente el agregado de nitrógeno ante la presencia de las malezas de esta comunidad. En relación a la segunda hipótesis, si bien el agregado del fósforo al pastizal que había recibido nitrógeno o semillas de *L. tenuis* provocó un aumento en la biomasa de las gramíneas invernales y, en el segundo caso, en la biomasa de *L. tenuis*, esto no significó un efecto depresor significativo sobre la población de especies dicotiledóneas de escaso valor forrajero, de ciclo estival en su mayoría, sin grandes repercusiones sobre los índices de diversidad estudiados.

Se debe considerar, en los resultados obtenidos, el efecto de la luz incidente sobre las relaciones entre los grupos del pastizal, dado que el experimento se produjo en inicio de clausura, pudiendo ser esta limitante mayor, incluso, a las demandas nutricionales. Por lo tanto, se propone continuar investigando el efecto de estas prácticas en otros estados del pastizal como, por ejemplo en situación de pastoreo, y considerar sus posibles efectos indeseables sobre las poblaciones de malezas. Si bien el déficit más importante de forraje en estos pastizales ocurre en invierno, en condiciones de pastoreo, la adecuación de los requerimientos del rodeo a la curva de producción de forraje no debería causar efectos de sobrepastoreo sobre el recurso (Jacobo et al. 2000). En cambio, la oferta estival está más afectada por factores climáticos y fluctúa en función a las precipitaciones estacionales. Esos periodos de déficit hídricos generalmente provocan un aumento en las dicotiledóneas exóticas (Chaneton et al. 2002). El uso de herbicidas selectivos en nuestra tesis, al inicio de la primavera, permitió la disminución de especies problemáticas de expansión durante el verano, principalmente *Ambrosia tenuifolia*, y su reemplazo por especies graminosas estivales. Probablemente, esto

también generó la disminución de malezas anuales de ciclo invernal, como las rosetas, dado que la fenología de las especies estivales se solapa en tiempo con la germinación de las anuales de invierno (Perelman et al. 2007). El reemplazo de las especies de escaso valor forrajero por otras especies gramíneas, nativas, de mayor valor, podrá hacer más estable y de mayor calidad la oferta forrajera estival, y podrá utilizarse como un comienzo en un plan de mejora del sistema. De todas maneras, tanto la interseembra, como la fertilización, nitrogenada o fosforada, son herramientas que, en condiciones normales de pastoreo, podrían ser utilizadas para sobrellevar mejor la escasez de forraje invernal. El establecimiento de leguminosas podría aumentar los niveles de nitrógeno disponible en suelo para las gramíneas invernales anuales (Rodríguez et al. 2007), al igual que la aplicación de fertilizantes nitrogenados (Fernandez Grecco y Agnusdei 2005). La fertilización fosforada favorece, además, el establecimiento de las leguminosas. Nuestros resultados nos hacen pensar que, en situación de pastoreo, sin principales limitaciones por luz, los recursos liberados por el herbicida serán utilizados por especies gramíneas de verano, pero, controlando el pastoreo, la comunidad podrá evolucionar a una sucesión de especies gramíneas de ambos ciclos, estival e invernal, con un débil aporte de las malezas si se controlan los usos y descansos del pastizal; y que el mismo podrá ser mejorado por el aporte de semilla de leguminosa, por su calidad como forraje y su capacidad de fijar nitrógeno a partir de su asociación con rizobios, dado que las semillas de *L. tenuis* necesitan el estímulo lumínico para establecerse. Además, el fósforo, en este caso, sí promovería la acción positiva de la leguminosa, aumentando además la participación de las especies invernales, tal como se percibió en los resultados de esta tesis, aún en condiciones de clausura.

CAPÍTULO 5. BIBLIOGRAFÍA

- Adkins J., Barnes T. 2013. Herbicide treatment and timing for controlling Kentucky Bluegrass (*Poa pratensis*) and Tall Fescue (*Festuca arundinacea*) in cool season grasslands of Central Kentucky, USA. *Natural Areas Journal*, 33: 31-38.
- Aerts R. 1999. Interspecific competition in natural plant communities: mechanisms, trade-offs and plant-soil feedbacks. *Journal of Experimental Botany*, 50: 29-37.
- Agrawal A. 2000. Overcompensation of plants in response to herbivory and the by-product benefits of mutualism. *Trends in plant science. Perspectives*, 5: 309-313.
- Altesor A., Oosterheld M., Leoni E., Lezama F., Rodríguez C. 2005. Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. *Plant Ecology*, 179: 83-91.
- Arzadun M.J., Mestelan S.A. 2009. Late summer management can improve forage yield distribution and nutritive value in temperate grassland. *Agronomy Journal*, 101: 584-591.
- Avice J.C., Ourry A., Lemaire G., Boucaud J. 1996. Nitrogen and carbon flows estimated by ¹⁵N and ¹³C pulse-chase labeling during regrowth of alfalfa. *Plant Physiology*, 112: 281-290.
- Ayala Torales A.T., Deregibus V.A., Moauro P.R. 1998. Phosphorus absorption capacity of *Lotus corniculatus* and *Festuca arundinacea* Turing sward establishment. *New Zeland Journal of Agricultural Research*, 41: 307-312.
- Ayala Torales A.T., Deregibus V.A., Moauro P.R. 2000. Differential response of forage legumes to phosphorus application. *New Zeland Journal of Agricultural Research*, 43: 473-480.
- Bailey D.W., Gross J.E., Laca E.A., Rittenhouse L.R., Coughenour M.B., Swift D.M., Sims P.L. 1996. Mechanisms that result in large herbivore grazing distribution patterns. *Journal Range Management*, 49: 386-400.
- Bailey D.W., Provenza F.D. 2008. Mechanisms determining large-herbivore distribution. Pp7-28 en: H.H.T. Prins and f. van Lanigevél (Eds.). *Resource ecology: spatial and temporal dynamics of foraging*. Dordrecht, Netherlands: Springer.
- Baldi G., Guerschman J.P., Paruelo J. 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 116:197-208.
- Berasategui L., Barberis L. 1982. Los suelos de las comunidades vegetales de la region de Castelli-Pila, Depresión del Salado (Provincia de Buenos Aires). *Revista Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires*, 3: 13-25.

- Berretta E.J. 2001. Ecophysiology and management response of the subtropical grasslands of Southern America. Pp 939-946 en: Proceedings of the 19 th International Grassland Congress. Sao Pedro, Sao Paulo, Brazil, 11-21 February 2001.
- Blumenthal D.M., Norton U., Derner J.D., Reeder J.D. 2006. Long-term effects of tebuthiuron on *Bromus tectorum*. Western North American Naturalist, 66: 420-425.
- Borman M., Krueger W., Johnson D. 1991. Effects of established perennial grasses on yields of associated annual weeds. Journal of Range Management, 44: 318-322.
- Briske D. D., Heitschmidt R.K. 1991. An ecological perspective. Pp 11-26 en: Heitschmidt R.K. and Stuth J. (eds.). Grazing Management. Timber Press, Pórtland, Oregon.
- Burkart S., León R.J.C., Movia C. 1990. Inventario fitosociológico del pastizal de la Depresión del Salado (Prov. Bs. As.) en un área representativa de sus principales ambientes. Darwiniana, 30: 27-69.
- Chaneton E. 2006. Las inundaciones en pastizales pampeanos. Impacto ecológico de las perturbaciones naturales. Ciencia Hoy, 16 (92):18-32.
- Chaneton E., Perelman S., Omacini M., León R.J.C. 2002. Grazing environmental heterogeneity, and alien plant invasions in temperate grasslands. Biological Invasions, 4: 7-24.
- Chapman y Hall K.. 1989. Competition. Choosing the tools. Chapman & Hall, New York.
- Chapin F.S. II. 1980. The mineral nutrition of wild plants. Annual Review of Ecology and Systematics, 11: 233-260.
- Chapin F. S. III, Bloom A., Field C., Waring R. 1987. Plant responses to multiple environmental factors. BioScience, 37: 49-57.
- Chapin S.F., Matson P., Mooney H.A. 2002. Terrestrial Nutrient Cycling. Pp. 197-223 en: Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. Ed. Springer Verlag.
- Cherwin K.L., Seastedt T.R., Suding K.N. 2009. Effects of nutrient manipulations and grass removal on cover, species composition, and invisibility of a novel grassland in Colorado. Restoration Ecology, 17: 818-826.
- Cipriotti P.A., Rauber R.B., Collantes M.B., Braun K., Escartin C. 2012. Control measures for a recent invasion of *Hieracium pilosella* in Southern Patagonian rangelands. Weed Research, 52: 98-105.
- Colabelli M.R., Agnusdei M.G., Durand J.L. 2011. Grupos funcionales de plantas, producción de forraje y eficiencia de uso de radiación de pastizales naturales en

condiciones potenciales y limitadas de agua y nitrógeno. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 37: 62-74.

- Collantes M., Stoffella S., Ginzo H. D., Kade M. 1998. Productividad y composición botánica divergente de dos variantes florísticas de un pastizal natural de la Pampa deprimida fertilizadas con N y P. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, 103:45-59.
- Cornaglia P., Iglesias I., Jacobo E., Rodriguez A. 2007. Evolución de la biomasa aérea y persistencia de *Festuca arundinacea* y *Paspalum dilatatum* Poir.: efectos de la fertilización nitrogenada y de la frecuencia de defoliación. XX Reunión ALPA, XXX Reunión AAPA. Cuzco, Perú.
- Costa J.L., García F.O. 1997. Respuesta de un pastizal natural a la fertilización con fósforo y nitrógeno en un natracuol. *Revista de Investigaciones Agropecuarias (RIA)*, 28: 31-39.
- Crawley M.J. 1997. The structure of plant communities. Pp 475-531 en: *Plant ecology*. Ed. Michael Crawley. 2ª edición.
- Cuomo G., Jonson D., Head W. Jr. 2001. Interseeding kura clover and birdsfoot trefoil into existing cool-season grass pastures. *Agronomy Journal*, 93: 458-462.
- De Visser R., Vianden H., Schnyder H. 1997. Kinetics and relative significance of remobilized and current C and N incorporation in leaf and root growth zones of *Lolium perenne* after defoliation: assessment by ¹³C and ¹⁵N steady-state labeling. *Plant, Cell and Environment*, 20: 37-46.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2009. Grupo InfoStat, FCA, Universidad de Córdoba, Argentina.
- Di Tomaso J.M. 2000. Invasive weeds in rangelands: Species, impacts, and management. *Weed Science*, 48: 255-265.
- Díaz S., Noy-Meir I., Cabido M. 2001. Can grazing response of herbaceous plants be predicted from simple vegetative traits? *Journal of Applied Ecology*, 38: 497-508.
- Digby P.G.N., Kempton R.A. 1987. Ordination. Pp 49-111 en: *Multivariate Analysis of Ecological Communities*. Ed. Chapman & Hall, Methuen, Inc., New York (USA).
- Distel R., Pietragalla J., Rodriguez Iglesias R., Didoné N., Andrioli R. 2008. Restoration of palatable grasses: A study case in degraded rangelands of central Argentina. *Journal of Arid Environments*, 72: 1968-1972.
- Druille M., Cabello M.N., Omacini M., Golluscio R.A. 2013. Glyphosate reduces spore viability and root colonization of arbuscular mycorrhizal fungi. *Applied Soil Ecology*, 64: 99-103.

- Endress B.A., Parks C.G., Naylor B.J., Radosevich S.R., Porter M. 2012. Grassland response to herbicides and seeding of native grasses 6 years posttreatment. *Invasive Plant Science and Management*, 5: 311-316.
- Facelli J.M.1988. Response to grazing alter nine years of cattle exclusión in a Flooding Pampa grassland, Argentina. *Vegetatio*, 78: 21-25.
- FAO. 2009. El ganado y el medio ambiente. Pp 59-84 en: El estado mundial de la agricultura y la alimentación. Parte I. La ganadería, a examen. Publicación anual de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, 2009. Departamento Económico y Social.
- Fernández Grecco R., Agnusdei M. 2005. Fertilización nitrogenada en pastizales de la Pampa Deprimida: acumulación y calidad del forraje y composición botánica. 3ª Jornada de Actualización Ganadera, Balcarce. En: http://produccionbovina.com/produccion_y_manejo_pasturas/
- Fernandez Grecco R., Viviani Rossi E.1997. Efecto del herbicida 2,4 D sobre algunas malezas perennes de un pastizal natural templado húmedo (Argentina). *Agricultura técnica*, 57: 29-33.
- Fernandez Grecco R. 1987. Pastizales Naturales. Material didáctico. 5º Jornada de producción animal. Ayacucho.
- Ferraro D., Oesterheld M.2002. Effect of defoliation on grass growth. A quantitative review. *Oikos* 98:125-133.
- Fowler N.1988. What is a safe site? Neighbor, litter, germination date and patch effects. *Ecology*, 69: 947-961.
- García F., Micucci F., Rubio G., Rufo M., Daverede I. 2002. Fertilización de forrajes en la region pampeana. Una revisión de los avances en el manejo de la fertilización de pasturas, pastizales y verdesos. Pp 17-31.
- Gaujour E., Amiaud B., Mignolet C., Plantureux S. 2012 .Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32: 133-160.
- Ginzo H.D., Collantes M., Caso O. H. 1982. fertilization of a Native Grassland in the "Depresión del río Salado", Province of Buenos Aires: Herbage Dry Matter Accumulation and Botanical Composition. *Journal of Range Management*, 35: 35-39.
- Goldberg D., Miller T. 1990. Effects of different resource additions of species diversity in an annual plant community. *Ecology*, 71: 213-225.
- González C.L., Dodd J.D. 1979. Production response of native and introduced grasses to mechanical brush manipulation, seeding, and fertilization. *Journal of Range Management*, 32: 305-309.

- Gough L., Osenberg C., Gross K., Collins S. 2000. Fertilization effects on species density and primary productivity in herbaceous plant communities. *Oikos*, 89: 428-439.
- Grime J.P. 1979. Evidence for the coexistence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist*, 111: 1169-1194.
- Hansen M.J., Wilson S.D. 2006. Is management of an invasive grass *Agropyron cristatum* contingent on environmental variation?. *Journal of Applied Ecology*, 43: 269-280.
- Huss D. 1986. Principios de manejo de paraderas naturales. INTA y FAO. 369 pág.
- Hunt R., Bazzaz F. 1980. The biology of *Ambrosia trifida* L.V. Response to fertilizer, with growth analysis at the organismal and sub-organismal levels. *New Phytologist*, 84:113-121.
- Hutchings M.J. 1988. Differential foraging for resources and structural plasticity in plants. *Trends in Ecology and Evolution*, 3: 200-204.
- Insausti P., Soriano A. 1982. Comportamiento de las semillas de *Ambrosia tenuifolia* (Altamisa) en un pastizal de la Depresión del Salado (Provincia de Buenos Aires). *Revista Facultad de Agronomía*, 3: 75-80.
- Insausti P., Soriano A., Sánchez R.A. 1995. Effects of flood-influenced factors on seed germination of *Ambrosia tenuifolia*. *Oecologia*, 103: 127-132.
- Insausti P., Chaneton E. J., Soriano A. 1999. Flooding reverted grazing effects on plant community structure in mesocosms of lowland grassland. *Oikos*, 84 (2): 266-276.
- Insausti P., Chaneton E., Grimoldi A. 2005. Las inundaciones modifican la estructura y dinámica de la vegetación en los pastizales de la Pampa Deprimida. Pp 253-269 en: La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas. Un homenaje a Rolando J.C. León. Ed. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
- Insausti P., Grimoldi A. 2006. Gap disturbance triggers the recolonization of the clonal plant *Ambrosia tenuifolia* in a flooding grassland of Argentina. *Austral Ecology*, 31: 1-9.
- Jacobo, E.; Rodríguez, A. and Deregibus, V.A. 2000. Rotational stocking improves winter production of Italian ryegrass on argentinian rangelands. *Journal of Range Management*. 53: 483-488.
- Jacobo E. J., Rodriguez A. M., Bartoloni N., Deregibus V.A. 2006. Rotacional grazing effects on rangeland vegetation at a faro scale. *Rangeland Ecology and Management*, 59: 249-257.

- Jasieniuk M., Brûlé-Babel A., Morrison I. 1996. The evolution and genetics of herbicide resistance in weeds. *Weed Science*, 44: 176-193.
- Jornsgard B., Rasmussen K., Hill J., Christiansen J.L. 1996. Influence of nitrogen on competition between cereals and their natural weed populations. *Weed Research*, 36: 461-470
- Juan V.F., Monterroso L., Sacido M.B., Cahuepé M.A. 2000. Postburning legume seeding in the flooding pampas, Argentina. *Journal of Range Management*, 53: 300-304.
- Kempton R.A. 1979. The structure of species abundance and measurement of diversity. *Biometrics*, 35: 307-321.
- Ketterning, K.M., Adams, C.R. 2011. Lessons learned from invasive plant control experiments: A systematic review and meta-analysis *Journal of Applied Ecology*, 48: 970-979
- Knapp A., Smith M. 2001. Variation among biomes in temporal dynamics of aboveground primary production. *Science* 291: 481-484.
- Laca E. 2008. Foraging in a heterogeneous environment. Intake and diet choice. Pp. 81-100 en: H.H.T. Prins and F. van Langevelde (eds.), *Resource Ecology: Spatial and temporal Dynamics of Foraging*.
- Lagler J.C. 2003. Lotus: un género que no acaba en dos especies. En: <http://www.inta.gov.ar/bn/ph/info/documentos/artic173.htm>.
- Lamb E., Kembel S., Cahill J. 2009. Shoot but not root competition reduces community diversity in experimental mesocosms. *Journal of Ecology*, 97: 155-163.
- Laterra P., Rivas M. 2005. Bases y herramientas para la conservación in situ y el manejo integrado de los recursos naturales en los campos y pampas del Cono Sur. *Agrociencia*, 9: 169-178.
- Lattanzi F. A., Agnusdei M. G., Rodriguez Palma R., Schnyder H. 2006. Nitrogen loading and the C3/C4 balance in grazed grasslands. *Grassland Science in Europe*, 11: 820-822.
- Lauenroth W., Dodd J. 1979. Response of native grassland legumes to water and nitrogen treatments. *Journal of Range Management*, 32: 292-294.
- LeBauer D.S., Treseder, K.K. 2008. Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystems is globally distributed. *Ecology*, 89: 371-379
- Lenssen J., van de Steeg H., de Kroon H. 2004. Does disturbance favour weak competitors? Mechanisms of changing plant abundance alter flooding. *Journal of Vegetation Science*, 15: 305-314.

- León R.J.C. 1975. Las comunidades herbáceas de la región Castelli-Pila. Pp 75-107. Monografías. Productividad primaria neta de sistemas herbaceous. Consejo de Investigaciones Científicas, La Plata, Argentina.
- Lulow M.E. 2008. Restoration of California native grasses and clovers: the roles of clipping, broadleaf herbicide, and native grass density. *Restoration Ecology*, 16: 584-593.
- Magurran A.E. 1988. A variety of diversities. Pp 81-99 en: *Ecological diversity and its measurement*. Princeton Univ. Press, Princeton, NJ.
- Marushia R.G., Allen E.B. 2011. Control of exotic annual grasses to restore native forbs in abandoned agricultural land. *Restoration Ecology*, 19: 45-54.
- McNaughton S.J. 1977. Diversity and stability of ecological communities: a comment on the role of empiricism in ecology. *American Naturalist*, 111:515-525.
- Mendoza R.E., Cogliatti, D.H., Collantes, M.B., Kade, M. 1983. Efecto de la fertilización nitrógeno-fosfatada sobre el crecimiento otoño-invernal y la absorción de fósforo en tepes de un pastizal natural. *Turrialba*, 33: 311-320.
- Milchunas D. G., Lauenroth W.K. 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs*, 63:327-366.
- Miñón D., Sevilla G., Montes L., Fernandez O. 1990. *Lotus tenuis*: leguminosa forrajera para la Pampa deprimida. Boletín técnico N°1. 98, INTA Balcarce.
- Miñón D.P., Colabelli M.R. 1993. Intersiembra de *Lotus tenuis* en tres comunidades nativas de la Pampa Deprimida. *Revista Argentina de Producción Animal*, 13: 133-140.
- Montes L., Miñón D.P., Colabelli M.R., Sevilla G.H., Fernandez O.N. 1990. Demografía de *Lotus tenuis* bajo pastoreo. Dinámica espacial y temporal de la floración. Sociedad Argentina de Ecología. XIV Reunión argentina de Ecología. 16 al 21 de abril, Jujuy, Argentina. Pp 56.
- Montes L, Cahuepé M. A. 1985. Evaluación de *Lotus tenuis* mediante dos métodos de siembra. *Revista Argentina Producción Animal*, 5: 313-321.
- Mujica M.M., Rumi C.P.1993. Dinámica del estado de dureza de semillas de *Lotus tenuis* (Waldst et kit) obtenidas del suelo en respuesta de baja temperatura. *Revista Facultad de Agronomía, La Plata*, 69: 69-75.
- Nyami P.A., Prather T.S., Wallace J.M. 2011. Evaluating restoration methods across a range of plant communities dominated by invasive annual grasses to native perennial grasses. *Invasive Plant Science and Management*, 4: 306-316.
- Noy-Meir I., Gutman M., Kaplan Y. 1989. Responses of Mediterranean grassland plants to grazing and protection. *Journal of Ecology*, 77: 293-310.

- Oesterheld M., Sala O. 1990. Grazing effect upon seedling establishment: the role of seed and safe-site availability. *Journal of Vegetation Science*, 1: 352-358.
- Oesterheld M., Loreti J., Semmartin M., Sala O. 2001. Inter-annual variation in primary production of a semi-arid grassland related to previous-year production. *Journal of Vegetation Science*, 12: 137-142.
- Oesterheld M., Semmartin M. 2011. Impact of grazing on species composition: Adding complexity to a generalized model. *Austral Ecology*, 36: 881-890.
- Omacini M., Chaneton E.J., León R.J.C., Batista W.B. 1995. Old-field successional dynamics on the Inland Pampa, Argentina. *Journal of Vegetation Science*, 6: 309-316.
- Pan J., Widner B., Ammerman D., Drenovsky R. 2010. Plant community and tissue chemistry responses to fertilizer and litter nutrient manipulations in a temperate grassland. *Plant Ecology*, 206: 139-150.
- Pearson C. J., Ison R.L. 1994. Crecimiento vegetativo. En: *Agronomía de los Sistemas Pastoriles*. Ed. Hemisferio Sur.
- Perelman S., León R.J.C., Deregibus V. 1982. Aplicación de un método objetivo al estudio de las comunidades de pastizal de la Depresión del Salado (Provincia de Buenos Aires).
- Perelman S., Chaneton E., Batista W., Burkart S., León R.. 2007. Habitat stress, species pool size and biotic resistance influence exotic plant richness in the Flooding Pampa grasslands. *Journal of Ecology*, 95: 662-673.
- Power E.F., Kelly D.L., Stout J.C. 2013. The impacts of traditional and novel herbicide application methods on target plants, non-target plants and production in intensive grasslands *Weed Research*, 53: 131-139
- Pregitzer K., Hendrick R., Fogel R. 1993. The demography of fine roots in response to patches of water and nitrogen. *New Phytologist*, 125: 575-580.
- Pywell R.F., Meek W.R., Webb N.R., Putwain P.D., Bullock J.M. 2011. Long-term heathland restoration on former grassland: The result of a 17-year experiment. *Biological Conservation*, 144: 1602-1609.
- Pywell R.F., Hayes M.J., Tallowin J.B., Walker K.J., Meek W.R., Carvell C., Warman L.A., Bullock J.M. 2010. Minimizing environmental impacts of grassland weed management: Can *Cirsium arvense* be controlled without herbicides?. *Grass and Forage Science*, 65:159-174.
- Quinos P., Insausti P., Soriano A. 1998. Facilitative effect of *Lotus tenuis* on *Paspalum dilatatum* in lowland grassland of Argentina. *Oecologia*, 114: 427-431.

- Rajaniemi T., Allison V., Goldberg D. 2003. Root competition can cause a decline in diversity with increased productivity. *Journal of Ecology*, 91: 407-416.
- Refi R. O., Escuder C.J. 1998. Nitrogen fixation by *Trifolium repens* and *Lotus tenuis*-based pastures in the Flooding Pampa, Argentina. *Agronomie*, 18: 285-297.
- Rice P., Toney C. 1998. Exotic weed control treatments for conservation of fescue grassland in Montana. *Biological Conservation*, 85: 83-95.
- Rice P., Toney C., Bedunah D., Carlson C. 1997. Plant community diversity and growth form responses to herbicide applications for control of *Centaurea maculosa*. *Journal of Applied Ecology*, 34: 1397-1412.
- Richardson D., Pysek P., Rejmánek M., Barbour M., Panetta F., West C. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6: 93-107.
- Robinson T., Gross K. 2010. The impact of altered precipitation variability on annual weed species. *American Journal of Botany*, 97:1625-1629.
- Robinson D., Hodge A., Griffiths B., Fitter A. 1999. Plant root proliferation in nitrogen-rich patches confers competitive advantage. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 266: 431-435.
- Rodríguez A., Jacobo E., Scardaoni P., Deregibus A. 2007. Effect of Phosphate Fertilization on Flooding Pampa Grassland (Argentina). *Rangeland Ecology & Management*, 60: 471-478.
- Rodríguez A., Jacobo E. 2013. Glyphosate effects on seed bank and vegetation composition of temperate grasslands. *Applied Vegetation Science*, 16: 51-62.
- Rodríguez A., Jacobo E. 2010. Glyphosate effects on floristic composition and species diversity in the Flooding Pampa grassland (Argentina). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 138: 222-231.
- Rubio G., Gutierrez Boem F.H., Lavado R.S. 2010. Responses of C3 and C4 grasses to application of nitrogen and phosphorus fertilizer at two dates in the spring. *Grass and Forage Science*, 65: 102-109.
- Rusch G., Oesterheld M. 1997. Relationship between productivity and species and functional group diversity in grazed and non-grazed Pampas grassland. *Oikos*, 78: 519-526.
- Sala O., Austin A. 2000. Methods of estimating aboveground net primary productivity. Pp 31-43 en: Sala, Jackson, Mooney y Howarth (eds.). *Methods in Ecosystem Science*. Springer, New York.
- Sala O., Oesterheld M., León R.J.C., Soriano A. 1986. Grazing effects upon plant community structure in subhumid grassland of Argentina. *Vegetatio*, 67: 27-32.

- Sala O., Soriano A., Perelman S. 1981. Relaciones hídricas de algunos componentes de un pastizal de la depresión del Salado. *Revista Facultad de Agronomía*, 2:1-10.
- Seabloom E., Borer E., Boucher V., Burton R., Cottingham K., Goldwasser L., Gram W., Kendall B., Micheli F. 2003. Competition, seed limitation, disturbance, and reestablishment of California native annual forbs. *Ecological Applications*, 13: 575-592.
- Semmartin M., Oesterheld M. 2001. Effects of grazing pattern and nitrogen availability on primary productivity. *Oecologia*, 126: 225-230.
- Semmartin M., Oyarzabal J., Loreti J., Oesterheld M. 2007. Controls of primary productivity and nutrient cycling in a temperate grassland with year-round production. *Austral Ecology*, 32: 416-428.
- Sevilla G.H., Fernández O.N., Miñón D.P., Montes L. 1996. Emergente and seedling survival of *Lotus tenuis* in *Festuca arundinacea* pastures. *Journal of Range management*, 49: 509-511.
- Sevilla G. H., Sciotti A. 1993. Establecimiento de *Lotus tenuis* intersembrado en una pastura dominado por agropiro alargado (Resumen). XIII Reunión Latinoamericana de Producción Animal. 26-31 de julio. Chile. Pp 17.
- Shaver G. R., Sydonia Bret-Harte M., Jones M. H. et al. .2001. Species composition interacts with fertilizer to control long-term change in tundra productivity. *Ecology*, 82: 3163-3181.
- Sheley R.L., Denny M.K. 2006. Community response of nontarget species to herbicide application and removal of the nonindigenous invader *Potentilla recta* L. *Western North American Naturalist*, 66: 55-63.
- Skurski T.C., Maxwell B.D., Rew L.J. 2013. Ecological tradeoffs in non-native plant management. *Biological Conservation*, 159: 292-302.
- Snyman H. 2012. Control measures for the encroacher shrub *Seriphium plumosum*. *South African Journal of Plant and Soil*, 29: 157-163.
- Soriano A. 1992. Río de la Plata grasslands. *Natural grasslands*. Pp 367-407.
- Stanley A.G., Kaye T.N., Dunwiddie P.W. 2011. Multiple treatment combinations and seed addition increase abundance and diversity of native plants in pacific northwest praires. *Ecological Restoration*, 29: 35-44.
- Stowe K.A., Marquis R.J., Hochwender C.G., Simms E. 2000. The evolutionary ecology of tolerance to consumer damage. *Annual Review Ecology Systematics*, 31: 565-595.
- Striker G.G., Insausti P., Grimoldi A. 2008. Flooding effects on plants recovering from defoliation in *Paspalum dilatatum* and *Lotus tenuis*. *Annals of Botany*, 102: 247-254.

- Suding K., Goldberg D. 2001. Do disturbances alter competitive hierarchies? Mechanisms of change following gap creation. *Ecology*, 82: 2133-2149.
- Tilman D., Knops J., Wedin D., Reich P., Ritchie M., Siemann E. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, 277: 1300-1302.
- Tilman D. 1988. Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities. *Monographs in Population Biology* 26. Princeton University Press. Princeton, New Jersey.
- Tricart J.L.F. 1973. Geomorfología de la Pampa Deprimida. XII Colección científica. INTA.
- Van Breemen N. 1995. Nutrient cycling strategies. *Plant Soil*, 168-169: 321-326.
- Vázquez P.M., Cabria F.N., Rojas M.C. 2009. Flooding risk in the Salado river basin. *Ciencia del Suelo* 27: 237-246.
- Vignolio O., Fernández O. 2011. Lotus tenuis, Seedling establishment and biomass production in flooding Pampa grasslands (Buenos Aires, Argentina). *Chilean Journal of Agricultural Research*, 71: 96-103.
- Vignolio O.R., Maceira N.O., Fernández O.N. 1995. Efectos del anegamiento sobre el poder germinativo de las semillas de Lotus tenuis y Lotus corniculatus. *Ecología Austral*, 5:157-163.
- Vignolio O.R., Maceira N.O., Fernández O.N. 1994. Efectos del anegamiento en invierno y verano sobre el crecimiento y la supervivencia de Lotus tenuis y L. corniculatus. *Ecología Austral*, 4: 19-28.
- Vila-Aiub M., Ghera C. 2005. Building up resistance by recurrently exposing target plants to sublethal doses of herbicide. *European Journal of Agronomy*, 22: 195-207.
- Wedin D., Tilman D. 1996. Influence of nitrogen loading and species composition on the carbon balance of grasslands. *Science*, 274: 1720-1723.
- Westoby M., Walker B., Noymeir I. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management*, 42: 266-274.
- Wilsey B.J., Polley H. 2003. Effects of seed additions and grazing history on diversity and productivity of subhumid grasslands. *Ecology*, 84: 920-931.
- Yahdjian L., Gherardi, L., Sala, O.E. 2011. Nitrogen limitation in arid-subhumid ecosystems: A meta-analysis of fertilization studies. *Journal of Arid Environments*, 75: 675-680.
- Zanoniani R. 2002. Mejoramiento de bajos. Disponible en la World Wide Web: <http://producción-animal.com.ar/inundación/05-mejora_bajos.htm>.

