

Universidad de la República- Facultad de Ciencias
Programa de Posgrado en Ciencias Ambientales

Cambios en el largo plazo en la salud del Campo Natural
asociados a la tecnología de Mejoramientos Extensivos con
***Lotus subbiflorus* cv “El rincón”**

Ing. Agr. Diego Cáceres Bentancor (dcaceres@mgap.gub.uy)

Orientador: Dr. Felipe Lezama (flezama@fagro.edu.uy)

Tribunal:

Dra. Claudia Rodríguez Fabregas (claudia@fcien.edu.uy)

Ing. Agr. Daniel Formoso (danielformoso@hotmail.com)

Dr. Pablo Boggiano (prboggia@fagro.edu.uy)

2019

Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales

Resumen

Los mejoramientos extensivos son una tecnología muy utilizada en Uruguay para aumentar la productividad en sistemas ganaderos. En esta investigación estudiamos los efectos a largo plazo que pueden tener sobre la composición florística, utilizando una red de pares de campo natural - mejoramiento extensivo en predios comerciales en las regiones Cuesta Basáltica y Centro Sur/ Sierras del Uruguay. Se realizaron evaluaciones de la composición florística y muestreos de suelo para medir la disponibilidad de N y P. Los resultados indican que como norma general esta tecnología produce un cambio marcado en la composición florística del pastizal. Se observó un reemplazo de especies de gramíneas perennes nativas y hierbas enanas perennes, por especies anuales y exóticas. En general, los mejoramientos extensivos redujeron la cobertura de las especies dominantes del campo natural. Sin embargo, la respuesta en términos de riqueza y especies invasoras fue dependiente de la región. Una parte menor de la variación en la magnitud del efecto de los mejoramientos extensivos pudo ser explicada por el cambio en los niveles de fósforo. Llamativamente esto también dependió de la región. En Basalto el aumento del P Bray estuvo asociado a un mayor cambio en las especies dominantes y la diversidad. Y en Cento Sur/Sierras el P acumulado se relacionó positivamente con un cambio en la diversidad y un aumento en la cobertura de *Cynodon dactylon*. Hipotetizamos que gran parte de la variabilidad de los efectos que resta explicar podría deberse a diferencias no registradas en el manejo del pastoreo entre predios. Para evitar posibles efectos negativos en la salud del pastizal, la implementación de mejoramientos debe ir acompañada del seguimiento de indicadores de la condición de la comunidad vegetal como el la cobertura *Cynodon dactylon*, la riqueza de especies y la cobertura de especies dominantes.

Palabras Claves: composición florística; *Cynodon dactylon*; Fósforo; indicadores; pastizal; riqueza.

Agradecimientos

A Felipe Lezama (tutor) por la oportunidad de integrarme a este proyecto de investigación y por estar desde el comienzo hasta el final del trabajo en todos los detalles.

A Amabelia del Pino (co-tutora no oficial) por el apoyo brindados en toda la realización de este trabajo. Al resto del equipo de investigación y a las ayudantes del laboratorio de suelos de FAGRO por el trabajo y los aportes realizados.

A todos los productores que nos abrieron las puertas de sus casas para hacer los muestreos y nos brindaron información.

Al MGAP, a compañeros y autoridades que me cedieron el tiempo necesario para poder terminar esta tesis.

A mi familia y amigos, principalmente a “la Lidia” por apoyarme en los comienzos de la maestría.

A lore y feli, por el apoyo brindado y por el tiempo que les he robado.

Al indio y a los fundamentalistas del aire acondicionado por la compañía.

Tabla de contenidos	
Resumen	ii
Agradecimientos	iii
Índice de Figuras	vi
Índice de tablas	vii
Lista de abreviaturas	viii
1. INTRODUCCION	1
1.2 Pastizales naturales en Uruguay: Contexto histórico, servicios y amenazas	1
1.2 Salud del pastizal	3
1.2.1 Invasiones biológicas.....	4
1.2.2 Consecuencias del agregado de N y P	5
1.3 Mejoramientos extensivos de CN	7
1.4 Objetivo general y objetivos específicos.....	10
1.5 Hipótesis y preguntas:.....	11
1.6 Una Estrategia de investigación para evaluar efectos a largo plazo: red de pares CN-ME en situaciones comerciales	12
2. MATERIALES Y MÉTODOS	13
2.1 Área de estudio	13
2.2 Muestreo florístico	16
2.3 Muestreo de suelo	17
2.4 Cuestionario sobre manejo	18
2.5 Análisis de datos.....	18
3. RESULTADOS	21
3.1 Características generales de los ME.....	21
3.2 Efectos del ME en la composición del pastizal.....	23
3.3 Indicadores de salud del pastizal	25
3.3.1 Riqueza de especies	25
3.3.2 Diversidad de especies	26
3.3.3 Especies exóticas invasoras (<i>Cynodon dactylon</i>).....	27
3.3.4 Especies anuales.....	28
3.3.5 Valor Pastoral de las especies	30
3.3.6 Especies dominantes.....	31
3.4 Relación entre los cambios de los indicadores	32
3.5 Cambios en el pastizal y su relación con el cambio en el nivel de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo).	33

4. DISCUSIÓN.....	36
4.1 Efectos generales de los ME y evidencias para las hipótesis planteadas	36
4.2 Efectos de los ME dependientes de las regiones	38
4.3 Efectos sobre la fertilidad del suelo	39
4.4 Fortalezas y debilidades de la aproximación del estudio.....	40
5. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS	41
6. BIBLIOGRAFÍA.....	42
Anexos	52

Índice de Figuras

Figura 1. Mapa de Uruguay con la ubicación de los 29 sitios estudiados, 13 en Basalto (resaltado en verde) y 16 en la región Centro Sur y Sierras del Este (resaltado en rojo y amarillo respectivamente).....	13
Figura 2. Mapa de Uruguay con el índice de precipitación estandarizado para el año 2013. Colores verdes indican que la precipitación fue superior al valor normal del lugar para el período considerado, colores rojos indican que fue menor. Fuente: INUMET.....	14
Figura 3. Porcentaje de agua disponible del suelo decádico para la primavera (1 de octubre 20 de noviembre) del año 2013 en Uruguay. Fuente: INUMET.....	15
Figura 4. Esquema de muestreo, a la derecha campo natural (CN) y a la izquierda mejoramiento extensivo (ME). Los cuadrados azules representan las seis parcelas de muestreo de un 1m ² , la primera ubicada aleatoriamente a un mínimo de 4 metros de la división entre potreros, y las cinco siguientes separadas a tres metros entre sí.....	17
Figura 5. Contenido de P (Bray N° 1) en mg/kg (a) y contenido de N mineralizable en mg/kg (b), en campo natural (CN) y en mejoramiento extensivo (ME), para los 29 sitios. Los asteriscos indican diferencias significativas ($p < 0,01$).....	23
Figura 6. Cambio en la riqueza de especies en parcelas mejoradas vs. parcelas de campo natural, para los 29 sitios (a), para los sitios de la región del Basalto (b) y para los sitios de la región Centro Sur/Sierras (c). La línea de equidad (1:1) indica la ausencia de cambio frente a frente a la tecnología mejoramiento extensivo.....	25
Figura 7. Cambio en la diversidad de especies (índice de Shannon) en parcelas mejoradas vs. parcelas de campo natural, para los 29 sitios (a), para los sitios de la región de Basalto (b) y para los sitios de la región Centro Sur/Sierras (c). La línea de equidad (1:1) indica la ausencia de cambio frente a frente a la tecnología mejoramiento extensivo.....	26
Figura 8. Cambio en cobertura de <i>Cynodon dactylon</i> (%) en parcelas mejoradas vs. parcelas de campo natural, para los 29 sitios (a), para los sitios de la región de Basalto (b) y para los sitios de la región Centro Sur/Sierras (c). La línea de equidad (1:1) indica la ausencia de cambio frente a frente a la tecnología mejoramiento extensivo.....	27
Figura 9. Cambio en la cobertura (%) de especies anuales en parcelas mejoradas vs. parcelas de campo natural, para los 29 sitios (a), para los sitios de la región de Basalto (b) y para los sitios de la región Centro Sur/Sierras (c). La línea de equidad (1:1) indica la ausencia de cambio frente a frente a la tecnología mejoramiento extensivo.....	28
Figura 10. Cambio en el Valor Pastoral de las especies en parcelas mejoradas vs. parcelas de campo natural, para los 29 sitios (a), para los sitios de la región de Basalto (b) y para los sitios de la región Centro Sur/Sierras (c). La línea de equidad (1:1) indica la ausencia de cambio frente a frente a la tecnología mejoramiento extensivo.....	30
Figura 11. Cambio en la cobertura de especies dominantes (%) en parcelas mejoradas vs. parcelas de campo natural, para los 29 sitios (a), para los sitios de la región de Basalto (b) y para los sitios de la región Centro Sur/Sierras (c). La línea de equidad (1:1) indica la ausencia de cambio frente a frente a la tecnología mejoramiento extensivo.....	31

Figura 12. Relación entre la variación en la cobertura de <i>Cynodon dactylon</i> (%) entre CN y ME y fósforo acumulado (kgP ₂ O ₅ /ha) en el ME para los 29 sitios (A), para los sitios de la región Centro Sur/Sierras (B).....	33
Figura 13. Relación entre la variación en la diversidad de especies (ΔH) entre CN y ME y fósforo acumulado (kgP ₂ O ₅ /ha) en el ME, para los sitios de la región Centro Sur/Sierras (B).....	34
Figura 14. Relación entre la variación en la riqueza de especies (ΔS) entre CN y ME y la variación del P (Bray N° 1, mg/kg) entre CN y ME, para los 29 sitios.....	34
Figura 15. Relación entre la variación en la diversidad de especies (ΔH) entre CN y ME, con respecto a la variación del P (Bray N° 1, ppm) en CN y ME, para los sitios de la región Basalto...	35
Figura 16. Relación entre la variación de cobertura de especies dominantes entre CN y ME con respecto a la variación del P (Bray N° 1, ppm) en CN y ME, para los sitios de la región Basalto...	35

Índice de tablas

Tabla 1. Descripción general de los sitios de seleccionados: región geomorfológica donde se ubican los sitios, nombre o código de cada sitio, coordenadas geográficas, número de pares por sitio y edad del mejoramiento extensivo al momento del muestreo.....	16
Tabla 2. Cobertura de <i>Lotus subbiflorus</i> (%) al momento de muestreo y máxima cobertura (%) alcanzada por la especie en toda la historia de las parcelas mejoradas (información aportada por los productores), para los 13 sitios de la Región Basalto y los 16 sitios de la región Centro Sur/Sierras.....	22
Tabla 3. Especies indicadoras de los pares de campo natural y de mejoramiento extensivo (se presentan solamente valores indicadores significativos superiores a 60).....	24
Tabla 4. Relación entre los indicadores calculados para el CN y el ME, se muestra el coeficiente de correlación de Pearson (r), correlaciones con $p > 0,05$ no son significativas (ns).....	32

Lista de abreviaturas

CN: Campo Natural

ME: Mejoramiento extensivo

MGAP: Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca

N: Nitrógeno

P: Fósforo

PRP: Pastizales del Río de la Plata

1. INTRODUCCION

1.2 Pastizales naturales en Uruguay: Contexto histórico, servicios y amenazas

Los pastizales naturales ocupan un 30% de la superficie terrestre, distribuyéndose principalmente por zonas templadas con precipitaciones anuales acumuladas entre 150 y 1200 mm (Sala et al., 2001). Una de las áreas más extendidas de este bioma es la correspondiente a los pastizales del Río de la Plata (PRP) que ocupa 700.000 km² (Soriano, 1991). Esta región se encuentra entre los 24 y 35 grados de latitud sur, incluye los pastizales del sur de Brasil, el sur de Paraguay, el nor-este de Argentina y todo el Uruguay (Soriano, 1991). A este bioma se lo ha identificado también con el nombre de “Campos” (Allen et al., 2011), y localmente son llamados campos naturales (CN).

Los PRP representan un ejemplo de un sistema de alta diversidad, con más de 400 especies solamente de gramíneas, un alto número de endemismos y la presencia de numerosos tipos funcionales ecosistémicos coexistiendo (Cabrera, 1970; Soriano, 1991). En un trabajo reciente, Andrade et al. (2018), reportan 4864 especies pertenecientes a 194 familias y 1324 géneros para los PRP, posicionando la región como de alta biodiversidad en el contexto sudamericano.

Los campos naturales uruguayos, si bien se componen de diversos tipos funcionales, están claramente dominados por gramíneas, mayoritariamente con metabolismo fotosintético C₄, acompañadas por hierbas y graminoides como especies subordinadas (Altesor et al., 2006). Una alta diversidad a escala local es característico de estos pastizales (Lezama et al., 2011). Son varios los trabajos que reportan, para pequeñas áreas, riquezas elevadas del orden de las decenas de especies (Rosengurtt, 1943; Texeira y Altesor 2009).

La heterogeneidad de los campos de Uruguay ha sido clasificada en diferentes tipos según distintos criterios. Por ejemplo, las regiones geomorfológicas y geológicas han sido identificadas como grandes unidades de vegetación (Rosengurtt, 1944; Chebataroff, 1969; Millot, 1987). En este sentido, Lezama et al. (2011) describieron la variación florística de cuatro grandes unidades de pastizal utilizando las regiones geomorfológicas predominantemente ganaderas (Panario, 1988) las cuales fueron: Cuesta Basáltica, Centro Sur, Sierras del Este y Cuenca Sedimentaria del Noreste.

La ganadería bovina con base en pastizales naturales es uno de los rubros principales de la agropecuaria nacional, ocupa aproximadamente a 42.000 productores en una superficie de 12.393.000 hectáreas (MGAP. DIEA, 2017). Además, este ecosistema es base de la producción ovina, equina y de parte de la lechería. El pastizal proporciona otra serie de servicios ecosistémicos al país tales como: proteger al suelo de la erosión, evitar la contaminación de aguas superficiales con partículas en suspensión, favorecer la percolación a napas de aguas profundas. Asimismo es fuente de biodiversidad, proporciona hábitat para la fauna nativa, aporta valor estético o de existencia, y contribuye al secuestro de carbono y al balance de energía (Boggiano, 2003; Altesor, 2011).

Los pastizales son un bioma particularmente amenazado por los procesos de cambio en el uso del suelo a escala global (Gibson, 2009). El Uruguay no escapa a esto y el área ocupada por pastizales naturales tiene una tendencia decreciente en las últimas décadas debido al avance de la agricultura y la forestación (Jobbágy et al; 2006; Paruelo et al., 2006; Baeza et al., 2014). Por otro lado, la intensificación productiva, con el aumento en el uso de insumos que conlleva, representa una amenaza a la conservación de la biodiversidad según la literatura internacional (Hubert, 1978; Carvalho et al., 2008). En este sentido el aumento en el uso de fertilizantes minerales puede incrementar los rendimientos en forraje y el aumento en la frecuencia de utilización en pastizales, pudiendo causar la pérdida de especies autóctonas que son incapaces de competir con gramíneas forrajeras con mejor desempeño en estas condiciones. Un elemento a considerar es que dependiendo de la dosis, el efecto de la aplicación de fertilizantes como el nitrógeno (N) y el fósforo (P) sobre el cambio florístico puede ser evidente después de muchos años (Thurston et al., 1976; Schellberg et al., 1999) o se pueden evidenciar en el corto plazo (Larratea y Soutto, 2013).

Otra amenaza para los pastizales son las invasiones biológicas (Aber, 2010; Gurevitch y Padilla, 2004). Las especies invasoras son capaces de transformar el ambiente invadido reemplazando a la biota nativa y causando extinciones locales, pero también impulsando cambios abióticos drásticos (Wiens y Graham 2005). Se ha reportado grandes variaciones en el grado de invasión de plantas entre las subzonas de los PRP, desde un 20% en la pampa inundable (Perelman et al. 2007; Fonseca et al. 2013), a un 7% en pastizales de Uruguay (Bresciano et al., 2014).

1.2 Salud del pastizal

La salud de un pastizal puede definirse como el grado con el cual la integridad del suelo, la vegetación, el agua y el aire, así como los procesos ecológicos del ecosistema, son equilibrados y sostenidos (Pyke et al., 2002). La complejidad del ecosistema requiere utilizar una serie de indicadores claves para aproximarse a su estado de salud. El propósito de utilizar Indicadores agroecológicos es facilitar el diagnóstico e interpretación de procesos críticos para mejorar la capacidad de tomar decisiones (Girardin et al., 1999), para hacer posible esto, los indicadores clave tienen que ser consistentes, sensibles, haber sido aplicados, interpretados y ser científicamente reconocidos (Pyke et al., 2002).

Dentro de estos indicadores, la riqueza y la diversidad de especies son destacadas por numerosos autores como fundamentales para evaluar la salud de un pastizal (Tilman et al., 1997; Chapin et al., 2000; Altesor, 2011). Además de estos indicadores, otros atributos estructurales que pueden influir en el funcionamiento de un ecosistema son la cobertura total, la estratificación, la composición de especies y los tipos funcionales de plantas (Burke y Lauenroth, 1995, Pyke et al., 2002, Paruelo et al., 2008).

De estos últimos atributos planteados, la cobertura de especies anuales es un indicador que refleja uno de los procesos de modificación del CN más generalizado asociado a la intensificación productiva (Boggiano, 2003; Viglizzo, 2012; Parera et al., 2014;) y su degradación (Rosengurtt, 1946; Millot, 1987). Revela aperturas del tapiz natural y la diversidad de nichos ecológicos que el mismo presenta (Quiñones y Picasso, 2011). Rosengurtt (1943) plantea que *“un tapiz cerrado y constituido por vigorosas plantas perennes posee un mecanismo de auto-conservación, tanto en lo relativo en la fertilidad del suelo como la inmunidad ante la infección de plantas extrañas”*.

Los tipos productivos fueron definidos por Rosengurtt (1979) y tienen en cuenta la productividad, apetecibilidad y capacidad de engorde del ganado. Entendiendo a la degradación como un proceso de sustitución de especies productivas por otras de menor tipo productivo (Rosengurtt, 1943), el valor pastoral de las especies es un indicador que permite de una forma sencilla aproximarse al estado actual del pastizal, aunque no sea un indicador directo para medir degradación (Quiñones, 2010).

Además, como se mencionó anteriormente las invasiones por especies exóticas son uno de los principales problemas de los pastizales (Gurevitch y Padilla 2004; Aber, 2010), siendo a

nivel mundial reconocidas como la segunda causa de pérdida de la biodiversidad (Aber, 2010). Por lo tanto, a la hora de evaluar pastizales es indispensable tener indicadores como la cobertura de especies invasoras (Pellant et al., 2000, 2005).

1.2.1 Invasiones biológicas

El grado de invasión de un ecosistema puede ser explicado por las características fisiológicas de una especie y por la susceptibilidad de un ambiente a la colonización y establecimiento de plantas exóticas (Richardson 2000; Davis 2005). Esta especificidad geográfica se puede entender en función de los diferentes filtros evolutivos (Lambers et al., 2008). Las plantas exóticas deben superar estos filtros para llegar a ser invasoras (Lorenzo et al., 2010). Las especies vegetales están presentes en un área determinada por razones históricas, filtro histórico. Algunas especies están ausentes en un espacio porque no tienen los rasgos fisiológicos apropiados para sobrevivir, filtro fisiológico. Por último, las interacciones que se puedan producir entre las especies exóticas y autóctonas en el nuevo ambiente determinarán la composición vegetal del área invadida, filtro biótico (Lambers et al., 2008).

En general, se asume que la competencia es la principal fuerza reguladora de la invasión al limitar la disponibilidad de recursos en el ambiente para las invasoras (Davis et al., 2000; Hierro et al., 2005). La teoría de los “recursos fluctuantes” (Davis et al., 2000), sostiene que las oportunidades para el establecimiento de las especies exóticas y su propagación, se generan por el desequilibrio entre la oferta de recursos y su uso por parte de la comunidad vegetal residente (Shea y Chesson 2002; Tognetti y Chaneton 2014). Está hipótesis propone que una disminución en la utilización de recursos o un aumento en la provisión de éstos, genera oportunidades para la invasión de especies. Por lo tanto, los sistemas perturbados frecuentemente ofrecen más oportunidades de invasión que los menos perturbados. Asimismo, cuanto mayor es la disponibilidad de recursos no utilizados, más susceptible a la invasión será la comunidad (Davis et al. 2000; Shea y Chesson 2002).

Además de la disponibilidad de recursos, la susceptibilidad de un ecosistema por especies exóticas está determinada por varios factores, como: agentes locales y regionales, presión de propágulos, riqueza de la comunidad, condiciones climáticas, (Hellmann et al., 2007), estructura del paisaje (With, 2002) y régimen de perturbaciones (Burke y Grime, 1996). Para pastizales del sur de Brasil, Guido et al. (2016) indican que un aumento del déficit de agua, una mayor densidad de carreteras y la pérdida en la cobertura vegetal, están asociadas a un incremento de la cobertura de plantas invasoras.

Las comunidades con mayor riqueza de especies son menos susceptibles a ser invadidas debido principalmente al aumento de la “resistencia biótica”, es decir, el conjunto de efectos negativos que ejercen las especies residentes sobre las especies invasoras (Elton, 1958; Levine et al., 2004). Comunidades más ricas usan más eficientemente los recursos, no estando disponibles para la colonización de especies potencialmente invasoras (Elton, 1958; Davis et al., 2000). Por su parte Fargione y Tilman (2005) y Perelman et al. (2007) observaron que la biomasa y/o riqueza de las especies invasoras se correlaciona negativamente con la presencia de gramíneas C4 residentes. Cabe mencionar que algunos estudios han mostrado resultados contrastantes entre la riqueza de la comunidad y la invasión, sugiriendo también una relación positiva o ninguna relación (Stohlgren et al., 1999; Lavorel et al., 1999).

En general existe una baja invasión de especies exóticas en los CN uruguayos (Rodríguez et al., 2003; Altesor et al., 2006), pero las regiones donde se desarrolló esta investigación presentan diferencias tanto en riqueza promedio como en cobertura, siendo mayores los valores de la región Centro Sur/Sierras que los de la Cuesta Basáltica. Las principales gramíneas exóticas encontradas fueron *Cynodon dactylon* y *Gaudinia fragilis* (Bresciano et al., 2014).

Algunos efectos de la invasión de especies en pastizales pueden ser irreversibles. Willems y Van Nieuwstadt (1996) e Isbell et al. (2013) han demostrado que un estado de baja diversidad y dominado por especies exóticas puede persistir décadas después de que el enriquecimiento de N o P cesa. El restablecimiento de pastos perennes nativos puede estar restringido por especies como *Cynodon dactylon* y *Lolium multiflorum* que impiden la recuperación por el banco de semillas del suelo (Tognetti y Chaneton, 2012).

1.2.2 Consecuencias del agregado de N y P

Varios autores señalan, que el aumento de estos dos nutrientes puede tener un efecto negativo en la composición florística de los pastizales (Clark y Tilman, 2008; Hautier et al., 2009). En particular el aumento en la disponibilidad de N es uno de los factores identificados como responsables de la pérdida de biodiversidad en pastizales (Tilman, 1993) y un aumento en la susceptibilidad de los sistemas a la invasión de especies exóticas invasoras (Melbourne et al., 2007).

Aumentar la disponibilidad de N tiene el potencial de aumentar la productividad primaria neta (Elser et al., 2007; Stevens et al., 2015), que a su vez puede reducir la diversidad de la vegetación terrestre a través del favorecimiento de las especies de rápido crecimiento

adaptadas a la alta disponibilidad de nutrientes y la competencia por luz, o simplemente a través de la pérdida aleatoria de las especies menos comunes (Stevens et al., 2004; Crawley et al., 2005; Suding et al., 2005; Soons et al., 2016). Sala, (2001) encontró que estos efectos no ocurren uniformemente a través de los distintos grupos funcionales, repercutiendo por consiguiente en procesos a nivel ecosistémico. Además, el N puede disminuir la diversidad a través de factores como son: la acidificación del suelo, toxicidad por amonio, y una mayor susceptibilidad a factores de estrés como plagas, sequías y otros disturbios (Vitousek et al., 1997).

Por otra parte Ceulemans et al. (2013) observaron que el aumento de la disponibilidad de P de suelo redujo la diversidad de especies en un experimento realizado en pastizales europeos. Del mismo modo, Blanck et al. (2011) demostraron que el contenido de P en las plantas está correlacionado negativamente con la diversidad en los pastizales sudamericanos.

En Brasil, Oliveira et al. (2015) encontraron que la composición florística de la comunidad fue afectada de manera diferente según la fuente de P y la estación del año. Estos autores plantean que en comunidades donde dominan las especies C4, las especies C3 tienden a ser malas competidoras por recursos, por lo cual en ambientes enriquecidos pueden ser perjudicadas. También en Brasil Tiecher et al. (2014) hallaron que la fertilización fosfatada y el encalado modificaron la composición botánica de pastizales en el largo plazo, pero la diversidad florística no fue alterada. A esto se suma lo que afirman Willems y Nieuwstadt, (1996), que el P puede provocar un efecto mucho más a largo plazo que después del agregado de un alta cantidad de N.

Además, estudios registraron que en suelos con niveles muy altos de P se dan valores más bajos de riqueza de especies (Gilbert et al., 2009; Ceulemans et al., 2013) y dentro de los ecosistemas herbáceos el número de especies de plantas en peligro de extinción tienden a ser más alto en lugares limitados por P (Fujita et al., 2014) o persisten específicamente en condiciones de baja disponibilidad de este nutriente (Wassen et al., 2005), lo que sugiere que la liberación de P en estos sistemas se correlacionan con la pérdida de especies raras. A su vez, algunos autores propusieron que las limitaciones de P permiten más oportunidades de convivencia en comparación con las limitaciones de nitrógeno (Olde Venterink, 2011).

Se ha sugerido que los sistemas son limitados igualmente por N y P (Elser et al., 2007) y por lo tanto, con efectos iguales del enriquecimiento de estos nutrientes en términos del aumento de la productividad primaria neta y la correspondiente pérdida de biodiversidad. Pero hay efectos adicionales (independientes de la biomasa) de la adición de N en la riqueza de especies. Estos efectos aclaran la principal limitación de las hipótesis generales que no

consideran explícitamente las diferencias entre las adiciones de N y P (Niv, 2018). Soons et al., (2016) encontraron en experimentos con agregado de N y P, que la riqueza de especies de plantas se redujo significativamente (16%), pero el análisis de ambos nutrientes juntos demostraron que los cambios en la riqueza de especies de plantas fueron atribuidos exclusivamente a N, y el efecto general de la adición de P fue neutral. Además la fertilización combinada aumentó la biomasa en un promedio de 172%, y los cambios en riqueza de especies y en la biomasa aérea de plantas en respuesta la adición de nutrientes fue correlacionada negativamente, para N y NP, pero no para P.

Basado en hallazgos teóricos y empíricos, se ha sugerido que las proporciones N:P en los tejidos de las plantas representan su tasa de suministro. Según esta perspectiva las relaciones N:P de aproximadamente 10:20 en tejidos vegetales (en términos de biomasa) representan el equilibrio óptimo para la coexistencia debido a la colimitación de ambos nutrientes, mientras que las relaciones más altas o más bajas representan las limitaciones de N o P (Braakhekke y Hooftman, 1999; Gusewell, 2004). Algunos autores propusieron que la disminución común en especies la riqueza después de la adición de N es causada por un aumento en la relación N:P por encima del "equilibrio óptimo" (Braakhekke y Hooftman, 1999; Gusewell, 2004). Pero Además, la adición de N y P juntas puede llevar a una mayor pérdida de especies, en comparación con la adición de N solo en contraste con la predicción de la "Hipótesis de relación N: P" (Crawley et al., 2005). Esta hipótesis debería explicar por qué las adiciones de los recursos causan diferentes efectos independientes de la biomasa en la interceptación de la luz. Una posibilidad es que diferentes relaciones de suministro N:P cambien el relaciones entre biomasa y área foliar para diferentes especies (Luo et al., 2016).

1.3 Mejoramientos extensivos de CN

Si bien en general, en los pastizales de Uruguay el N es el principal nutriente limitante para el crecimiento de las plantas, el P disponible también es bajo y su concentración oscila entre 3 y 5 partes por millón (Hernández et al., 1995). Las especies de los pastizales Uruguayos están generalmente adaptadas a esta restricción, pudiendo crecer con muy bajos niveles de este nutriente, lo que se refleja en niveles de P en planta extremadamente bajos (Hernández et al., 1995).

Estos bajos niveles de nutrientes en suelos están directamente relacionados con la baja calidad nutritiva del forraje de CN para los animales en pastoreo (Berretta, 1998). Esta característica, además de una marcada concentración de la producción en primavera verano,

representan restricciones para los sistemas ganaderos y adquieren mayor importancia en suelos más marginales, al punto de convertirse en limitantes principales de su productividad (Millot et al., 1987).

El potencial productivo de los campos naturales dista largamente de los resultados de productividad obtenidos en la mayoría de los establecimientos ganaderos (Fuletti, 2017). Por ejemplo, Carvalho et al. (2008) plantean que utilizando medidas de manejo que van desde la intervención en el crecimiento y la estructura del tapiz, hasta tecnologías como la fertilización y/o la inclusión de especies, pueden aumentar la productividad en más de diez veces comparado con predios con manejo tradicional en pastizales del sur de Brasil.

La inclusión de leguminosas a través de siembra en cobertura acompañada de fertilización fosfatada, conocida con el nombre mejoramientos extensivos (ME), tiene más de 50 años de aplicación en el país, y ha sido una de las estrategias más difundidas para levantar las restricciones del CN mencionadas y mejorar los resultados de estos sistemas ganaderos. Los ME son una tecnología de bajo costo y fácil adopción (Risso, 1994), cuya importancia en términos de superficie tuvo un crecimiento muy importante en la década del 90 (Chiara y Ferreira, 2011). Actualmente ocupan entre un 3 a 4 % del área explotada del Uruguay (MGAP, 2013; MGAP DIEA, 2017), dato que puede estar subestimado debido a que muchas veces los ME a los pocos años son declarados como CN por los productores.

La tecnología de mejoramientos extensivos aumenta la producción y calidad de forraje de los campos naturales (Risso, 1994; Risso et al., 2002; Ayala y Carámbula, 2009; Oliveira et al., 2015). Por ejemplo, con mejoramientos del *Lotus subbiflorus* cv. El Rincón en basamento cristalino, Formoso y Colucci (2008), encontraron que la productividad del CN se duplicó y que la calidad del forraje mejoró, sobre todo en invierno y primavera.

Algunos autores plantean que los ME con un manejo del pastoreo dirigido a favorecer las especies sembradas, pueden promocionar especies de mejor tipo productivo, provocando un cambio cualitativo en la comunidad (Berretta y Levratto 1990; Bemhaja y Berretta; 1991; Risso, 1998, Risso et al., 2002). Además, pueden aumentar la proporción de hojas verdes, favoreciendo un mejor desempeño animal (Ferreira et al., 2011).

Varias especies del género *Lotus* se han destacado en ME (Ayala y Carámbula, 2009), pero *Lotus subbiflorus* es la leguminosa más utilizada, ocupa más de 200.000 hectáreas pertenecientes a 2000 productores (CGA, 2011). Es una leguminosa exótica anual invernal, de producción primordialmente primaveral, con muy baja producción invernal debido a que sus

plántulas son muy débiles y de crecimiento inicial muy lento (Risso y Carámbula, 1998). Su destacada rusticidad y agresividad, favorecen su integración a la vegetación nativa sin dificultades, además se adapta a un amplio rango de suelos (Ayala y Carámbula, 2009). Los mejoramientos de campo de *Lotus subbiflorus* con el cultivar “El Rincón” fueron presentados en el año 1990 (Gallinal, 1990), este cultivar presenta un alto grado de adaptación como consecuencia de que ha sido creado bajo las presiones ecológicas y de manejo de las áreas ganaderas del país (Ayala y Carámbula, 2009).

Lotus subbiflorus cv El Rincón presenta plantas aisladas generalmente postradas a semierectas, folíolos pequeños desde casi glabros a muy pilosos, cuenta con una elevada capacidad para producir tallos y por ende la parte aérea de cada planta está compuesta por un manojo denso de unidades de crecimiento mayoritariamente fértiles, el proceso de floración-semillazón es muy amplio y abundante. Posee un sistema radicular denso y muy ramificado pero bastante superficial, se destaca por la ausencia de problemas de nodulación (Ayala y Carámbula, 2009). Esta especie cuenta con ventajas relevantes sobre otras leguminosas anuales como *Medicago hispida* y *Trifolium subterraneum*, las cuales constituyeron los primeros mejoramientos de campo realizados en Uruguay y se destaca sobre la mayoría de las leguminosas perennes de uso común en el país (Ayala y Carámbula, 2009).

Las especies del género *Lotus* en general, y esta especie en particular, tienen bajos requerimientos de P. Las recomendaciones generales en cuanto a fertilización fosfatada son de 20 a 50 unidades de P205/ha a la siembra y refertilizaciones en el entorno de 30 a 50 unidades de P205/ha, anuales o realizadas en años alternados o cada tres años (Carámbula et al., 1994).

En cuanto a las medidas de manejo del ME, Risso y Carámbula (1998) recomiendan que se debe encontrar un equilibrio entre la cobertura de la leguminosa y el resto de las especies de CN, y no permitir la acumulación de material vegetal de la especie introducida durante la primavera. Por otro lado, estos autores señalan como fundamental lograr que se cumpla en parte el proceso de floración- semillazón y para esto es necesario (principalmente en el primer año) realizar alivios o cerrar el mejoramiento por 35 a 45 días desde fines de noviembre o diciembre según el estado del *Lotus*.

Existe controversia sobre el efecto de los ME en la composición de especies del campo natural entre profesionales, técnicos y productores. Si bien generalmente se acepta que es más compatible con su conservación que el reemplazo por la agricultura, no existe consenso sobre si es beneficiosa, neutra o desventajosa para su salud en el largo plazo (Risso, 1994; Boggiano, 2003). Los nutrientes que son modificados en el suelo debido a los ME son el P por el agregado

directo y el N por la fijación biológica que realizan las leguminosas, con las posibles consecuencias mencionadas en el capítulo anterior.

Varios autores han constatado que los ME generalmente tienen una baja persistencia, mostrando a los pocos años síntomas de degradación, como la pérdida de especies forrajeras valiosas, el aumento de *Cynodon dactylon* (Milot et al., 1987; Jaurena et al., 2008, 2015) y una mayor frecuencia de gramíneas anuales invernales (Carámbula et al., 1994). Por otro lado, en pastizales del sur de Brasil, Oliveira et al. (2015) encontraron que los ME no disminuyen la diversidad de especies y son una buena tecnología para aumentar la producción forrajera, pero afirman que esto lo demostraron en ensayos con fertilizaciones de P relativamente bajas y con intervalos de aplicación mayores a los habituales, sobre suelos con gran capacidad de adsorción de este nutriente. En Uruguay Risso et al., (2002) encontraron que los ME con *Lotus subbiflorus* cv El Rincón aumentan la riqueza de especies y que ese efecto depende del manejo del pastoreo.

Otra causa del efecto de los ME puede estar relacionada al pastoreo, que según Paruelo et al. (2004) es el principal disturbio en los pastizales de la región. Las consecuencias del pastoreo en ME pueden ser variadas, por ejemplo: en sitios donde se realiza pastoreo continuo demasiado aliviado o pastoreo rotativo, luego de una alta cobertura de *Lotus subbiflorus*, pueden quedar espacios libres en verano, favoreciendo a gramíneas anuales invernales y otras especies nitrófilas (Risso y Carámbula, 1998; Carámbula et al., 1994; Jaurena, et al., 2008). Por otro lado Risso et al., (2002) encontraron que en tres años los ME junto con el manejo del pastoreo, “han inducido un cambio en la composición botánica del campo natural que se manifiesta en un incremento en la contribución de especies invernales y de los pastos finos y tiernos nativos y naturalizados”.

1.4 Objetivo general y objetivos específicos

El objetivo de este trabajo de investigación fue determinar los efectos de los mejoramientos extensivos de campo con *Lotus subbiflorus* cv El Rincón sobre la composición florística y la diversidad del CN en el Uruguay en el largo plazo. Para cumplir este objetivo los indicadores clave estudiados fueron: riqueza de especies, diversidad, cobertura de especies exóticas invasoras, cobertura de especies anuales, valor pastoral y cobertura de especies dominantes. Se plantea este objetivo con el fin de obtener información fundamental que es escasa en el país y poder identificar patrones de cambio sucesional del CN asociados a la incorporación de esta tecnología.

Los objetivos específicos fueron:

- 1) Evaluar la dirección y magnitud del cambio asociado al mejoramiento extensivo en un conjunto de atributos estructurales del pastizal (riqueza de especies, composición, grado de invasión), en dos áreas eminentemente ganaderas del Uruguay,
- 2) Evaluar el cambio en parámetros químicos del suelo asociados a la fertilización y actividad fijadora de nitrógeno.
- 3) Explorar la relación de los cambios en la vegetación con los cambios del suelo.
- 4) Explorar la relación entre la magnitud y dirección del cambio en suelo y vegetación con características del manejo (edad del mejoramiento, régimen de fertilización).

1.5 Hipótesis y preguntas:

Hipótesis 1: dado que los ME aumentan la disponibilidad de N (por fijación) y P (por agregado) en el sistema ocurre una disminución en la riqueza de especies, debido a la competencia que ejercen especies competitivamente superiores (Clark y Tilman, 2008; Hautier et al., 2009).

Para los ME se predice un aumento en la disponibilidad de P y N, una disminución del número total de especies asociada a un aumento en la cobertura de algunas especies competitivamente superiores como *Cynodon dactylon* y el propio *Lotus subbiflorus* cv El Rincón (Risso y Carámbula, 1998; Carámbula et al., 1994; Jaurena, et al., 2008).

Hipótesis 2: los ME con *Lotus subbiflorus* cv El Rincón aumentan la disponibilidad de N (por fijación) y P (por agregado) en el sistema, y liberan estos recursos en el otoño cuando simultáneamente se generan claros en el pastizal. Esta combinación de factores favorece un aumento en la anualización del pastizal y la invasión de especies exóticas (Hipótesis de los recursos fluctuantes, Davis et al. 2000).

Se predice un aumento de la importancia de especies anuales y exóticas conforme aumenta la incorporación de P y N asociado al ME. Además se espera que la magnitud del cambio esté asociada a la historia de fertilización fosfatada (fertilización acumulada).

Hipótesis 3: los mejoramientos extensivos, al aumentar la fertilidad del suelo estimulan el crecimiento temprano y el rebrote de las especies invernales y otras especies de tipo productivos superiores, aumentando así el valor pastoral del campo natural.

Se predice un aumento del valor pastoral del ME en comparación con el CN (Berretta y Levratto 1990; Bemhaja y Berretta; 1991; Risso, 1998, Risso et al., 2002).

El fin de esta investigación fue intentar responder la interrogante general ¿Qué efecto tienen los mejoramientos extensivos en la sustentabilidad del CN?, intentando primero responder ¿cuáles son los impactos sobre distintos aspectos de la biodiversidad del CN?, ¿qué sucede con la abundancia de especies forrajeras nativas? , y particularmente ¿cómo afecta la frecuencia y abundancia de especies exóticas invasoras, como el *Cynodon dactylon*?

1.6 Una estrategia de investigación para evaluar efectos a largo plazo: red de pares CN-ME en situaciones comerciales

Varios autores plantean que es necesario realizar investigaciones de largo plazo para revelar si los mejoramientos modifican la disponibilidad de nutrientes del suelo, y explorar si existen tendencias de cambio en la composición florística del pastizal debido a la escala temporal en que ocurren estos procesos (Schellberg et al., 1999; Oliveira, et al., 2015). Sin embargo, en Uruguay existe abundante información agronómica sobre los ME, pero esta fundamentalmente proviene de experimentos de corto plazo y realizados a pequeña escala, y además en muchos casos sin pastoreo.

La estrategia utilizada para evaluar los efectos de los mejoramientos extensivos se basa en un diseño de experimento natural pareado, para el cual se localizan en el paisaje potreros adyacentes de ME y CN, ambos situados sobre un mismo tipo de suelo en predios ganaderos comerciales. Este método permite por un lado realizar experimentos a campo en situaciones reales de producción y a su vez obtener resultados en menor tiempo, en comparación con experimentos tradicionales de largo plazo. Esta aproximación metodológica es de tipo de "diseño de muestreo", dado que el investigador no interviene en la creación de los grupos de tratamiento y control (Kunstmann, 2008) pero sí de cómo se va a relevar la información. Las condiciones experimentales se determinan por la naturaleza o por otros factores fuera del control de los experimentadores. Por lo tanto, los experimentos naturales son los estudios observacionales y no son controlados en el sentido tradicional de un experimento aleatorio (DiNardo, 2008).

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio

El estudio se realizó en dos áreas, una al norte, localizada dentro de la Cuesta Basáltica (Panario 1998), y otra al sur que comprende dos de las regiones geomorfológicas definidas también por Panario (1998): Centro Sur y Sierras del Este (Fig 1). Estas áreas cuentan con altos porcentajes de sus superficies con pastizales naturales (MGAP, 2011), y es donde la tecnología de mejoramientos extensivos se ha implementado ampliamente.

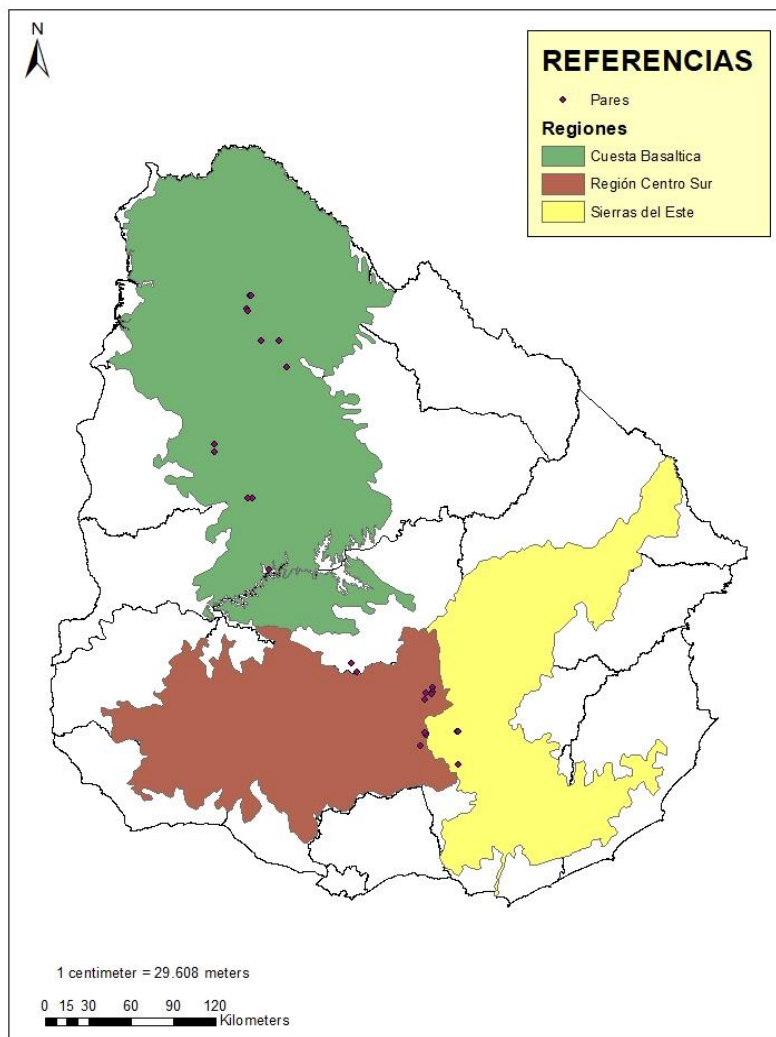


Figura 1. Mapa de Uruguay con la ubicación de los 29 sitios estudiados, 13 en Basalto (resaltado en verde) y 16 en la región Centro Sur y Sierras del Este (resaltado en rojo y amarillo respectivamente).

La temperatura media anual de Uruguay varía entre 18,8°, en la zona noroeste, y 16,6° en la costa sur del país. La precipitación media acumulada anual varía entre 1.200 mm al suroeste del país y 1600 mm al noreste, con un régimen isohigro sin una estación seca ni una lluviosa bien definida (Castaño et al., 2009). El muestreo se realizó en la primavera del año 2013, que tuvo precipitaciones similares o levemente superiores a lo normal como muestra el índice de precipitación estandarizado (Figura 2).

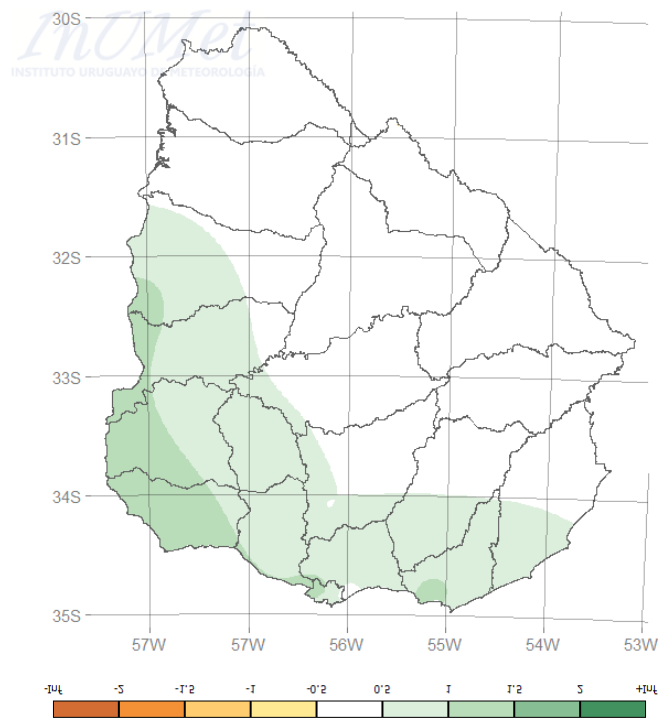


Figura 2. Mapa de Uruguay con el índice de precipitación estandarizado para el año 2013. Colores verdes indican que la precipitación fue superior al valor normal del lugar para el período considerado, colores rojos indican que fue menor. Fuente: INUMET, 2019.

Sin embargo, al analizar el balance hídrico para esa primavera se ve como la capacidad de agua disponible varía para el período, haciéndose más restrictivas las condiciones en las dos primeras décadas de diciembre para las áreas estudiadas (Figura 3).

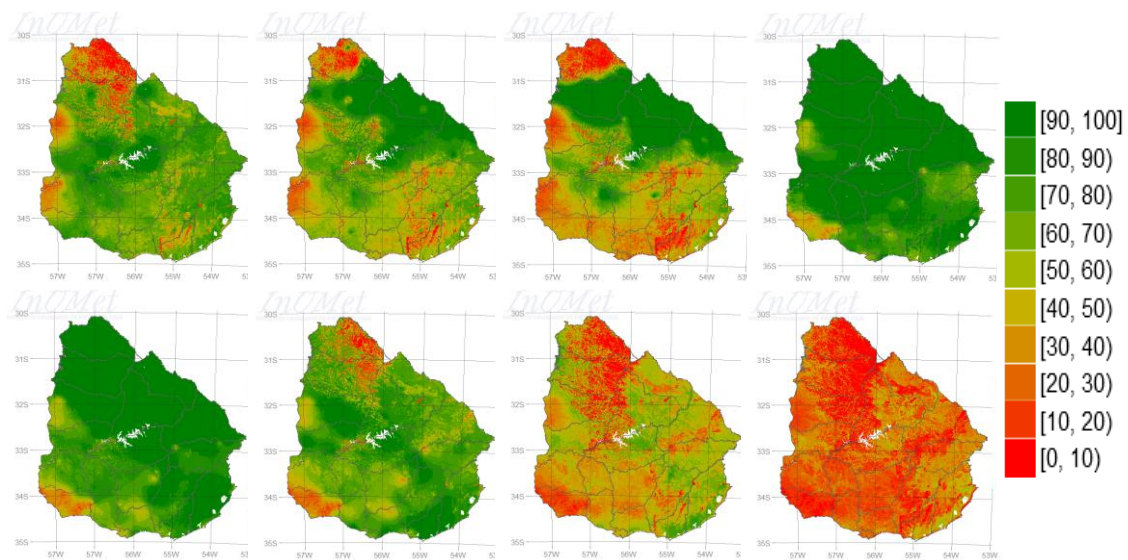


Figura 3. Porcentaje de agua disponible del suelo decádico para la primavera (1 de octubre al 20 de noviembre) del año 2013 en Uruguay. Fuente: INUMET, 2019.

La estrategia de investigación utilizada se basó en el relevamiento de una red de pares Campo Natural-Mejoramiento Extensivo, en predios comerciales donde se practica ganadería vacuna y ovina. Se relevaron 29 pares en total, 13 en la región de Basalto y 16 en Centro Sur/Sierras, en establecimientos de 16 productores. Los mejoramientos tuvieron diferentes edades de implantación, variando entre 2 y 25 años (Tabla 1).

Se relevaron las situaciones más representativas en relación a la instalación y al manejo del inicial del ME, coincidiendo con las recomendaciones estándar de los centros de extensión (ver por ej. Riso y Carámbula, (1998)): preparación del tapiz con pastoreos intensos de verano, siembra a principios de otoño al voleo con 3 a 8 kg de semilla por hectárea y fertilización inicial entre 30 y 60 kg de P₂O₅ por hectárea). En cuanto al manejo del pastoreo, las situaciones fueron diversas en las dos zonas, existiendo sistemas con pastoreo continuo, continuo con descansos y rotativo. No se pudieron sistematizar los datos sobre carga, ni de la relación lanar/vacuno de los sitios por falta de información.

La selección de sitios tuvo una primera etapa de gabinete donde se utilizaron mapas de grupos de suelos CONEAT y la carta geológica 1.500.000 (Bossi y Ferrando 2001) para realizar una pre selección. Luego se realizó una primera visita a cada sitio para corroborar la información de suelos y verificar con el productor los datos de manejo del mejoramiento.

En cada sitio se seleccionó un área homogénea topográficamente y desde el punto de vista del suelo. Para verificar que el suelo fuera similar a ambos lados de la división entre potreros, se realizó un muestreo con taladro holandés para comparar las profundidades y las texturas de los horizontes en el CN y el ME. En cada región existieron suelos profundos y medios. A su vez se seleccionaron áreas representativas del manejo de ambos potreros (evitando áreas sub y sobre pastoreadas) y con historia pastoril similar en el largo plazo (se descartaron pares donde una de las situaciones tuviera historia agrícola y la otra no). También se evitaron zonas con mucha rocosidad y lugares como dormitorios de animales o con signos de agricultura.

Tabla 1. Descripción general de los sitios de seleccionados: región geomorfológica donde se ubican los sitios, nombre o código de cada sitio, coordenadas geográficas, número de pares por sitio y edad del mejoramiento extensivo al momento del muestreo.

Región	Código sitio	Latitud	Longitud	Nº de pares	Edad al muestreo del ME
Basalto	F	-32,81644	-56,767367	2	11
	V	-32,052472	-57,167136	2	14
	C	-31,343769	-56,806546	1	6
	L	-32,351906	-56,923791	2	6 y 10
	Z	-31,305891	-56,371277	1	8 y 1*
	B	-31,31911	-56,531261	2	8 y 13
	M	-31, 81212	-56,55642	2	10 y 9
	Ne	-31,204332	-56,404336	1	7
Centro Sur/ Sierras	U	-33,607231	-55,585684	4	12 a 16
	P	-33,650062	-55,599961	2	3
	S	-33,868972	-55,585684	4	13 a 25
	Ca	-33,421633	-56,143272	2	2 y 6
	Ce	-34,353360	-55,203738	1	19
	Sc	-33,512201	-55,21293	2	9 y 16
	Ma	-33,564000	-55,374071	1	12

*Fue resembrado un año antes del muestreo.

2.2 Muestreo florístico

Se determinó la composición florística en cada par CN-ME (réplicas verdaderas). Estos muestreos se realizaron de cada lado del alambrado mediante seis parcelas de un metro cuadrado distribuidas en forma sistemática (sub-réplicas), 3 de ellas a una distancia de cuatro metros del alambrado y separadas entre sí por tres metros y las restantes 3 a tres metros de las primeras (Figura 4). La ubicación del primer cuadro se realizó en forma aleatoria dentro del área

homogénea previamente seleccionada. En cada parcela se registraron todas las especies presentes, y a cada una se le asignó un valor de cobertura –abundancia siguiendo la escala adaptada de Braun-Blanquet (Mueller -Dombois y Ellenberg 1974). Los muestreos se efectuaron entre noviembre y diciembre del año 2013, período en el cual la mayor parte de las especies presentan estructuras reproductivas que permiten su mejor determinación a campo.

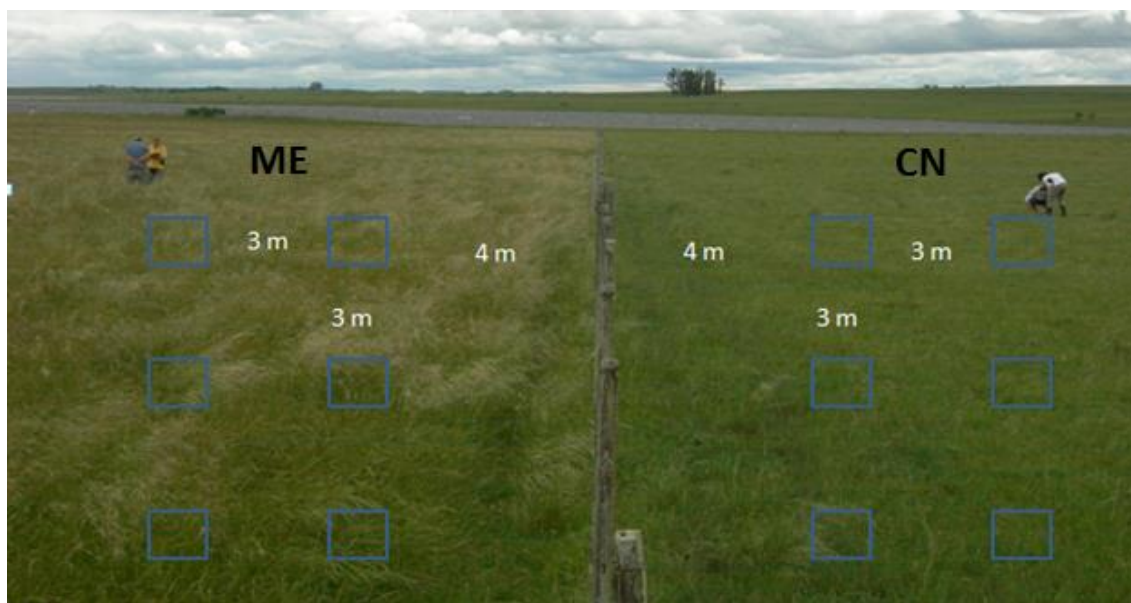


Figura 4. Esquema de muestreo, a la derecha campo natural (CN) y a la izquierda mejoramiento extensivo (ME). Los cuadrados azules representan las seis parcelas de muestreo de un 1m², la primera ubicada aleatoriamente a un mínimo de 4 metros de la división entre potreros, y las cinco siguientes separadas a tres metros entre sí.

2.3 Muestreo de suelo

Para el análisis de suelos, en cada sitio se tomaron en el CN y en el ME 15 muestras compuestas de tres profundidades (0 a 5, 5 a 10 y 10 a 15 cm de profundidad), las cuales se secaron al aire y se molieron (2 mm). Se determinó P disponible y N potencialmente mineralizable. Para el análisis de P disponible se utilizó el método Bray Nº1 con una relación suelo/solución de 1:7. Se estimó el nitrógeno potencialmente mineralizable por incubación anaeróbica durante 7 días a 40°C (Keeney, 1982).

2.4 Cuestionario sobre manejo

Para cada sitio seleccionado se completó junto con el productor una planilla con datos de la instalación y el manejo del CN y el ME. Información que permitió, por ejemplo, acceder a la fertilización realizada y brindar otros insumos para analizar los resultados (ver Anexo, pag.53).

2.5 Análisis de datos

Se confeccionó una matriz de especies por sitios - réplica (CN y ME de cada par) promediando los valores de las seis sub-réplicas. A partir de esta matriz, previamente depurada de especies raras (con constancia menor al 5%), se indagó la existencia de diferencias en composición de la vegetación entre los pares mediante análisis MRBP (Procedimientos de Permutación Multirespuesta Bloqueada, Biondini et al., 1988). Asimismo, se identificaron las especies más representativas de CN y ME mediante análisis de especies indicadoras ($INDVAL \geq 60$) (Dufrene y Legendre, 1997).

Las variables elegidas como indicadores de salud del pastizal fueron:

Riqueza de especies: se calculó la riqueza de especies utilizando el programa Pcord (McCune y Mefford, 1999).

Diversidad de especies: se calculó el Índice de Shannon utilizando el programa Pcord (McCune y Mefford, 1999).

Especies exóticas invasoras: se tomó a la cobertura de *Cynodon dactylon* (*C. dactylon*) como indicador de la invasión de especies exóticas, ya que es la única gramínea exótica C4 registrada en todas las regiones (Bresciano et al., 2014), es una de las cuatro especies exóticas invasoras principales de pastizales más de la región (Barbosa et al. 2013) y fue denominada como exótica invasora en Uruguay por el comité de especies exóticas invasoras (Aber et al., 2014).

Especies anuales: se calculó como la sumatoria de especies anuales presentes en CN y en el ME.

Valor pastoral de las especies: este indicador fue calculado para CN y ME utilizando la planilla desarrollada por Leps et al. (2006), y los datos sobre los diferentes tipos productivos de las especies fueron tomados de Rosengurtt (1979).

Especies dominantes: se seleccionaron de cada sitio las especies con mayor cobertura hasta llegar a un 50% en el CN y se compararon con su valor de cobertura en el ME. Por otra parte de estas especies se eligieron dos consideradas parte de la matriz de gramíneas C4 postradas del CN (*Paspalum notatum* y *Axonopus affinis*) (Milot, 1987), para comparar sus coberturas entre las regiones.

Para indagar la magnitud de los cambios en las diferentes variables, se cuantificaron los con las siguientes fórmulas:

- **Δ S:** variación de la riqueza de especies (diferencia de riqueza entre el mejoramiento extensivo y el campo natural, dividido la riqueza del CN) = $(SME-SCN)/SCN$
- **Δ Diversidad:** Variación del Índice de Shannon (diferencia de valor del índice entre el mejoramiento extensivo y el campo natural, dividido el valor del índice del CN) = $(HME-HCN)/HCN$
- **Δ C. dactylon:** Diferencia de la cobertura de la especie *Cynodon dactylon* (diferencia de cobertura de *C. dactylon* en % entre el ME y el CN) = $\%cob. C. dactylon ME - \%cob. C. dactylon CN$
- **Δ anuales:** variación en la cobertura de especies anuales (diferencia de cobertura de especies anuales entre el ME y el CN, dividido la cobertura de especies anuales en el CN) = $\%cob. Anuales ME - \%cob. anuales CN / \%cob. anuales CN$
- **Δ dominantes:** variación de cobertura de especies dominantes del CN (diferencia entre la cobertura de las especies dominantes entre el ME y el CN, dividido la cobertura de dominantes en el CN) = $\%dominantes ME - \%dominantes CN / \%dominantes CN$
- **Δ P Bray Nº 1:** Variación del contenido de P Bray Nº1 (diferencia de contenido de P Bray1 entre el ME y el CN, dividido el contenido de P Bray Nº1 del CN) = $PBray\ N\acute{o}\ 1\ ME - PBray\ N\acute{o}\ 1\ CN / PBray\ N\acute{o}\ 1\ CN$
- **P acumulado:** Fósforo acumulado (sumatoria de todas las fertilizaciones (Kg de P205) declaradas por el productor) = **P acumulado**

Se realizaron análisis de regresión simple entre los indicadores medidos en las dos situaciones. Para determinar la importancia de los efectos, cada regresión se comparó con una línea 1: 1, probando si la pendiente difiere de 1 y si la intersección se diferencia de cero.

Se calculó la correlación de Pearson para analizar las posibles relaciones entre los cambios de los indicadores estudiados.

La relación entre los cambios en los indicadores descriptos con cambios en la fertilidad del suelo, se exploró a través de análisis de regresión con la cantidad de P aplicado, P Bray Nº 1 medido en el suelo y N mineralizable como variables explicativas.

Para analizar los datos de N y P se utilizó el promedio de las tres estratos de suelo muestreados, estudiándose las diferencias entre CN y ME utilizando test de T (prueba de Student) para muestras pareadas.

Se realizó un análisis de la cronología de los ME con los diferentes indicadores de salud del pastizal, del cual no se obtuvieron resultados significativos.

Los programas utilizados para realizar los análisis estadísticos fueron GraphPad Prism (Prism, 1994) y Pcord (McCune y Mefford, 1999).

3. RESULTADOS

3.1 Características generales de los ME

En casi todos los sitios de ME relevados se registró presencia de *Lotus subbiflorus* cv El Rincón, siendo su cobertura al momento del muestreo altamente variable. La cobertura promedio de la leguminosa en todos los sitios de Basalto muestreados fue de 9%, con un máximo de 48% y un mínimo de 0%. Para la región Centro Sur/Sierras este promedio fue mayor, alcanzando un 12%, con un máximo de 44% y un mínimo de 0% (Tabla 2). En la Tabla 2 también se puede observar la máxima cobertura alcanzada por la leguminosa en la historia del ME, según lo expresado por los productores. En 9 de los 13 sitios de Basalto y en 9 de los 16 sitios de la región Centro Sur/sierras, la cobertura de *Lotus subbiflorus* alcanzó valores superiores al 50%.

Tabla 2. Cobertura de *Lotus subbiflorus* cv El Rincón (%) al momento de muestreo y máxima cobertura (%) alcanzada por la especie en toda la historia de las parcelas mejoradas (información aportada por los productores), para los 13 sitios de la Región Basalto y los 16 sitios de la región Centro Sur/Sierras.

Región	Código sitio	Cobertura (%) al muestreo de <i>L. subbiflorus</i>	Máxima cobertura alcanzada (%) por <i>L. subbiflorus</i>
Basalto	F2	2	sd
	V2	3	>50
	V1	6	<50
	C1	3	>50
	L2	0	<50
	L1	0	>50
	Z1	1	>50
	F1	18	sd
	B1	2	>50
	B2	0	>50
	M1	15	>50
	M2	13	>50
	Ne	48	>50
Centro Sur/ Sierras	U1	15	<50
	P1	44	>50
	S1	8	>50
	S2	12	sd
	S3	11	sd
	S4	4	>50
	Ca1	5	>50
	Ca2	20	>50
	U2	8	>50
	P15	24	<50
	Ce	0	sd
	Sc1	9	>50
	Sc2	1	<50
	U3	0	<50
	U4	29	>50
	Ma1	8	>50

*sd: sin datos

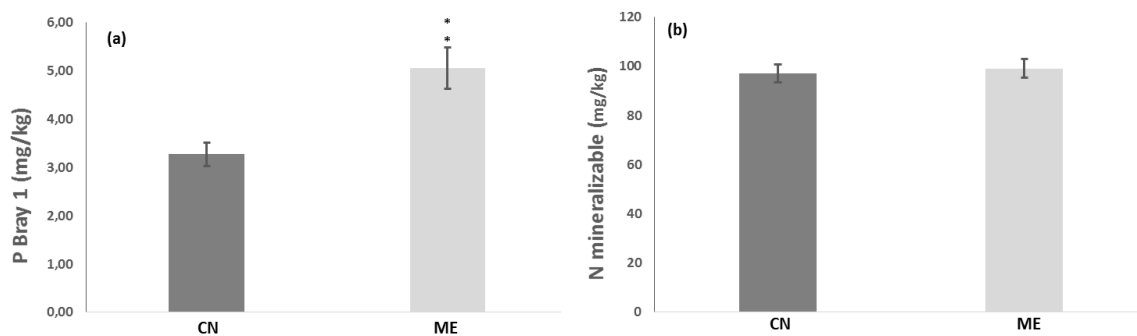


Figura 5. Contenido de P (Bray Nº 1) en mg/kg (a) y contenido de N mineralizable en mg/kg (b), en campo natural (CN) y en mejoramiento extensivo (ME), para los 29 sitios y promedio de las profundidades (0 a 5, 5 a 10 y 10 a 15 cm). Los asteriscos indican diferencias significativas ($p < 0,01$).

El contenido de P (Bray Nº 1) (mg/kg) fue mayor en ME que en CN ($t=4,261$; $p < 0,01$) (Figura 5a). Por otro lado, el contenido de nitrógeno no tuvo un patrón claro, se encontraron sitios con mayor contenido en el CN, sitios con mayor contenido en el ME y tres sitios que tenían prácticamente el mismo contenido de N en ambos pares ($t=0,103$; $p > 0,05$) (Figura 5b).

3.2 Efectos del ME en la composición del pastizal

La composición florística difirió significativamente entre los pares de CN y ME (MRBP: $T = -12.049$; $A = 0.102$; $p < 0.01$). Las especies características de ambas situaciones se pueden observar en la Tabla 3. De las ocho especies con mayor valor indicador para CN, cuatro son gramíneas perennes estivales de productividad media a baja y tipo productivo tierno u ordinario (*Andropogon ternatus*, *Paspalum notatum*, *Axonopus affinis*, *Mnesithea selloana*); *Piptochaetium montevidense* es una gramínea perenne invernal de producción media a baja y de tipo productivo tierno a ordinario; *Evolvulus sericeus*, *Richardia stellaris* y *Chevreulia sarmentosa* son hierbas enanas perennes, las primeras dos de ciclo estival y la última invernal.

Tres de las especies con mayor valor indicador para el ME son especies anuales, además del *Lotus subbiflorus* cv El Rincón que fue introducido, se destacan dos gramíneas invernales, *Lolium multiflorum* de productividad media y tipo productivo fino y *Vulpia sp.* de ínfima producción y de tipo productivo ordinario. La cuarta especie de alto valor indicador para ME es *Juncus capillaceus*, un graminoide perenne estival de baja producción.

Tabla 3. Especies indicadoras de los pares de campo natural y de mejoramiento extensivo (se presentan solamente valores indicadores significativos superiores a 60).

Par	Especie	Valor indicador
Campo Natural	<i>Andropogon ternatus</i>	70.9
	<i>Paspalum notatum</i>	67.3
	<i>Richardia stellaris</i>	65.3
	<i>Axonopus affinis</i>	65.3
	<i>Mnesithea selloana</i>	63.7
	<i>Piptochaetium montevidense</i>	63.6
	<i>Chevreulia sarmentosa</i>	62.8
	<i>Evolvulus sericeus</i>	62.0
Mejoramiento extensivo	<i>Lotus subbiflorus</i>	99.0
	<i>Lolium multiflorum</i>	78.3
	<i>Juncus capillaceus</i>	69.6
	<i>Vulpia sp.</i>	64.9

Del análisis MRBP por separado para cada región se puede inferir que si bien en ambas hubo cambios significativos con el ME la magnitud del cambio fue mayor en la región Centro Sur/Sierras (p Basalto=0.006220 y p Centro Sur/Sierras = 0.000067).

3.3 Indicadores de salud del pastizal

3.3.1 Riqueza de especies

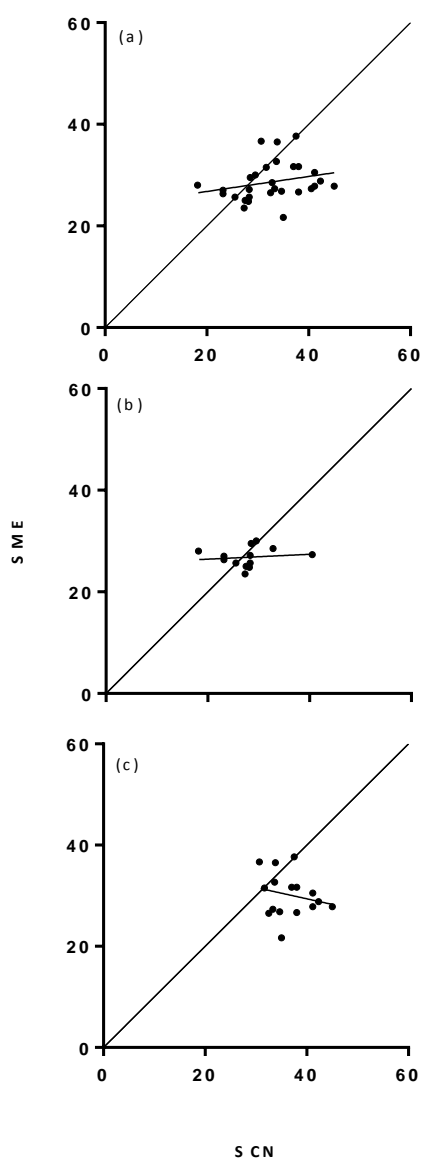


Figura 6. Cambio en la riqueza de especies en parcelas mejoradas vs. parcelas de campo natural, para los 29 sitios (a), para los sitios de la región del Basalto (b) y para los sitios de la región Centro Sur/Sierras (c). La línea de equidad (1:1) indica la ausencia de cambio frente a la tecnología mejoramiento extensivo.

En 21 de los 29 pares la riqueza fue mayor en el CN que en el ME, resultando diferencias significativas entre ambos pares ($t=3,261$; $p<0.01$). El cambio en la riqueza de especies no estuvo relacionado a la riqueza del sitio cuando se analizaron todos los sitios (Figura 6a). Cuando se analizaron las regiones por separado no se encontró diferencias significativas en la riqueza de especies para los pares de Basalto ($t=0,648$; $p>0,05$), pero sí para los pares de la región Centro

Sur/Sierras ($t=3,901$; $p<0,01$). En ninguna de las dos regiones el cambio en la riqueza de especies estuvo relacionado a la riqueza original del sitio (Figura 6 b y c).

3.3.2 Diversidad de especies

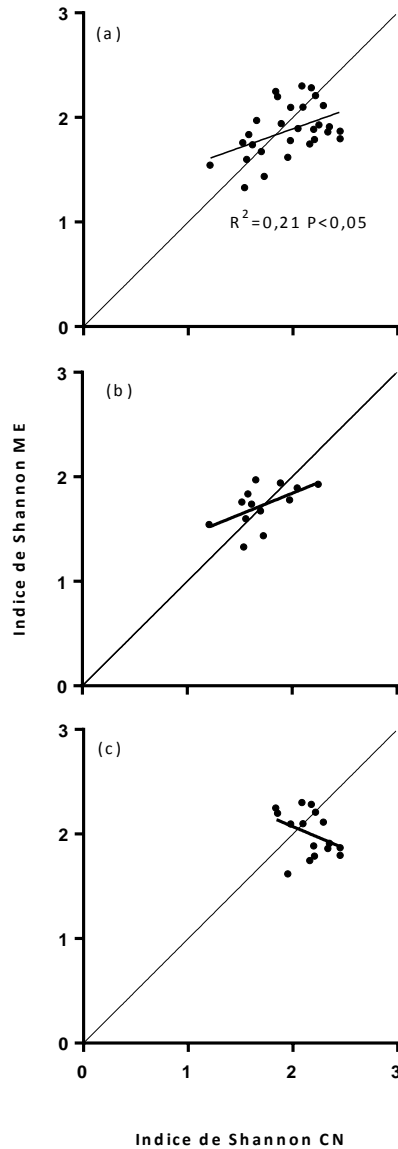


Figura 7. Cambio en la diversidad de especies (índice de Shannon) en parcelas mejoradas vs. parcelas de campo natural, para los 29 sitios (a), para los sitios de la región de Basalto (b) y para los sitios de la región Centro Sur/Sierras (c). La línea de equidad (1:1) indica la ausencia de cambio frente a frente a la tecnología mejoramiento extensivo.

La diversidad de Shannon no difirió entre pares, encontrándose en 15 de los 29 sitios valores mayores en el CN que en el ME ($t=1,503$; $p>0,05$). El efecto del ME en la diversidad estuvo relacionado con la diversidad del sitio, habiendo una tendencia de acentuarse el efecto negativo conforme aumenta la diversidad (Figura 7 a). Cuando se analizaron las regiones por separado

tampoco se encontraron diferencias significativas en el índice de Shannon, y no se detectó un efecto del ME relacionado a la diversidad del sitio (Figura 7 b y c).

3.3.3 Especies exóticas invasoras (*Cynodon dactylon*)

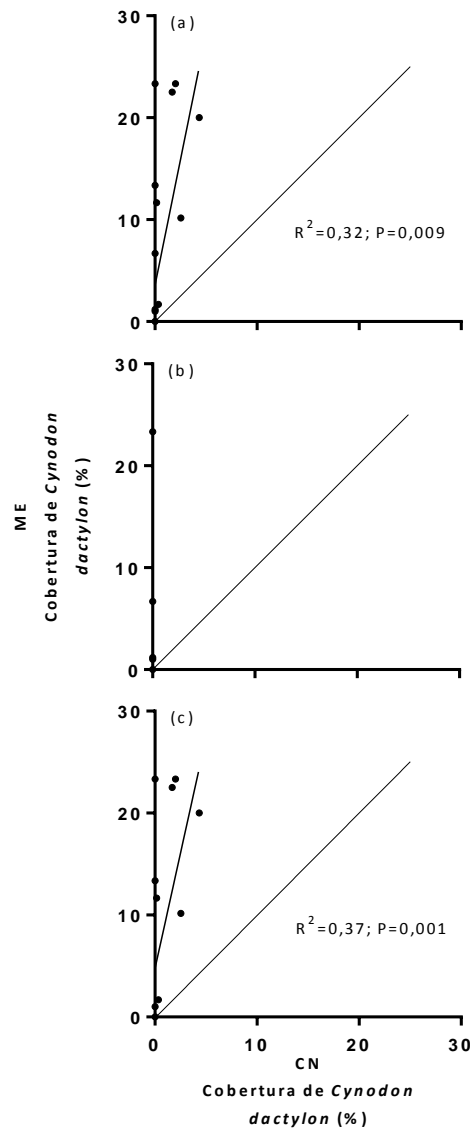


Figura 8. Cambio en cobertura de *Cynodon dactylon* (%) en parcelas mejoradas vs. parcelas de campo natural, para los 29 sitios (a), para los sitios de la región de Basalto (b) y para los sitios de la región Centro Sur/Sierras (c). La línea de equidad (1:1) indica la ausencia de cambio frente a la tecnología mejoramiento extensivo.

Cynodon dactylon presentó en todos los casos mayores coberturas en el ME que en el CN, resultando en diferencias altamente significativas entre pares ($t=3,355; p<0,01$). Se observó una relación positiva significativa entre el valor de cobertura de *C. dactylon* del CN y el del ME. La ecuación de la regresión indica una cobertura casi 5 veces mayor en el ME que en el CN de cada par respectivo ($Y = 4,939 \cdot X + 3,598$) (Figura 8a).

Si observamos por separado las regiones, en Basalto el test de T muestra la no existencia de diferencias significativas ($t=0,196$, $p>0,05$), al no existir ningún sitio donde estuviera presente *C. dactylon* en CN, apareciendo sí en cinco sitios en el ME (Figura 8b). Diferente fue lo observado para la región Centro Sur/Sierras donde *C. dactylon* fue encontrada en 6 de los 16 sitios de CN y en 10 de los 16 sitios de ME, y las diferencias entre CN y ME fueron altamente significativas ($t=3,229$; $p<0,01$). Además, se observó que el efecto del ME en la cobertura de esta especie estuvo relacionado con la cobertura de la especie en el CN en forma similar a cuando se analizaron la totalidad de los pares (Figura 8a y c).

3.3.4 Especies anuales

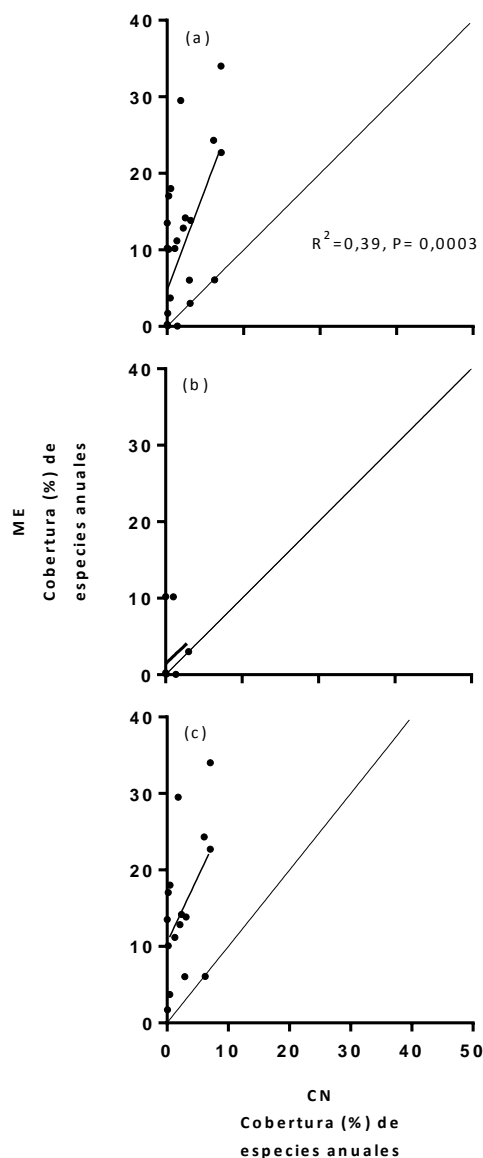


Figura 9. Cambio en la cobertura (%) de especies anuales en parcelas mejoradas vs. parcelas de campo natural, para los 29 sitios (a), para los sitios de la región de Basalto (b) y para los sitios de la región Centro Sur/Sierras (c). La línea de equidad (1:1) indica la ausencia de cambio frente a la tecnología mejoramiento extensivo.

En 23 de los 29 sitios la cobertura de especies anuales fue mayor en el ME que en el CN, siendo la diferencia altamente significativa ($t=4,371$; $p<0,0001$). La cobertura de anuales varió entre 0 y 7 % para el CN y entre 0 y 34% para los ME. La cobertura de anuales del ME mostró una relación significativa ($R^2=0,39$; $p<0,001$) y positiva con respecto a la cobertura de especies anuales presentes en el campo natural ($Y = 2,702*X + 4,532$) (Figura 9a).

Si se observa cada región en particular, en Basalto 8 de los 13 sitios presentaron mayor cobertura de especies anuales en el ME que en el CN, sin embargo la diferencia no fue significativa ($t=1,406$; $p>0,05$) (Figura 9b). Para el Centro Sur/Sierras 15 de los 16 sitios presentaron esta situación, observándose una diferencia altamente significativa ($t=6,047$; $p<0,0001$) (Figura 9c). La cobertura de anuales del ME no mostró una relación significativa con respecto a la cobertura de especies anuales presentes en el campo natural al analizar las regiones por separado.

3.3.5 Valor Pastoral de las especies

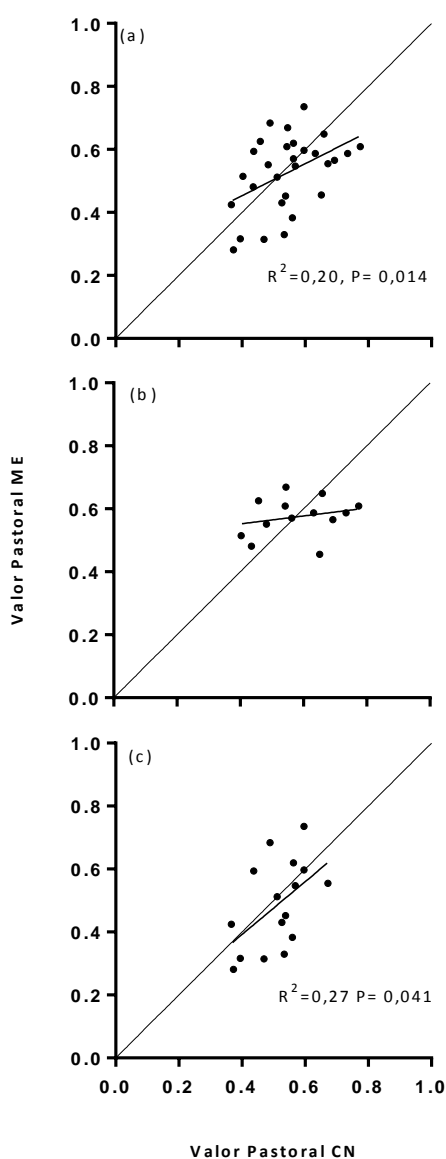


Figura 10. Cambio en el Valor Pastoral de las especies en parcelas mejoradas vs. parcelas de campo natural, para los 29 sitios (a), para los sitios de la región de Basalto (b) y para los sitios de la región Centro Sur/Sierras (c). La línea de equidad (1:1) indica la ausencia de cambio frente a la tecnología mejoramiento extensivo.

En 15 de los 29 sitios el valor pastoral de la comunidad de pastizal fue mayor en el CN que en el ME, no habiendo diferencias significativas entre pares ($t=0,810$; $p>0,05$). El efecto del ME en el valor pastoral estuvo relacionado con el valor pastoral presente en el CN ($Y = 0.5071 \cdot X + 0.2502$, Figura 10a).

En Basalto, 6 de los 13 sitios presentaron un mayor valor pastoral en el CN en comparación al ME lindero (Figura 10b). Por otro lado, en la región Centro Sur/Sierras, 11 de los

16 sitios presentaron un mayor valor pastoral en la situación original que en el ME (Figura 10c). Las diferencias no fueron significativas en ninguna de las dos regiones ($t=0,229$; $p>0,05$) ($t=0,866$; $p>0,05$). El efecto del ME en el valor pastoral estuvo relacionado al valor pastoral inicial en la región Centro Sur/Sierras ($Y = 0.8398*X + 0.05586$), donde el con coeficiente de regresión es positivo y significativo. Esta relación no fue significativa para la región de Basalto.

3.3.6 Especies dominantes

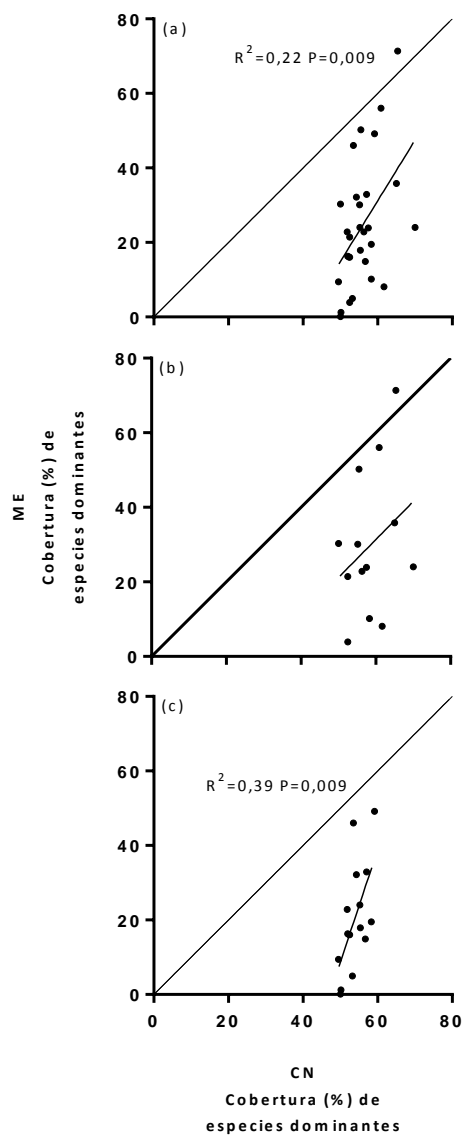


Figura 11. Cambio en la cobertura de especies dominantes (%) en parcelas mejoradas vs. parcelas de campo natural, para los 29 sitios (a), para los sitios de la región de Basalto (b) y para los sitios de la región Centro Sur/Sierras (c). La línea de equidad (1:1) indica la ausencia de cambio frente a frente a la tecnología mejoramiento extensivo.

Salvo en un sitio, en todos los demás las especies dominantes del CN disminuyeron su cobertura en el ME (Figura 11a), siendo la diferencia altamente significativa ($T=10,92$; $p<0,0001$).

La cobertura de estas especies dominantes en el ME mostró una relación significativa ($R^2=0,22$; $p<0,01$) con respecto a la cobertura de especies dominantes presentes en el campo natural ($Y = 1.628*X - 66.49$) (Figura 11a).

Al observar las regiones por separado, en Basalto solo un sitio presentó que las especies dominantes en CN aumentaron su cobertura en el ME (Figura 11a), resultando en una diferencia altamente significativa ($T=5,551$; $p<0,0001$). En todos los sitios de Centro Sur/Sierras, por su parte, la cobertura de las especies dominantes presentes en CN disminuyó en el ME (Figura 11c), y las diferencia también fue altamente significativa ($T=10,69$; $p<0,0001$). La cobertura de especies dominantes en el ME mostró una relación significativa ($R^2=0,39$; $p<0,01$) y positiva con respecto a la cobertura de especies dominantes presentes en el campo natural ($Y = 3.016*X - 142.1$) en la región Centro Sur/Sierras (Figura 11c), lo que indica que a medida que las especies dominantes ocupan una mayor proporción en el CN también se da en el ME. Esto no fue así para la región de Basalto.

Al comparar las coberturas de dos especies C4 postradas (*Paspalum notatum* y *Axonopus affinis*) entre las regiones, los resultados muestran diferencias significativas ($T=5,42$; $p<0,05$) con valores superiores para la región de Basalto.

3.4 Relación entre los cambios de los indicadores

Tabla 4. Relación entre los cambios de los indicadores calculados para el CN y el ME, se muestra el coeficiente de correlación de Pearson (r), correlaciones con $p>0,05$ no son significativas (ns).

Variable	Δ <i>C. dactylon</i>	Δ Anuales	Δ V. pastoral	Δ Dominantes	Δ Diversidad
Δ Riqueza	$r=0.2907$	ns	Ns	$r=0.3074$	$r=0.6377$
Δ <i>C. dactylon</i>		ns	$r=0.2528$	Ns	ns
Δ Anuales			Ns	Ns	ns
Δ V. pastoral				Ns	ns

Los análisis de correlación mostraron asociaciones para cuatro de los cambios de los indicadores empleados (Tabla 4). La variación en la riqueza de especies mostró una correlación positiva, baja y significativa con la diferencia de *Cynodon dactylon* y con la variación de especies dominantes. El cambio en la riqueza de especies también se correlacionó positivamente pero de forma moderada con la variación en la diversidad de especies. Por otra parte, la variación en el

valor pastoral de las especies se correlacionó baja y positivamente con la diferencia en la cobertura de *Cynodon dactylon* (Tabla 4). Solamente la variación en la cobertura de anuales no mostró correlación con algún otro indicador (Tabla 4).

3.5 Cambios en el pastizal y su relación con el cambio en el nivel de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo).

No se encontró ninguna relación significativa entre los indicadores de salud del pastizal y el cambio en el contenido de nitrógeno mineralizable (Anexos Tabla 1). Por otro lado, se encontraron relaciones significativas ($p < 0,05$) entre las variables relacionadas al P con algunos de los cambios en los indicadores de salud del pastizal.

P acumulado

La variación en la cobertura de *Cynodon dactylon* y el fósforo acumulado presentaron una relación significativa ($R^2=0,26$; $p < 0,05$) y positiva ($Y = 0,01240 * X + 0,7679$) cuando se analizaron los 29 sitios (Figura 12A). Cuando se analizaron las regiones por separado, se encontró una relación significativa ($R^2=0,30$; $p < 0,05$) y positiva ($Y = 0,01202 * X + 1,826$) para Centro Sur/Sierras (Figura 12B), pero no para la región de Basalto.

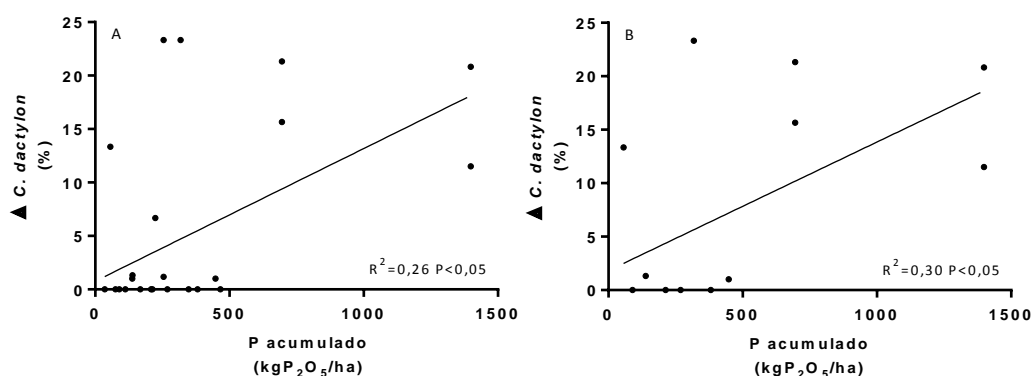


Figura 12. Relación entre la variación en la cobertura de *Cynodon dactylon* (%) entre CN y ME y fósforo acumulado ($\text{kgP}_2\text{O}_5/\text{ha}$) en el ME para los 29 sitios (A), para los sitios de la región Centro Sur/Sierras (B).

El P acumulado también se relacionó de manera significativa con el cambio en la diversidad de especies ($R^2=0,40$; $p < 0,05$) y de forma negativa ($Y = -0,001676 * X + 1,880$) para la región Centro Sur/Sierras (Figura 13), no encontrándose relaciones significativas para la región Basalto, ni cuando se analizaron los 29 sitios en conjunto.

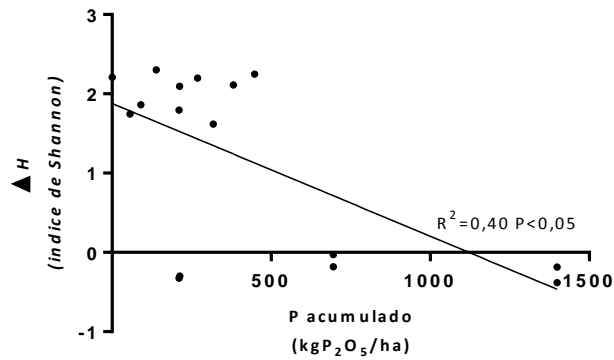


Figura 13. Relación entre la variación en la diversidad de especies (ΔH) entre CN y ME y fósforo acumulado ($\text{kgP}_2\text{O}_5/\text{ha}$) en el ME, para los sitios de la región Centro Sur/Sierras (B).

No se encontró ninguna relación entre el fósforo acumulado y los cambios en la riqueza de especies, las especies anuales, el valor pastoral y las especies dominantes (Anexos Tabla 1).

P Bray N°1

Se encontró una relación significativa ($R^2=0,15$; $p<0,05$) y negativa ($Y= -0,05851 \cdot X - 0,05666$) entre la variación en la riqueza de especies y la variación del P Bray N° 1 en CN y ME para todos los sitios (Figura 14). Cuando se analizaron las regiones por separado, no se encontró relación significativa para ninguna de las dos (anexo Tabla 1).

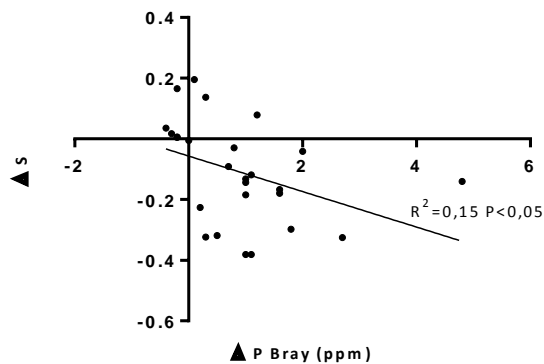


Figura 14. Relación entre la variación en la riqueza de especies (ΔS) entre CN y ME y la variación del P (Bray N° 1, mg/kg) entre CN y ME, para los 29 sitios.

Para la región basalto se encontró una relación significativa ($R^2=0,43$; $p<0,05$) y negativa ($Y= -0,04633 \cdot X + 0,2505$) entre la variación de la diversidad y la variación del P Bray N° 1 en CN y ME (Figura 15). Esto no ocurrió para la región Centro Sur/Sierras, ni para los 29 sitios en conjunto (anexo tabla 1).

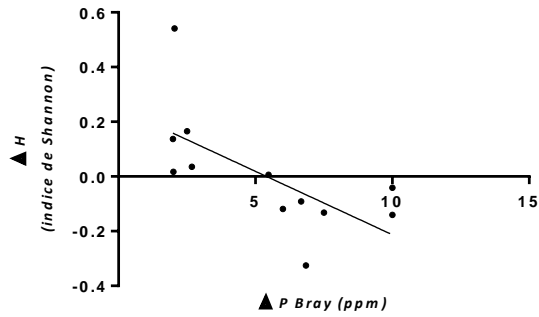


Figura 15. Relación entre la variación en la diversidad de especies (ΔH) entre CN y ME, con respecto a la variación del P (Bray N° 1, ppm) en CN y ME, para los sitios de la región basalto.

También para la región de Basalto se encontró una relación significativa ($R^2=0,43$; $p<0,05$;) y negativa ($Y= -1,562*X-1,75$) entre la variación del P Bray N° 1 en CN y ME y el cambio de cobertura de especies dominantes, lo que muestra que a mayor variación de P Bray N° 1, mayor es la reducción de las especies dominantes (Figura 16). Esta relación no fue significativa cuando se analizó la región Centro Sur/Sierras, ni para los 29 sitios en conjunto (anexo tabla 1).

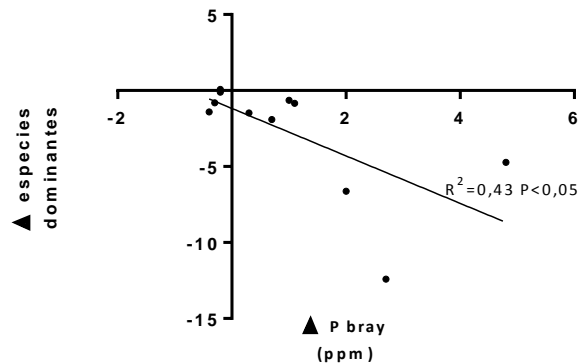


Figura 16. Relación entre la variación de cobertura de especies dominantes entre CN y ME con respecto a la variación del P (Bray N° 1, ppm) en CN y ME, para los sitios de la región Basalto.

Por otro lado, la variación en cobertura de *Cynodon dactylon*, la variación de especies anuales y la variación del valor pastoral no se relacionaron significativamente con la variación en el contenido de P Bray N°1 (anexos Tabla 2).

4. DISCUSIÓN

4.1 Efectos generales de los ME y evidencias para las hipótesis planteadas

Los ME con *Lotus subbiflorus* cv El Rincón como norma general, para suelos profundos y medios, diferentes regímenes de manejo y de fertilización fosfatada, producen un cambio marcado en la composición de especies del pastizal. Los resultados muestran un claro patrón de reemplazo de especies de gramíneas y hierbas perennes y nativas, principalmente, por especies anuales y exóticas (Tabla 3).

Nuestros resultados apoyan parcialmente la hipótesis de que los ME reducen la riqueza de especies, dado que esto se constató solamente en Centro Sur/Sierras y no en basalto. Más aún, para la región donde ocurre este efecto, los resultados indican que el efecto negativo sobre la riqueza se acentúa conforme aumenta el P del suelo (Figura 14) Este resultado concuerda con lo encontrado por Jaurena et al. (2015), quienes muestran esta relación hasta el umbral de 30 mg/kg de P, para los primeros cinco centímetros del suelo, profundidad de muestreo diferente a la utilizada en la presente investigación. Varios autores plantean una posible disminución de la riqueza de especies causada por un aumento en la producción primaria neta (Stevens et al., 2004; Crawley et al., 2005; Suding et al., 2005; Soons et al., 2016) que en este caso generan los ME (Risso, 1994; Risso et al., 2002; Ayala y Carámbula, 2009; Oliveira et al., 2015).

Esta disminución de la riqueza de especies está acompañada por un aumento en la cobertura de algunas especies exóticas y anuales (siempre refiriéndonos a Centro Sur/Sierras), y una disminución en la cobertura de especies dominantes, que son mayoritariamente C4 (Fargione y Tilman, 2005). A diferencia de lo postulado usualmente (Tilman, 1993), las especies responsables del desplazamiento competitivo no son de alto porte, sino anuales y *Cynodon dactylon*. Esta discrepancia podría ser explicada por la alta presión de pastoreo a qué están sujetos los pastizales Uruguayos bajo ganadería, lo que no permitiría que prosperen especies de alto porte (Oesterheld et al., 1992), las mismas presiones de pastoreo pueden operar en contra de las especies anuales como *Lolium multiflorum*, y a favor de *Vulpia* sp. y *Gaudinia fragilis* que son menos preferidas, siendo estas últimas las que prosperan¹. La correlación encontrada entre los cambios en la riqueza de especies con los cambios en la cobertura de especies dominantes y también con los cambios en la cobertura de *Cynodon dactylon* (Tabla 4), reafirman lo observado

¹ Boggiano. 2019. Com. personal.

en los indicadores por separado y dan evidencia del cambio en la composición de especies generada.

Si consideramos la reducción generalizada marcada en el grupo de especies dominantes, podemos afirmar que hay un reemplazo de elencos de especies a este nivel. Es destacable también que los resultados muestran un interesante patrón de respuesta de la diversidad al ME relacionado con la diversidad original del sitio cuando se analiza el conjunto total de sitios (Figura 7 a). El que el efecto negativo se acentúe conforme más diversa sea la comunidad de CN, es un aspecto que debería analizarse con más detalle.

Los resultados concuerdan parcialmente con lo predicho por la segunda hipótesis planteada. Al igual que lo que ocurrió con la riqueza, los indicadores, cobertura de *Cynodon dactylon* y cobertura de anuales, solo experimentaron cambios en la región Centro Sur/Sierras.

En el caso del aumento en la cobertura de *C. dactylon* se relacionó positivamente con el contenido de P agregado, lo que indica que este nutriente está en parte favoreciendo a la especie exótica, como ya ha sido señalado por varios autores (Jaurena et al, 2015; Oliveira et al., 2015; Gatiboni et al., 2000, 2003). Otra causa del incremento en estos dos indicadores (cobertura de especies anuales y *Cynodon dactylon*), puede estar relacionada al manejo del pastoreo o a los cierres del ME para permitir semillar al Lotus y la cobertura alcanzada por este. Se constató que en la mayoría de los casos, por lo menos una vez en la historia del ME, el Lotus ocupó más del 50% de cobertura, lo que seguramente generó espacios libres (Risso y Carámbula, 1998; Carámbula et al., 1994; Jaurena, et al., 2008), causa fundamental del incremento de plantas invasoras en pastizales del Río de la Plata (Guido et al., 2016) al facilitarles vencer el filtro biótico (Lambers et al., 2008).

Por otro lado, el aumento encontrado en la cobertura de especies anuales en Centro Sur/Sierras coincide con lo reportado por varios autores para campos de la región (Milot, 1985; Carámbula et al., 1994; Risso y Carámbula, 1998; Jaurena, et al. 2008), no se relacionó a la cantidad de P aplicado ni presente en el suelo. Dado que la promoción de anuales presentó una relación positiva con respecto a la cobertura de especies anuales presentes en el campo natural (Figura 9a), esto es, cuanto más anualizado está un CN, el posible efecto de realizar un mejoramiento y que se anualice aún más, es superior. Los cambios en este indicador no se correlacionaron con ninguno de los cambios en los otros indicadores (Tabla 4), ni tampoco con el cambio en los nutrientes N y P (anexos Tabla 2), lo que indica que la promoción de especies anuales, puede ser consecuencia de los cambios ocurridos en el pastizal por el ME, o estén operando otros factores no analizados como por ejemplo el manejo del pastoreo.

La tercera hipótesis planteada, afirmaba que los ME permitían esperar siempre un incremento en el valor pastoral de la comunidad asociado al ME (Berretta y Levratto 1990; Bemhaja y Berretta; 1991; Risso, 1998, Risso, 2002). Sin embargo, no se observó un aumento del valor pastoral del ME en ninguna de las dos regiones. El análisis de los sitios de la región Centro sur/Sierras, permitió observar un efecto sobre el VP dependiente del valor inicial. Estos resultados van en contraposición a lo planteado por varios extensionistas uruguayos y tiene claras implicancias aplicadas. Un resultado interesante es que el cambio en el valor pastoral se correlacionó positivamente con la diferencia en la cobertura de *Cynodon dactylon* (Tabla 4), y por ende se le puede atribuir como una de las especies responsables de ésta disminución. Sin perjuicio de lo anterior, cabe señalar que pueden existir cambios en la calidad del forraje sin que existan cambios en el valor pastoral de la comunidad. Es necesario separar los posibles efectos positivos del ME en este sentido, pudiendo aumentar la calidad del forraje al cambiar su proporciones de hojas verdes y nutrientes (Ferreira et al., 2011), o contenido de nutrientes (Silveira et al, 2015), cuestión que no fue abordada en esta investigación.

4.2 Efectos de los ME dependientes de las regiones

Tal vez el principal resultado encontrado en este trabajo es que en forma asociada al cambio florístico que trasciende las regiones, solamente uno de los indicadores de la salud del pastizal presentó una respuesta generalizada, mientras que los otros mostraron respuestas específicas para una región u otra.

La riqueza, la cobertura de especies anuales y de *Cynodon dactylon* no presentaron diferencias significativas para los pares de Basalto, mientras que si presentaron diferencias para los pares de la región Centro Sur/Sierras. Las diferencias en respuestas en riqueza y cobertura de anuales no son simples de explicar a la luz de las hipótesis disponibles, en tanto que la diferencia entre las regiones en la respuesta a *C. dactylon* podría ser explicado por las diferencias de resistencia biótica (Fargione y Tilman, 2005; Perelman et al., 2007) entre los sitios. La región de Basalto podría presentar una comunidad de campo natural más resistente que la región Centro Sur/ Sierras, debido a una mayor presencia de especies C4 dominantes que forman la matriz de gramíneas C4 postradas del CN (Milot, 1987) como se constató. Otra diferencia entre regiones es en el promedio de la cobertura de *C. dactylon*, el Basalto presenta la mitad que la región Centro Sur/ Sierras (Milot et al., 1987; Bresciano et al., 2014), esta diferencia en la presión de propágulos es uno de los factores bióticos que determinan el grado de invasión de una especie exótica (Guido, 2016). Además las regiones presentan diferencias en otro aspecto

que está asociado a un incremento de la cobertura de plantas invasoras, como es el grado de fragmentación del ecosistema (Guido et al., 2016), mucho menor en la Región de Basalto que en la región Centro Sur/Sierras. Un dato importante a considerar es que en cinco sitios de basalto la especie *Cynodon dactylon* aparece en los ME, en lugares donde no tenía presencia en CN, lo que permite pensar que los ME podrían estar venciendo el filtro geográfico introduciendo propágalos al CN (Lambers et al., 2008) o permitiendo el establecimiento de la especie (Millot et al., 1987; Jaurena et al., 2008, 2015).

La ausencia de efectos sobre estos indicadores en el Basalto podría ser explicada por la mayor capacidad de retención de P, observada en los análisis realizados en ambos tipos de suelo en una etapa posterior a este estudio². Sin embargo, la relación negativa entre la variación del P Bray Nº 1 y la variación en la cobertura de especies dominantes que se da sólo para la región de basalto, indica que cuanto más cambian los niveles de P Bray Nº 1, más disminuye la cobertura de las especies dominantes, que son principalmente C4. Este cambio en el elenco de especies no repercute en la riqueza de especies de la región, resultado similar a lo encontrado por Tiecher et al. (2014). La alta capacidad de absorber el cambio mostrado por el Basalto (resiliencia), es un aspecto que merece ser estudiado con mayor profundidad.

4.3 Efectos sobre la fertilidad del suelo

El contenido de P disponible (Bray Nº 1) varió entre CN y ME de manera significativa, resultado esperable de acuerdo a la fertilización realizada por los productores. De todas formas, el promedio de todos los ME en el momento del muestreo estuvo en 5 mg/kg, dentro del rango para los suelos de Uruguay en campo natural (Hernández et al. 1995) y por debajo de los 12 a 13 mg/kg indicados como requerimientos para un óptimo crecimiento de las especies del género Lotus (Silveira, 2005). Los bajos niveles de P pueden ser explicados por la alta capacidad de retención de P de estas regiones (Hernández et al, 1995), y que aunque cuenten con historia de fertilización de P, el nutriente no esté disponible según determinan las técnicas de suelo estándar. Otra explicación puede derivarse de la edad avanzada de los mejoramientos (Tabla 1), ya que una práctica común entre los productores, constatada en esta investigación, es fertilizar los ME solo los primeros años de instalado.

Contrariamente a lo supuesto en todas nuestras hipótesis, no se encontraron diferencias en cuanto al contenido de nitrógeno mineralizable al momento del muestreo (Figura 5b), pero

² Del Pino. 2019. Com. personal.

la disponibilidad de N pudo haber tenido modificaciones en la historia de los mejoramientos. Puede ocurrir que las metodologías de análisis de suelo utilizadas no fueron suficientemente sensibles para detectar esa variación o bien que el aumento de las entradas de N del sistema por fijación biológica se compense con las salidas por absorción por las plantas, volatilización, lixiviación o desnitrificación, no encontrándose diferencias al momento del muestreo (West, 2005; Piñeiro et al., 2006; Bondaruk, 2017). El aumento en la cobertura de especies anuales encontrado en los ME va en el mismo sentido que esta última afirmación.

4.4 Fortalezas y debilidades de la aproximación del estudio

La fortaleza principal de este estudio es la posibilidad de contar con información del estado de salud de los ME en sistemas reales de producción. Este abordaje permitió comparar además regiones diferentes y mejoramientos con muchos años de instalación, permitiendo poder sacar conclusiones en el largo plazo.

La debilidad mayor es que a diferencia de un experimento, este abordaje tiene muchos factores no controlados, el más evidente y difícil de cuantificar fue la interacción año con variables del manejo del pastoreo tanto en el ME cómo en el CN. Otro punto débil es que no se pueden separar algunos efectos, cómo puede ser el caso del nutriente P y el N fijado y aportado por la leguminosa.

En la presente investigación se planteó un cuestionario para los productores responsables de los establecimientos con el fin de describir el manejo genera en los ME y los CN, este permitió caracterizar la instalación, fertilización y evolución del *Lotus subbiflorus* cv El Rincón en el ME, pero no sistematizar información sobre el manejo del pastoreo, factor fundamental a la hora de sacar conclusiones.

5. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

Los mejoramientos estudiados produjeron un cambio marcado en la composición florística del campo natural en forma general, sin embargo algunos de sus efectos dependieron de la región, como la disminución en la riqueza de especies y el aumento en la cobertura de especies anuales y de *Cynodon dactylon*, que fueron encontradas solo para la región Centro Sur/sierras, lo que evidencia diferencias en respuesta a la tecnología entre regiones.

Una pequeña parte de la variación pudo ser explicada por el cambio en los niveles de fósforo tanto en suelo como agregados, lo que es destacable cuando existen tantos factores no controlados. En cambio, las variables utilizadas para medir cambios en el contenido de N no estuvieron relacionadas con ningún indicador de salud del pastizal. Aún resta explicar la mayor parte de la variabilidad de los efectos de los mejoramientos, la que podría deberse a diferencias en el manejo del pastoreo entre los predios, variable que se intentó caracterizar en este trabajo, pero no fue posible por falta de datos. Un aspecto a destacar es que las respuestas encontradas no fueron univariadas, por lo tanto no pudieron ser explicadas por un único factor.

Un ME es una intervención en el ecosistema campo natural y tiene sus consecuencias, tanto en términos productivos como ambientales. Por lo tanto la definición de su realización no debe ser tomada sin un previo análisis o a la ligera. Para evitar posibles efectos negativos en la salud del pastizal, la implementación de ME debe ir acompañada del seguimiento de indicadores de la comunidad vegetal como el porcentaje de *Cynodon dactylon*, la riqueza de especies y la cobertura de especies dominantes.

Es necesario seguir generando información para ayudar a tomar decisiones que permitan acceder a las ventajas de esta tecnología sin afectar la salud del pastizal. Las interrogantes principales que surgen de este trabajo y que quedan por responder están relacionadas principalmente al manejo del mejoramiento:

¿Cómo deber ser el manejo del pastoreo en un ME para preservar la salud del campo natural en el largo plazo? ¿Cuál es la cobertura máxima que puede alcanzar la leguminosa en ME? ¿Cuáles son los niveles de P adecuados para un beneficio de la producción sin perjudicar la salud del campo natural? ¿Qué ocurre en otras regiones con diferentes suelos y comunidades? ¿Los ME con leguminosas perennes tiene los mismos efectos?

6. BIBLIOGRAFÍA

ABER, A. 2010. Grupo de trabajo de la Comisión Técnica Asesora de Medio Ambiente (Cotama). In: Seminario Biodiversidad. Conservación y Uso Sostenible de la Biodiversidad (2010, Piriápolis). Ponencias. Montevideo, Tradinco. pp. 23-25.

ABER, A. FERRARI G., ZERBINO, S. PORCILE J.F., BRUGNOLI, E. NUÑEZ, L. 2014. Especies exóticas invasoras en el Uruguay. Comité Nacional de especies exóticas invasoras. 50p.

ANDRADE, B. O; MARCHESI, E; BURKART, S; SETUBAL, R. B; LEZAMA, F; PERELMAN, S; BOLDRINI, I. I. 2018. Vascular plant species richness and distribution in the Río de la Plata grasslands. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 188(3), 250-256.

ALLEN, V. G; BATELLO, C; BERRETTA, E. J; HODGSON, J; KOTHMANN, M; LI, X; SANDERSON, M. 2011. An international terminology for grazing lands and grazing animals. *Grass and forage science*, 66(1), 2-28.

ALTESOR, A; G PIÑEIRO; F LEZAMA; RB JACKSON; M SARASOLA; ET AL. 2006. Ecosystem changes associated with grazing in subhumid South American grasslands. *J. Veg. Sci.*, 17:323-332.

ALTESOR, A. 2011. Servicios ecosistémicos de los pastizales naturales. En Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA N° 26, INIA.

AYALA, W.; CARÁMBULA, M. 2009. El valor agronómico del género *Lotus*. Montevideo, INIA, 424 p.

BAEZA, S., BALDASSINI, P., BAGNATO, C., PINTO, P., PARUELO, J. 2014. Caracterización del uso/cobertura del suelo en Uruguay a partir de series temporales de imágenes MODIS. *Agrociencia Uruguay [online]*., vol.18, n.2, pp.95-105. ISSN 2301-1548.

BARBOSA, F.G., PILLAR, V.D., PALMER, A. MELO, A.S. 2013. Predicting the current distribution and potential spread of the exotic grass *Eragrostis plana* Nees in South America and identifying a bioclimatic niche shift during invasion. *Austral Ecology* 38:260–267.

BEMHAJA, BERRETTA, E.J.; M. 1991. Respuesta a la siembra de leguminosas en basalto profundo. En: Pasturas y producción animal en Áreas de Ganadería Extensiva. INIA Treinta y Tres. Serie técnica 13, p103-106.

BERRETTA, E. J.; LEVRATTO, J. 1990. Estudio de la dinámica de una vegetación mejorada con fertilización e introducción de leguminosas. En: Seminario Nacional de Campo Natural. (INIA, SURN, Facultad de Agronomía, CHPA. pp.197 - 204

BERRETTA, E.J. 1998. Contenido de minerales en pasturas naturales de basalto. I. Especies nativas. En Seminario de Actualización en tecnologías para basalto. INIA Tacuarembó- Serie Técnica 102: 63-73

BIONDINI, M.; MIELKE, P.W.; BERRY, K.J., 1988. Data-dependent permutation techniques for the analysis of ecological data. *Vegetatio*, 75, 161-168.

BLANCK, Y.L., GOWD, J., MARTENSSON, L.M., SANDBERG, J., FRANSSON, A.M., 2011. Plant species richness in a natural Argentinian matorral shrub-land correlates negatively with levels of plant phosphorus. *Plant Soil* 345, 11–21.

BOGGIANO, P. 2003. Informe de consultoría; subcomponente manejo integrado de pradera. Proyecto combinado GEF/IBRD Manejo integrado de ecosistemas y recursos naturales en Uruguay. Componente Manejo y conservación de la diversidad biológica. Montevideo, MGAP. 72 p.

BONDARUK, V. 2017. ¿La introducción de leguminosas exóticas en pastizales naturales modifica el contenido de C y N orgánico del suelo? Tesis de Grado para obtener el grado de Ingeniero Agrónomo otorgado por Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía.

BOSSI, J; FERRANDO, L. 2001. Carta Geológica del Uruguay a escala 1/500.000; versión digital 2.0 en CD-ROM. Facultad de Agronomía.

BRAAKHEKKE, W.G; HOOFTMAN, D.A.P. 1999. The resource balance hypothesis of plant species diversity in grassland. *J. Veg. Sci.* 10, 187–200.

Cardinale, B.J.,

BRESCIANO D, ALTESOR A, RODRIGUEZ C. 2014. The growth form of dominant grasses regulates the invasibility of Uruguayan grasslands. *Ecosphere* 5(9):111

BURKE, I.C; LAUENROTH, W.K. 1995. Biodiversity at landscape and regional scales. *Global biodiversity assessment* (ed. by V.H. Hey- wood), pp. 304-311. Cambridge University Press,

BURKE M.J.W; GRIME, J.P. 1996. An experimental study of plant community invasibility. *Ecology* 77: 776-790.

CABRERA, A. 1970. Flora de la Provincia de Buenos Aires: Gramíneas. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires.

CARAMBULA, M.; CARRIQUIRY, E.; AYALA, W. 1994. Mejoramientos de campo con *Lotus subbiflorus* cv El Rincón. INIA Treinta y Tres. Boletín de Divulgación 44. 21pp.

CARVALHO P. C., PARUELO J. M. Y W. AYALA. 2008. Estado actual y perspectivas del bioma campos. XXII Reunión del Grupo Técnico en Forrajeras del Cono Sur. Bioma Campos. Pp. 27-29. Minas, Uruguay.

CASTAÑO, J.P; GIMÉNEZ, A.; CERONI, M.; FUREST, J.; AUNCHAYNA, R. 2009. Caracterización agroclimática del Uruguay 1980-2009. Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria. Serie Técnica 193. Uruguay. 34p.

CEULEMANS, T., MERCKX, R., HENS, M., HONNAY, O., 2013. Plant species loss from European semi natural grasslands following nutrient enrichment—is it nitrogen or is it phosphorus? *Glob. Ecol. Biogeogr.* 22, 73–82.

CHAPIN , F.S.; ZAVALA, E.S.; EVINER, V.T.; NAYLOR, R.L.; VITOUSEK, P.M.; X REYNOLDS, H.L.; HOOPER, D.U.; LAVOREL, S.; SALA, O.E.; HOBBIE, S.E.; MACK, M.C.; DÍAZ, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.

CHEBATAROFF, J. 1969. *Relieve y costas. Nuestra Tierra*, Montevideo.

CHIARA, G.; FERREIRA, G. 2011. Dinámica de la ganadería vacuna en Uruguay: un modelo de simulación. *Revista INIA Uruguay*, 2011, no. 26, p. 24-30 (*Revista INIA*; 26) Trabajo realizado en INIA Tacuarembó, 2005 y actualizado en 2011.

CLARK, C.M.; TILMAN, D. 2008. Loss of plant species after chronic low level nitrogen deposition to prairie grasslands. *Nature*, 451, 712–715.

CRAWLEY, M.J.; JOHNSTON, A.E; SILVERTOWN, J; DODD, M; DE MAZANCOURT, C; HEARD, M.S; HENMAN, D.F; EDWARDS, G.R. 2005. Determinants of species richness in the park grass experiment. *Am. Nat.* 165, 179–192.

DAVIS, M.A., GRIME, J.P., THOMPSON, K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88: 528–534.

DAVIS, M. A. 2005 Invasibility: the local mechanism driving community assembly and species diversity. *Ecography* 28:696–704.

DINARDO J. 2008. Natural Experiments and Quasi-Natural Experiments. In: Palgrave Macmillan (eds) *The New Palgrave Dictionary of Economics*. Palgrave Macmillan, London.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67, 345-366.

ELSER, J.J; BRACKEN, M.E.S; CLELAND, E.E; ET AL; 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecol. Lett.* 10, 1135–1142.

ELTON, C.S. 1958. *The ecology of invasions by animals and plants*, pp. 181. Methuen, London, UK.

FERREIRA, E, T; NABINGER, C; ADELAIDE, D GOMES; DE FREITAS, A; CARASSAI, I; SCHMITT, F. 2011. Fertilization and oversowing on natural grassland: effects on pasture characteristics and yearling steers performance.

FARGIONE, J; D TILMAN. 2005. Diversity decreases invasion via both sampling and complementarity effects. *Ecol. Lett.*, 8:604-611.

FONSECA, C; GUADAGNIN, D; EMER, C; MASCIADRI, S; GERMAIN, P; ZALBA, S. 2013. Invasive alien plants in the Pampas grasslands: a tri-national cooperation challenge. *Biol Invasions* 15: 1751–1763.

FORMOSO, D.; COLUCCI, P.E. 2008. Productividad de Mejoramientos de Campo Natural en Cristalino Central, Uruguay. En: INIA, FAO, PROCISUR (Eds). *XXII Reunión del Grupo Técnico en Forrajeras del Cono Sur*. 21-23 de Octubre.

FUJITA, Y; OLDE VENTERINK, H; BODEGOM, P.M. 2014. Low investment in sexual reproduction threatens plants adapted to phosphorus limitation. *Nature* 505, 82–86.

FULETTI, D. 2017. Informe de línea de base del programa Ganaderos Familiares y Cambio Climático. ANUARIO. ESTADÍSTICO. AGROPECUARIO MGAP, DIEA. Disponible en: <http://www.mgap.gub.uy/sites/default/files/diea-anuario2017web01a.pdf>

GATIBONI, L.C., KAMINSKI, J., PELLEGRINI, J.B.R., BRUNETTO, G., SAGGIN, A., FLORES, J.P.C., 2000. Influência da adubação fosfatada e da introdução de espécies forrageiras de inverno na oferta de forragem de pastagem natural. *Pesq. Agrop. Brasileira* 35, 1663–1668.

GATIBONI, L.C., KAMINSKI, J., RHEINHEIMER, D.S., BRUNETTO, G., 2003. Superphosphate and rock phosphates as P-source for grass-clover pasture on a limed acid soil of Southern Brazil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 42, 1–12.

GALLINAL, R. 1990. Mejoramiento de campos naturales con *Lotus Subbiflorus* cv. el Rincón In: Seminario Nacional de Campo Natural, 2 : 1990 nov 15-16 : Tacuarembó Montevideo (Uruguay): Hemisferio Sur, 1990. p255-262.

GIBSON, D. 2009. *Grasses and grassland ecology*. Oxford University Press.

GILBERT, J; GOWING, D; WALLACE, H. 2009. Available soil phosphorus in semi-natural grasslands: assessment methods and community tolerances. *Biol. Conserv.* 142, 1074–1083.

GIRARDIN, PH; BOCKSTALLER, CH; VAN DERWERF, H. 1999. Indicators: Tools to evaluate the environmental impacts of farming systems, *J. Sustain. Agric.* 13, 5–21.

GUIDO, A., VÉLEZ-MARTIN, E., OVERBECK, G. E., PILLAR, V. D. ACOSTA, A. 2016 Landscape structure and climate affect plant invasion in subtropical grasslands. *Appl Veg Sci*

GUIDO, A. 2016 Suscetibilidade de comunidades campestres à invasão por plantas exóticas invasoras. Tesis de Doctorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 156p.

GUREVITCH, J.; PADILLA, D.K. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in Ecology & Evolution*, 19, 470–474.

GUSEWELL, S. 2004. N : P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. *N. Phytol.* 164, 243–266.

HAUTIER, Y., NIKLAUS, P. A., HECTOR, A. 2009. Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication. *Science* 324, 636–638.

HERNÁNDEZ, J., OTEGUI, O. Y ZAMALVIDE, J.P. 1995. Formas y contenidos de fósforo en algunos suelos del Uruguay. *Boletín de Investigaciones* Nº 43. Facultad de Agronomía. 32 p.

HELLMANN, J.J., BYERS, J.E., BIERWAGEN, B.G.; DUKES, J.S. 2007. Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conservation Biology* 22: 534–543.

HIERRO JL, MARON JL, CALLAWAY RM. 2005. A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. *J Ecol* 93: 5–15.

HUBERT D. 1978. Evaluación del papel de la vegetación de los pastizales en el equilibrio ecológico y las Causas agro-económicas. Universidad de Ciencias y Técnica de Languedoc, Montpellier, 240p.

INUMET. 2019. <https://www.inumet.gub.uy/clima/>. Ultimo acceso marzo de 2019.

ISELL, F., TILMAN, D., POLASKY, S., BINDER, S., HAWTHORNE, P., 2013. Low biodiversity state persists two decades after cessation of nutrient enrichment. *Ecol. Lett.* 16, 454–460.

JAURENA, M.; AYALA W.; TERRA J.; BERMÚDEZ, R.; BARRIOS, E.; LAGOMARSINO, X. 2008. Long-Term Phosphorus Fertilization and Perennial Legumes Addition Impacts on a Temperate Natural Grassland: I. Changes in Species Biodiversity and Stability. In XXI International Grassland and VIII International Rangeland Congress, Volume I, Pag. 82.

JAURENA, M., LEZAMA, F., SALVO, L., CARDOZO, G., AYALA, W., TERRA, J., NABINGER, C. 2015. The Di-lemma of Improving Native Grasslands by Overseeding. *Rangeland Ecology & Management*, 69(1), 35-42.

JOBÁGY, E. G.; VASALLO, M.; FARLEY, K. A.; PIÑEIRO, G.; GARBULSKY, M. F.; NOSETTO, M. D.; JACKSON, R.B.; PARUELO, J. M. 2006. Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia*, Vol. X. Nº2, pág 109-124.

KEENEY, D. R. 1982. Índices de disponibilidad de nitrógeno. En: *Métodos de análisis de suelo. Parte 2. Propiedades químicas y biológicas*. Ed. L. Page. SCAA. Madison, WI. Pp. 711-733.

KUNSTMANN, N.; MERINO, J. 2008. El experimento natural como un nuevo diseño cuasi-experimental en investigación social y de salud. *Ciencia y enfermería*, 14(2), 9-12.

LAMBERS, H., CHAPIN, F.S., PONS T.L. 2008. *Plant Physiological Ecology*. Springer, New York, USA. LEVINE JM, ADLER PB; YELENIK SG. A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions, *Ecology Letters* 7:975–989.

LARRATEA, F; SOUTTO, J. 2013. Efecto de la fertilización nitrogenada sobre la productividad invierno primaveral de un campo natural del litoral. Tesis Ing. Agr. Montevideo. Uruguay, Fac. Agronomía. 141 p.

LAVOREL, S; PRIEUR-RICHARD, A; GRIGULIS, K. 1999. Invasibility and diversity of plant communities: from patterns to processes, *Diversity and Distributions* 5:41–49.

LEPS J., DE BELLO F., LAVOREL S., BERMAN S. 2006. Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: *Preslia* 78: 481–501

LEVINE, JM; ADLER, P; YELENIK, S. 2004. A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecol. Lett.*, 7:975-989.

LEZAMA, F.; ALTESOR, A.; PEREIRA, M.; PARUELO, J.M. 2011. Descripción de la heterogeneidad florística de las principales regiones geomorfológicas de Uruguay. En: Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA N° 26*, INIA.

- LORENZO P, GONZÁLEZ L, REIGOSA MJ. 2010. The genus *Acacia* as invader: the characteristic case of *Acacia dealbata* Link in Europe. *Annals of Forest Science*, 67, 101.
- LUO, X; MAZER, S.J; GUO, H; ZHANG, N; WEINER, J; HU, S. 2016. Nitrogen: phosphorous supply ratio and allometry in five alpine plant species. *Ecol. Evol.*
- MCCUNE, B.; MEFFORD, M.J. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4.0. MjM Software Design, Gleneden Beach, OR, US.
- MELBOURNE, B.A., CORNELL, H.V., DAVIES, K.F., DUGAW, C.J., ELMENDORF, S., FREESTONE. 2007. Invasion in a heterogeneous world: resistance, coexistence or hostile takeover? *Ecology Letters*, 10, 77–94.
- MGAP, 2013. DIEA, CENSO GENERAL AGROPECUARIO 2011, RECuentOS PRELIMINARES. Pdf. Disponible en: <http://www.mgap.gub.uy/portal/hgxpp001.aspx?7,5,694,O,S,0,,>
- MGAP, DIEA. 2017. ANUARIO. ESTADÍSTICO. AGROPECUARIO. Disponible en: <http://www.mgap.gub.uy/sites/default/files/diea-anuario2017web01a.pdf>
- MAY, H. ; DI LANDRO, E. ; ALVAREZ, C. 1990. Avances en la caracterización de sitios en el estudio integrado de pasturas naturales y suelos en la estancia Palleros. In: Seminario Nacional de Campo Natural, 2 : 1990 nov 15-16 : Tacuarembó [Memorias]. Montevideo (Uruguay): Hemisferio Sur, p11-33.
- MILLOT, J.C. 1985. Conservación dinámica y uso de nuestros recursos forrajeros. En: Primer Seminario Nacional sobre Campo Natural. Facultad de Agronomía. p16
- MILLOT J.C., RISSO D., METHOL R. 1987. Relevamiento de pasturas naturales y mejoramientos extensivos en áreas ganaderas del Uruguay. Informe técnico para la Comisión Honoraria del Plan Agropecuario. Montevideo, Uruguay.
- MUELLER - DOMBOIS, D. Y ELLENBERG, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley & Sons, New York.
- NIV, D. 2018. Toward a mechanistic understanding of the effects of nitrogen and phosphorus additions on grassland diversity. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*.
- OESTERHELD, M; SALA, O. E; MCNAUGHTON, S. J. 1992. Effect of animal husbandry on herbivore-carrying capacity at a regional scale. *Nature*, 1992, vol. 356, no 6366, p. 234.
- OLDE VENTERINK, H., 2011. Does phosphorus limitation promote species-rich plant communities. *Plant Soil* 345, 1–9.
- OLIVEIRA, L. B.; SOARES, E. M.; JOCHIMS, F.; TIECHER, T.; MARQUES, A. R.; KUINCHTNER, B. C.; RHEINHEIMER, D. S.; QUADROS, L. F. F. 2015. Long-term effects of phosphorus on dynamics of an overseeded natural grassland in Brazil. *Rangeland Ecology & Management*, v. 68, n. 6, p. 445–452, nov. 2015.
- PANARIO, D. 1988. Geomorfología del Uruguay. Publicación de la Facultad de Humanidades y Ciencias, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay.

PARERA, A; PAULLIER, I; WEYLAND, F. 2014. Índice de Contribución a la Conservación de Pastizales Naturales del Cono Sur. Una herramienta para incentivar a los productores rurales. Argentina, Aves Uruguay.

PARUELO J., PIÑEYRO G.; ALTESOR A.; RODRÍGUEZ C. Y OESTERHELD M. 2004. Cambios estructurales y funcionales asociados al pastoreo en los Pastizales del Río de la Plata. En: Reunión del Grupo técnico regional del Cono Sur en mejoramiento y utilización de los recursos forrajeros del área tropical y subtropical: Grupo Campos, 20. Montevideo: Facultad de Agronomía. pp. 53

PARUELO, J.M.; GUERSCHMAN, J.P.; PIÑEIRO, G.; JOBBÁGY, E.G.; VERÓN, S.R.; BALDI, G.; BAEZA, S. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: Marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia*, Vol. X. Nº2, pág 47-61, Montevideo.

PARUELO, J; PÜTZ, S; WEBER, G; BERTILLER, M; GOLLUSCIO, R.A., AGUIAR, M.R; WIEGAND, T. 2008. Long-term dynamics of a semiarid grass steppe under stochastic climate and different grazing regimes: a simulation analysis. *J. Arid Environ.* 72, 2211–2231.

PELLANT, M; SHAVER, P; PYKE, D; HERRICK, J. 2000. Interpreting indicators of rangeland health, version 3. Technical Reference 1734-6, Denver, Colorado. 119p.

PELLANT, M; SHAVER, P; PYKE, D; HERRICK, J. 2005. Interpreting indicators of rangeland health, version 4. Technical Reference 1734-6, USDI, BLM, National Sci. and Tech. Center, Denver, Colorado. 55 p.

PERELMAN, SB; WB BATISTA; E CHANETON & RJC LEÓN. 2007. Habitat stress, species pool size, and biotic resistance influence exotic plant richness in the Flooding Pampa grasslands. *J. Ecol.*, 95:662-673.

PIÑEIRO, G., PARUELO, J. M., OESTERHELD, M. 2006. Potential long-term impacts of livestock introduction on carbon and nitrogen cycling in grasslands of Southern South America. *Global Change Biology*, 12(7), 1267–1284.

PRISM, G. 1994. Graphpad software. San Diego, Estados Unidos.

PYKE, D A; HERRICK, J E; SHAVER, P; PELLANT, M. 2002. Rangeland health attributes and indicators for qualitative assessment. *Journal of Range Management*, 55, 584–597.

QUIÑONES, A. 2010. Indicadores agroecológicos de sustentabilidad de sistemas de producción a campo natural. Tesis Ing. Agr. Montevideo. Uruguay, Fac. Agronomía. 152 p.

QUIÑONES, A; PICASSSO, V. 2011. A proposal of sustainability indicators for the Uruguayan campos production systems. In Feldman, S, G Oliva, M Sacido (Eds.) *Diverse Rangelands for a sustainable society*. 9th International Rangeland Congress. Rosario, 2011.

- RICHARDSON D.M.; PYSEK P.; REJMÁNEK M.; BARBOUR M.G.; PANETTA F.D; WEST C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distribution* 6: 93–107.
- RISSE, D.F. 1994. Siembras en el tapiz: consideraciones generales y estado actual de la información en la zona de suelos sobre cristalino. En Serie Técnica INIA N°13 Pasturas y Producción Animal en Áreas e Ganadería Extensiva.
- RISSE, D.F. 1998. Mejoramientos extensivos en el Uruguay. INIA Tacuarembó. En: Reunión del Grupo Técnico Regional del Cono Sur en mejoramiento y utilización de los recursos forrajeros del área tropical y subtropical: Grupo Campos. Tacuarembó. Serie Técnica n°94, pp. 23-31.
- RISSE D.F. Y CARÁMBULA M. 1998. Lotus El Rincón. Producción y utilización de los mejoramientos. INIA, Boletín de divulgación 65, 32p.
- RISSE, D; BERRETTA, E.J; ZARZA, A; CUADRO, R. 2002. Productividad, composición y persistencia de dos mejoramientos de campo para engorde de novillos en la región de Cristalino. INIA Tacuarembó. En: mejoramientos de campo en la región de cristalino, serie técnica N°129, pp.3-31.
- RODRÍGUEZ, C., E. LEONI, F. LEZAMA Y A. ALTESOR. 2003. Temporal trends in species composition and plant traits in natural grasslands of Uruguay. *Journal of Vegetation Science* 14: 433-440.
- ROSENGURTT, B. 1943. Estudios sobre praderas naturales del Uruguay. 3ª Contribución. Ed. Barreiro y Ramos, Montevideo, Uruguay. 281 p.
- ROSENGURTT, B. 1944. Las formaciones campestres y herbáceas del Uruguay. Cuarta Contribución, Agros N°134. Montevideo.
- ROSENGURTT, B. 1946. Estudios sobre praderas naturales del Uruguay: 5 contribución. Imprenta Rosgal, Montevideo.
- ROSENGURTT, B. 1979. Tablas de comportamiento de las especies de plantas de campos naturales en el Uruguay. Dirección General de Extensión Universitaria, División Publicaciones y Ediciones.
- SALA, O. E. 2001. Temperate Grasslands. En: F. S. Chapin, O. E. Sala, y E. Huber-Sannwald, editores. *Biodiversidad global en un ambiente cambiante: Escenarios para el siglo 21*. Springer Verlag, Nueva York, p 121-137.
- SHELLBERG, , MÖSELER, , KÜHBAUCH, AND RADEMACHER.1999, Long-term effects of fertilizer on soil nutrient concentration, yield, forage quality and floristic composition of a hay meadow in the Eifel mountains, Germany. *Grass and Forage Science*, 54: 195-207.
- SHEA, K; P CHESSON. 2002. Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends Ecol. Evol.*, 17:170-176.

- SILVEIRA, E. 2005. Efecto de la fertilización fosfatada sobre la implantación, producción inicial y composición química de *L. glaber* M y *T. repens* L. sembradas en cobertura. Tesis Ing. Agr. Montevideo. Uruguay, Fac. Agronomía. 137 p.
- SILVEIRA, D; HERNÁNDEZ, J; CADENAZZI, M; DEL PINO, A; ZANONIANI, R; BOGGIANO, P. 2015. Efecto de la fertilización fosfatada sobre la composición química de *Lotus tenuis* y *Trifolium repens*. *Agrociencia Uruguay*, 19(2), 49-58.
- SOONS, M. B; HEFTING, M. M; DORLAND, E; LAMERS, L. P; VERSTEEG, C; BOBBINK, R. 2016. Nitrogen effects on plant species richness in herbaceous communities are more widespread and stronger than those of phosphorus. *Biological Conservation*, 212, 390-397.
- SORIANO, A. 1991. Río de la Plata grasslands. En: Coupland, R. T. (ed.), *Natural grasslands: introduction and western hemisphere. Ecosystems of the World*. Elsevier, Amsterdam. 367-369 pp.
- STEVENS, C.J; DISE, N.B; MOUNTFORD, J.O; GOWING, D.J. 2004. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science* 303, 1876–1879.
- STEVENS, C.J; LIND, E.M; HAUTIER, Y. 2015. Anthropogenic nitrogen deposition predicts local grassland primary production worldwide. *Ecology* 96, 459–1465.
- STOHLGREN, T.J., BINKLEY, D., CHONG, G.W., KALKHAN, M.A., SCHELL, L.D., BULL, K.A., OTSUKI, Y., NEWMAN, G., BASHKIN, M., SON, Y. 1999. Exotic plant species invade hot spots of native plant diversity. *Ecological Monographs* 69: 25–46.
- SUDING, K.N; COLLINS, S.L; GOUGH, L; ET AL. 2005. Functional- and abundance-based mechanisms explain diversity loss due to N fertilization. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 102, 4387–4392.
- TEXEIRA, M.; ALTESOR, A. 2009. Smallscale spatial dynamics of vegetation in a grazed Uruguayan grassland. *Austral Ecology* 34: 386-394.
- THURSTON J.M., WILLIAMS E.D., JOHNSON A.E. 1976. Modern developments in an experiment on permanent grassland started in 1856: effects of fertilizers and lime on botanical composition and crop and soil analyses. *Annales Agronomiques*, 27, 1043±1082.
- TIECHER, T; OLIVEIRA, L. B; RHEINHEIMER, D. S; QUADROS, F. L; GATIBONI, L. C; BRUNETTO, G. and Kaminski, J. 2014. Phosphorus application and liming effects on forage production, floristic composition and soil chemical properties in the Campos biome, southern Brazil. *Grass Forage Sci*, 69: 567-579.
- TILMAN, D. 1993. Species richness of experimental productivity gradients: how important is colonization limitation? *Ecology* 74: 2179-2191.
- TILMAN, D; KNOPS, J; WEDIN, D; REICH, P; RITCHIE, M; SIEMANN, E. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* Vol. 277:1300–1302.
- TOGNETTI, P.M., CHANETON, E.J., 2012. Invasive exotic grasses and seed arrival limit native species establishment in an old-field grassland succession. *Biol. Invasions* 14, 2531–2544.

TROCHIM, W. 2001. The Research Methods Knowledge Base. Cincinnati, OH: Atomic Dog Publishing.

VIGLIZZO, E. 2012. Hacia un Indicador de Conservación de Pastizales. En: Incentivos para conservar los pastizales del cono Sur. Una oportunidad para Gobiernos y productores rurales. Aves Uruguay, pp 96-111.

VITOUSEK, P.M., ABER, J.D., HOWARTH, R.W. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecol. Appl.* 7, 737–750.

WASSEN, M.J; VENTERINK, H.O; LAPSHINA, E.D; TANNEBERGER, F. 2005. Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature* 437, 547–550.

WEST, J. B., HILLERISLAMBERS, J., LEE, T. D., HOBBIE, S. E., REICH, P. B. 2005. Legume species identity and soil nitrogen supply determine symbiotic nitrogen-fixation responses to elevated atmospheric [CO₂]. *New Phytologist*, 167(2), 523-530.

WIENS, J; GRAHAM, C. 2005. Niche conservatism: integrating evolution, ecology, and conservation biology. *Ecol Evol Syst* 36:519–539.

WITH, K.A. 2002. The landscape ecology of invasive spread. *Conservation Biology* 16: 1192–1203.

WILLEMS, J.H., VAN NIEUWSTADT, M.G.L., 1996. Long-term after effects of fertilization on above-ground phytomass and species diversity in calcareous grassland. *J. Veg. Sci.* 7, 177–184.

Anexos

Tabla 1. Relación entre indicadores de salud del pastizal e indicadores de nitrógeno.

Variable	Variación riqueza	Variación diversidad	Diferencia C. dactylon	Variación anuales	Variación valor Pastoral	Variación dominantes
Δ N mineralizable	NS	NS	NS	NS	NS	NS

*NS: correlación no significativa

Tabla 2. Relación entre indicadores de salud del pastizal e indicadores de fosforo.

Variable	Sitio	Δ riqueza	Δ diversidad	Diferencia C. dactylon	Δ anuales	Δ VP	Δ dominantes
P acumulado	Todos	NS	NS	R ² =0,26; p<0,05	NS	NS	NS
	Basalto	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	C. sur y S	NS	p<0,05	R ² =0,30; p<0,05	NS	NS	NS
Δ P Bray N°1	Todos	R ² =0,15; p<0,05	NS	NS	NS	NS	NS
	Basalto	NS	R ² =0,44; p<0,05	NS	NS	NS	R ² =0,43 ;p<0,05
	C. sur y S	NS	NS	NS	NS	NS	NS

*NS: correlación no significativa

Tabla 3

Variable	Δ C. dactylon	Δ Anuales	Δ Valor pastoral	Δ Dominantes	Δ Diversidad
Δ Riqueza	r=0.2907, p=0.0031	NS	NS	r=0.3074, p=0.0018	r=0.6377, p=0.0002
Δ C. dactylon		NS	r=0.1639, p=0.0294	NS	NS
Δ Anuales			NS	NS	NS
Δ Valor pastoral				NS	NS

*NS: correlación no significativa

Cuestionario para productores de pares CN-CN mejorado con Lotus rincón

Productor:

Establecimiento:

Ubicación:

Contacto:

PAR:	CAMPO NATURAL	MEJORAMIENTO
Nombre del potrero		
GPS		
Superficie		
Carga utilizada		
¿Ajusta la carga? ¿Cómo?		
Relación Lanar/vacuno		
Tipo de pastoreo (rotativo, continuo)		

Datos del mejoramiento:

Fecha de siembra (mes/año)				
Kg de semilla/ha				
Método de siembra (tipo de maquina)				
Fertilización inicial (qué y cuánto)				
Refertilizaciones (qué, cuánto, cada cuánto tiempo y años totales)				
Tiempo entre la instalación y primer pastoreo				
Máximo vigor alcanzado por el mejoramiento	% COBERTURA ≥ 50% ?	MÁXIMO VIGOR		
		BUENO	MEDIO	MALO
¿Quedan o quedaron claros?				
Descanso para semillar y resiembra (cuándo y cuánto tiempo)				
Realiza cierres para cosecha y/o enfardado				

Otros comentarios o datos (ej. mapas de suelo):