



UNR

Universidad Nacional de Rosario

FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
UNIVERSIDAD NACIONAL DE ROSARIO

PRODUCCIÓN Y CALIDAD FORRAJERA DE UN PAJONAL DE *Panicum
prionitis* Nees BAJO DISTINTAS ALTERNATIVAS DE MANEJO: QUEMA
Y CORTE.

Ernesto Segundo Massa

TESIS PARA OPTAR AL TÍTULO DE MAGISTER EN MANEJO Y
CONSERVACIÓN DE RECURSOS NATURALES

Directora: Susana Raquel Feldman.

Co-Director: Darién Eros Prado.

Septiembre de 2014



PRODUCCIÓN Y CALIDAD FORRAJERA DE UN PAJONAL DE *Panicum prionitis* Nees BAJO DISTINTAS ALTERNATIVAS DE MANEJO: QUEMA Y CORTE.

Ernesto Segundo Massa

Ingeniero Agrónomo. Facultad de Ciencias Agrarias de Esperanza.

Esta Tesis es presentada como parte de los requisitos para optar al grado académico de Magister en Manejo y Conservación de Recursos Naturales, de la Universidad Nacional de Rosario y no ha sido previamente presentada para la obtención de otro título en ésta u otra Universidad. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo en un Pajonal de *Panicum prionitis* Nees, ubicado en cercanías de la localidad de Alejandra, provincia de Santa Fe, durante el periodo comprendido entre octubre de 2011 y diciembre de 2012, bajo la dirección de la Dra. Susana R. Feldman y del Dr. Darién E. Prado.

Ernesto Segundo Massa

Directora: Susana Raquel Feldman

Co – Director: Darién Eros Prado

Defendida:

30 de septiembre de 2014.

Agradecimientos:

A Susana Raquel Feldman, porque además de acompañar en cada etapa, múltiples correcciones y consejos, trató de formar una conducta inquieta, que la rescato para las diversas facetas de la vida.

A Darién Prado, por su predisposición, justeza y precisión en la utilización de cada elemento del lenguaje.

Ambos hicieron consiente a quien escribe, de la importancia de las palabras y la escritura.

Javier, Lola, Carina y Simón (que aún no conozco) que con su amistad y generosidad contribuyeron desde el primer momento para concretar el trabajo.

Damián Castro y Carolina, amigos y compañeros de cursos cuyos aportes fueron “estadísticamente significativos”, para que este trabajo resulte.

Compañeros de la AER Diamante de INTA, especialmente a Silvia Rodríguez por ayudar a realizar formularios varios. A Rubén Isaurralde y Juan Manuel Pueyo.

Al Centro Regional Entre Ríos por conducir y acompañar la formación.

Al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA).

Juan Catalano, Cintia kraneviter y Carlos Chialvo por hacer pasar momentos agradables de amistosas charlas.

Luis Luisoni, por qué ayudó críticamente desde su conocimiento particular de estos rústicos pastizales.

Elena Di Nucci., Verónica Sapino, Guillermo Schulz, Fernando Aiello y Eduardo González, todos ellos aportaron en diferentes momentos de la etapa experimental.

Marcela Cian y equipo, por que facilitaron tiempo y materiales para analizar muchas muestras de forraje.

Luis Oakley por colaborar en la determinación botánica de las especies vegetales desconocidas.

Carlos Kunst y Rafael Pizzio, que más allá de la distancia siempre facilitaron rápidamente información para avanzar en la concreción del trabajo.

Dedicatoria:

A Laura por su compañía, generosidad incondicional. Muchas veces dejó de lado grandes responsabilidades para que pueda salir adelante este trabajo.

A Camilo, que en varias oportunidades distrajo alegremente mi atención y con sus tirones, hizo que las corriditas risueñas se sucedan una y otra vez. Al pequeñito Manuel.

Al Tata, que supongo le hubiera gustado ayudar a cortar.... pero sentí que estuvo. A Mami, Lautaro, Geraldine y Caetano.

A los Amigos.

Sobre la importancia de estudios superiores e investigaciones en ciencias naturales en pajonales de *Panicum prionitis*:

...La flora acompañante es de alto interés botánico y actualmente está sujeta a destrucción, particularmente por el pastoreo del ganado y las quemazones...

Burkart, A. 1957.

INDICE

	Páginas
Índice de contenidos.....	V-VII
Resumen.....	VII
Abstract.....	IX

	paginas
1- INTRODUCCIÓN	1
1.1 Características del ecosistema bajo estudio	2
1.2 Disturbios y utilización de los pajonales	4
1.3 Objetivos	7
1.4 Hipótesis	7
2. MATERIAL y MÉTODOS	
2.1 Materiales	8
2.2 Métodos	10
2.3 Efecto de los disturbios sobre las propiedades químicas del suelo	14
2.4 Efecto de los disturbios a nivel comunidad	15
2.5 Efecto de los disturbios sobre la acumulación de biomasa	16
2.6 Efecto de los disturbios sobre la calidad forrajera	17
3. RESULTADOS	
3.1 Caracterización inicial del sitio experimental	20
3.2 Tratamiento fuego (incendio experimental)	21
3.3 Efecto de los disturbios sobre las características químicas del suelo	24
3.4 Efecto de los disturbios a nivel comunidad	26
3.5 Efecto de los disturbios sobre la acumulación de biomasa a lo largo del año	39
3.6 Efecto de los disturbios sobre la calidad forrajera	42
4. DISCUSIÓN	
4.1 Tratamiento fuego (incendio experimental)	48
4.2 Efecto de los disturbios sobre las características químicas del suelo	50
4.3 Efecto de los disturbios a nivel comunidad	53
4.4 Efecto de los disturbios sobre la acumulación de biomasa	58
4.5 Efecto de los disturbios sobre la calidad forrajera	60
5. CONCLUSIONES	65
5.1 Implicancias prácticas	66
5.2 Futuras líneas de investigación	67
6. BIBLIOGRAFIA	68

INDICE DE FIGURAS

Figura 1: Fisonomía del área en estudio	9
Figura 2: Diseño experimental	10
Figura 3: Largo de llama	22
Figura 4: Intensidad de fuego	22
Figura 5: Temperaturas del suelo	23
Figura 6: Fósforo disponible en el suelo en los distintos tratamientos	24
Figura 7: Nitratos disponible en el suelo en los distintos tratamientos	25
Figura 8: Diagrama de dispersión de los tratamientos. (30 de diciembre 2011)	34
Figura 9: Dendrograma de clasificación. Abundancia-cobertura. (30 de diciembre 2011)	35
Figura 10: Diagrama de dispersión de los tratamientos. (1° de noviembre de 2012)	37
Figura 11: Dendrograma de clasificación. Abundancia-cobertura. (1° de noviembre de 2012)	38
Figura 12: Biomasa acumulada de los tratamientos (entre fechas)	41
Figura 13: Biomasa acumulada en cosechas trimestrales versus cosecha anual	42
Figura 14: FDN en los distintos tratamientos, fechas y porciones	43
Figura 15: FDA en los distintos tratamientos, fechas y porciones	44
Figura 16: Digestibilidad en los distintos tratamientos, fechas y porciones	45
Figura 17: PB en los distintos tratamientos, fechas y porciones	46
Figura 18: Cenizas en los distintos tratamientos, fechas y porciones	47

INDICE DE TABLAS

Tabla 1: Régimen de precipitaciones	12
Tabla 2: Características químicas del suelo	20
Tabla 3: Meteorología durante los incendios experimentales	21
Tabla 4: Composición botánica inicial y sus cambios en los tratamientos	27
Tabla 5: Características de las especies presentes	30
Tabla 6: Comparación de Diversidad (H'), Riqueza (S) y Equitatividad (E)	39

RESUMEN

Los ambientes tradicionalmente clasificados como “marginales” vienen siendo utilizados más intensamente y albergan a rodeos ganaderos desplazados de tierras de mayor aptitud productiva dedicadas a la agricultura. Este es el caso de islas y campos bajos del valle de inundación del río Paraná, donde los “pajonales” de *Panicum prionitis* ('paja de techar') son una de las comunidades de mayor extensión y permanencia frente a disturbios recurrentes como las inundaciones. Fisonómicamente, presenta dos estratos herbáceos: uno alto dominado por las matas de *P. prionitis*; y otro bajo (intermata) que incluye gramíneas y latifoliadas. El uso tradicional, para mejorar la accesibilidad del ganado y la calidad de la oferta forrajera, es mediante quemas invernales, puesto que se sostiene que el rebrote es más palatable y digestible. El objeto de esta tesis fue contrastar alternativas de manejo de los pajonales de *Panicum prionitis* mejorando la utilización de estos pajonales para la producción de carne vacuna. Para ello, se condujo un experimento con distintos tratamientos: fuego prescripto (Q); corte simulando una labor de desmalezado mecánico (C), y testigo sin disturbar (T). Se determinó la composición botánica, acumulación de biomasa de los rebrotes de las matas de *P. prionitis*, de las especies presentes en el espacio intermata y la sumatoria de ambas (biomasa total); y la calidad forrajera de dichas porciones a los 80 días post-disturbio y un año después. Asimismo, se midieron variables que permitieron caracterizar el comportamiento de los disturbios; al inicio: disponibilidad de combustible e intensidad del fuego, parámetros edáficos, temperatura del suelo; y las mismas variables en fechas posteriores, para contrastar y conocer la tendencia de dichas variables en los diferentes tratamientos a través del tiempo. Se postuló que Q y C aumentarían la abundancia y biomasa de las especies vegetales de la intermata con mejor calidad forrajera que los rebrotes de *P. prionitis*. Los resultados mostraron que la composición botánica de las parcelas disturbadas presentó mayor número de especies y a su vez, mayor cantidad de gramíneas en comparación con las parcelas T. Los disturbios aumentaron la diversidad (H') y la riqueza (S) respecto al testigo, de manera que las especies de la intermata, presentaron mayor acumulación de biomasa en las parcelas Q y C. La acumulación de biomasa correspondiente a la porción de los rebrotes de *P. prionitis* fue estadísticamente superior en las parcelas Q en la primer fecha evaluada, respecto al C; siendo este último tratamiento el que mas biomasa de intermata acumuló, pero sin que existan diferencias estadísticamente significativas con las Q. La biomasa total acumulada fue mayor en las parcelas Q. Ambos tratamientos presentaron diferencias estadísticas con el T. La calidad forrajera no tuvo clara tendencia entre los tratamientos, pero las especies de la intermata presentaron mayor digestibilidad y tenor de proteína bruta que los rebrotes de *P. prionitis*, siendo estos últimos los que presentan los valores más bajos de cenizas. Los mayores aportes de biomasa mostrados por los tratamientos Q y C muestran una mejora de la receptividad animal, respecto al T. En este sentido el

tratamiento C, fue el tratamiento que mas oferta energética presentó debido a los mayores volúmenes de forraje de mejor calidad aportados por la internata.

ABSTRACT

Biomass production and forage quality of *Panicum prionitis* under different management systems. Prescribed winter fires are traditionally used in islands and floodplains of the Paraná River in order to improve cattle accessibility and forage quality, since traditional management practices assume that *Panicum prionitis* regrowth is more palatable and digestible. The object of this Thesis work was to compare *P. prionitis* management alternatives in order to improve the utilization of this grass for beef production. A field experiment with different treatments was carried out: prescribed fire (Q), mowing simulating the work of a rear-drawn mowing machine (C), and control without disturbing (T). The hypotheses were that Q and C would increase the abundance and biomass of *P. prionitis*' accompanying species in the inter-tussock space, the "intermata", with better forage quality than *P. prionitis* leaves. Disturbances increased diversity (H') and richness (S) of the community. There were no differences among Q and C treatments on *P. prionitis* biomass while the accompanying species biomass increased after disturbances, with higher digestibility and protein figures. The whole production system showed better conditions for cattle raising under both disturbance regimes.



Secretaría de Posgrado
Facultad de Ciencias Agrarias
Universidad Nacional de Rosario

º Resolución CS
stría en Manejo y
isponibilidades de
integrado por Dr.

ACTA de TESIS

Carlos Alberto Rossi, Dr. Ernesto Francisco Atilio Morici e Ing. Agr. MSc. Hugo Jorge Alvarez que aprueban expresamente el Trabajo de Tesis "**Producción y calidad forrajera de un pajonal de *Panicum prionitis* Nees bajo distintas alternativas de manejo en el valle de inundación del Río Paraná**" presentado por el alumno regular del ciclo 2009, Ing. Agr. Ernesto Segundo MASSA.-----

-----En Zavalla, sede de la Facultad de Ciencias Agrarias-UNR, a los treinta días del mes de septiembre de dos mil catorce, se reúnen los integrantes del Jurado de Tesis Dr. Carlos Alberto Rossi, Dr. Ernesto Francisco Atilio Morici e Ing. Agr. Hugo Jorge Alvarez a efectos de evaluar la exposición oral de la tesis mencionada precedentemente.-----

-----De acuerdo a lo que establece el art.39º del Anexo Único de la Ordenanza Nº 666/2010, deciden asignar al Trabajo de Tesis una calificación de (...10...) SORRESALIENTE.....y recomendar a la Universidad Nacional de Rosario, otorgue al Ing. Agr. Ernesto Segundo MASSA el grado académico de Magister en Manejo y Conservación de Recursos Naturales.-----

Dr. Carlos Alberto ROSSI

Dr. Ernesto Franciso Atilio MORICI

Ing. Agr. Hugo Jorge ALVAREZ

1. INTRODUCCIÓN

En los últimos tiempos, la región de influencia del valle bajo y medio del río Paraná (noreste de Buenos Aires, oeste de Entre Ríos y Corrientes, este de Santa Fe y Chaco) está enfrentando cambios en el uso del suelo, dados por la intensificación de las prácticas agrícolas y la mayor expansión del cultivo de soja, el cual está reemplazando otros cultivos o habilitando nuevas superficies dedicadas a otros usos (Engler *et al.*, 2007). Por ejemplo, en Entre Ríos durante el decenio 1997-2007 la superficie sembrada fue de 833.680 ha, ocho veces superior al mismo período anterior 1987-1997 (Engler *et al.*, 2007). Esto ha contribuido al desplazamiento de la ganadería a zonas secundarias de la región, más específicamente hacia la zona de islas en el valle de inundación del Río Paraná. En los últimos años hubo un crecimiento exponencial del uso ganadero de estos pastizales naturales; tal es el caso de las islas del Departamento Diamante (provincia de Entre Ríos), donde los datos de la primera vacunación de hacienda en 1999 indican 27.946 cabezas (Churruarín, 2007), mientras que los guarismos de la última vacunación en diciembre de 2009 señalan la existencia de 100.000 cabezas.

El mismo proceso ocurre en los departamentos costeros de la provincia de Santa Fe, lindantes con el Río Paraná, con avances de la frontera agrícola resultando en preocupantes aumentos de la carga animal en ambientes frágiles, históricamente definidos como “marginales” (Combin *et al.*, 2010).

La práctica de la ganadería extensiva estacional (engorde de ganado) en pastizales naturales de valor forrajero alto o medio constituye la actividad preponderante en la zona de islas del valle de inundación del río Paraná. Estos pastizales cubren aproximadamente 1.500.000 has. del tramo medio del Paraná (Sabattini y Lallana, 2007). La importancia de la presencia de las vastas zonas con “praderas de herbáceas altas” (pajonales) se atribuye a la capacidad de acumular grandes cantidades de biomasa, no solo aérea, sino también a la elevada proporción que almacena en sus raíces y rizomas, siendo fundamental para la devolución de nutrientes al suelo por medio del proceso la descomposición (Vicari, 2011). Una parte mayoritaria de estos pastizales riparios consiste de los altos y densos pajonales de 'paja de techar', que pueden llegar a superar los 2 m de altura, pero normalmente son menores (Sabattini *et al.*, 1999). Esta especie es más conocida y citada en la literatura como *Panicum*

prionitis Nees, aunque recientemente se ha establecido que su nombre correcto es *Coleataenia prionitis* (Nees) Soreng (Soreng, 2010); sin embargo, a los fines prácticos del presente trabajo se mantendrá el uso de la nomenclatura tradicional.

Tradicionalmente los pajonales son quemados con el objetivo de mejorar su aprovechamiento por parte del ganado vacuno. La práctica del fuego en la época seca permite aumentar el espacio entre matas, favoreciendo un estrato bajo de especies cespitosas y Ciperáceas, que es aprovechado por el ganado. Kandus *et al.* (2006) destacan que el intenso pastoreo de la ganadería vacuna y los fuegos recurrentes promueven el reemplazo de especies, disminuyendo su número y aumentando la dominancia de algunas pocas gramíneas estoloníferas de porte rastrero (por ejemplo, especies de los géneros *Axonopus* y *Paspalum*). Sione *et al.* (2009) detallaron que las excesivas quemas en islas del valle de inundación del Río Paraná en el año 2008 afectaron principalmente a las unidades de vegetación de tipo herbáceo (dominadas en su mayoría por pajonales), que ocupan el 40 % del delta, y la superficie quemada fue del 80 % de estas comunidades (330.000 ha, aproximadamente).

El aumento en la presión antrópica sobre estos ambientes requiere indagar cuáles pueden ser las alternativas de manejo de los pajonales para un uso racional y sustentable de los mismos. Con el presente estudio se pretende contribuir a discriminar técnicas que optimicen el uso de los pajonales, que favorezcan la predominancia de especies de buena aptitud forrajera que se encuentran presentes en la comunidad bajo estudio, y de ese modo establecer nuevas alternativas de utilización de los extensos pajonales de 'paja de techar' (*P. prionitis*) para la producción de carne vacuna.

1.1 Características del ecosistema bajo estudio

La vegetación de pajonales del valle de inundación del Río Paraná, según Cabrera (1976), pertenece fitogeográficamente a la Provincia Chaqueña (Distrito Chaqueño Oriental), el cual se encuentra en la zona de influencia de los ríos Paraguay y Paraná. El área cubierta por estos pajonales tiene una fisonomía dominante de bosque bajo y abierto de 'espinillares'; (Franceschi *et al.*, 1985), con predominio de árboles esparcidos de los géneros *Prosopis* y *Acacia*, que alterna con abras cubiertas por pastizales cortos y pajonales en suelos inundables, próximos a los grandes ríos (Cabrera, 1976).

Los pajonales de *P. prionitis*, que usualmente ocupan ambientes húmedos, se caracterizan por poseer dos estratos: uno alto dominado por las matas de la especie dominante *P. prionitis*, y otro de bajo porte ubicado en el espacio entre las matas. La intermata suele presentar especies de varios géneros: *Paspalum*, *Phalaris*, *Polypogon*, *Cyperus*, *Eleocharis*, *Rhynchospora*, *Scirpus*, *Mimosa*, *Sesbania*, *Eryngium*, *Solanum*, *Eupatorium*, *Vernonia*, *Senecio* (Ragonese, 1967). Este tipo de vegetación es diferenciado fisonómicamente de otros de acuerdo a la altura de su estrato dominante por Sabbatini *et al.* (1999); los pajonales de *P. prionitis* suelen tener matas mayores a 1,5 metros de altura, y si su densidad es muy alta tienden a ser uniespecíficos. En islas del río Paraná de la provincia de Corrientes, Fontana (2008) describe a los pajonales como una comunidad herbácea dominada por *P. prionitis*, desarrollados sobre suelos pesados limo arcillosos, ubicados entre las zonas más elevadas de la costa (albardones externos) y lagunas internas. Forma matas muy densas en algunos sitios y dispersas en otros, entre las cuales puede crecer el pastizal de *Axonopus compressus*, y arbustales de ‘carpinchera’ (*Mimosa pigra*) como comunidades destacadas. Pratolongo (2003) estudió la productividad primaria neta en pajonales uniespecíficos de *Scirpus giganteus* en el Delta inferior, reportando valores de 18660 kg MS.ha⁻¹.año.

La ‘paja de techar’ *P. prionitis* es una gramínea perenne de crecimiento estival, cespitosa, robusta, dura y densa; de porte alto con hojas que poseen bordes cortantes, y floración estival. Se seca con las heladas invernales, permaneciendo en pie hasta la nueva temporada de crecimiento (Burkart, 1969). Marta (1983) describe a la planta como una mata con hojas rígidas, gruesas, ásperas; fuertemente enraizada con rizomas cortos y resistentes. La anatomía foliar, detallada por Burkart (1969), destaca la presencia de células cortas silíceas en la epidermis de la hoja que le confiere bordes muy filosos y cortantes. Los haces vasculares que recorren el interior de la lámina presentan un prolijo ordenamiento celular: externamente se encuentran formando la vaina parenquimática, luego la vaina mestomática y ambos contienen al xilema y floema, características éstas de las especies con metabolismo fotosintético C4 (Sánchez & Arriaga, 1990).

En islas situadas en el tramo medio de dicho río, Marchetti y Aceñolaza (2005) encuentran similitud con las descripciones anteriores en las distintas zonas en que fue detallada esta comunidad, y también destacan dos estratos de vegetación; uno herbáceo superior de hasta 3 m de altura y 70 % de cobertura formado por especies como la ‘paja de techar’ *P. prionitis*, la

‘carpinchera’ (*Mimosa* sp.) y ‘café de la isla’ (*Sesbania* sp.). El estrato inferior es de unos 50 cm de altura y 95% de cobertura, de mayor riqueza específica, formado por ‘gramilla’ (*Cynodon dactylon*), ‘pasto horqueta’ (*Paspalum* sp.), ‘cola de zorro’ (*Setaria parviflora*), *Paspalum simplex*, ‘verdolaga’ (*Ludwigia peploides*), ‘paragüita’ (*Cyperus entrerianus*) y *Carex bonariensis*. Por otra parte, Rossi *et al.* (2009) describen para el bajo delta bonaerense las mismas especies vegetales citadas por los autores anteriores y agregan otras como *Bromus catharticus*, *Trifolium repens*, *Medicago lupulina*, *Phalaris angusta* y *Glyceria multiflora*, consideradas por su valor nutritivo como excelentes forrajeras. También encuentra géneros de menor aptitud forrajera como *Cynodon dactylon* y *P. quadrifarium*, y baja presencia de especies tóxicas (*Solanum* sp. y *Xanthium* sp.).

Las cualidades forrajeras destacadas por Casermeiro y Spahn (1997) señalan que es una especie muy productiva en biomasa, pero de mala calidad y poco apetecida por la hacienda.

1.2 Disturbios y utilización de los pajonales

Grime (1979) define a los disturbios como todo mecanismo que limita la biomasa vegetal, causando su destrucción parcial o total, excluyendo a la muerte de tejidos por senescencia. Un ecosistema sin disturbio o por el contrario con excesivo nivel de disturbio puede provocar una reducción de la heterogeneidad del sistema, al ir en detrimento de su biodiversidad (Brambilla *et al.*, 2011).

Los disturbios frecuentes en esta comunidad son fuego y pastoreo y, en pajonales ubicados en islas del río Paraná, puede considerarse a las inundaciones como tal. Todos ellos tienen implicancias sobre la estructura y composición florística de la comunidad, por un determinado tiempo, que depende de la intensidad del disturbio. Franceschi (2005) señala que según sea el periodo que se encuentre el pajonal bajo agua (inundación ordinaria o extraordinaria; Lewis *et al.*, 1987), la regeneración se da a gran escala cubriendo la superficie rápidamente con propágulos de especies anuales, o perennes de ciclo corto, y luego evoluciona a pajonales recuperando así la identidad original (Franceschi, 2005), otorgándole de este modo alta resiliencia a la comunidad frente a disturbios (Franceschi y Lewis, 1991).

El fuego es considerado un factor ecológico muy importante en algunos pastizales y sabanas, dado que constituye un componente natural que generalmente mejora la productividad (Albute, 2009). En este sentido, Pizzio *et al.* (1997) mencionan al fuego como

un instrumento que podría mejorar la calidad de la dieta y aumentar la producción animal en pastizales naturales dominados por gramíneas que generan alta acumulación de biomasa.

Existe controversia respecto del uso del fuego en pastizales húmedos. Sabattini y Lallana (2007) sostienen que los incendios se usan como práctica de limpieza, llevada a cabo al final del invierno para favorecer el rejuvenecimiento de *P. prionitis*. No obstante, al permitir el ingreso de luz, se propicia el crecimiento de “enriedales” o “varillales” (*Solanum* sp.) y de otras especies vegetales de escaso valor forrajero, de modo que no se alcanza el objetivo que persigue dicha práctica porque se posibilita el ingreso de especies exóticas o perjudiciales.

En contraposición, Laterra (2003) sostiene que en pajonales húmedos manejados con quemas realizadas antes de la estación de crecimiento, se produce un incremento del contenido proteico de los rebrotes, se estimula el consumo y se aumenta la preferencia por la vegetación en sitios quemados por parte de los herbívoros.

Bissio y Luisoni (1989) encontraron que en los espartillares de *Spartina argentinensis* se obtenían mayores porcentajes de digestibilidad y de contenido de proteína en plantas sometidas a cortes. Similares resultados determinaron Garza *et al.* (1994) en espartillares de *S. spartinae*: aumentos en la calidad forrajera por mayores porcentajes de digestibilidad y proteína bruta, si se los manejaba con cortes periódicos a 10 cm de altura. En espartillares quemados, dominados por *Spartina argentinensis*, Feldman y Lewis (2005) establecieron que el efecto del fuego no es de larga duración; solo hay disminución temporal en la cobertura y abundancia de la especie dominante, lo que propicia un aumento de especies anuales acompañantes como consecuencia de la apertura del dosel para el establecimiento de dichas especies.

Actualmente el uso del fuego en pastizales naturales constituye una práctica ambientalmente objetable, debido a la liberación de CO₂ a la atmósfera. De esta manera es una técnica que se debería dejar de lado para atenuar el aumento en la concentración de gases de efecto invernadero (Figuroa Clemente y Redondo Gómez, 2007). Otros compuestos del humo producto de los incendios son vapor de agua, monóxido de carbono (que es tóxico) y materias en suspensión (hollín), que, por encima de ciertos límites no solo son desagradables, sino que son insalubres para los seres humanos (Feldman *et al.*, 2008). Estas consecuencias se manifestaron en las quemas del mes de abril y mayo de 2008 donde el humo impactó en los ecosistemas de las islas del delta del río Paraná y también en poblaciones locales (Stamati *et al.*, 2008).

Una estrategia para el mejoramiento de comunidades vegetales de bajo valor forrajero, como alternativa al uso del fuego, son los cortes mecánicos (siega) con el fin de mejorar el forraje disponible que generan los rebrotes de mayor calidad, además de lograr mayor participación relativa de especies deseables a lo largo del año en los espacios entre matas (Scheffer-Basso *et al.*, 2002). En el mismo sentido la defoliación de las plantas se considera a menudo beneficiosa en términos de aumento de la producción de materia seca en relación a los controles sin defoliar (Al-Tabini, 2004).

Por su parte, Heringer y Jacques (2002) encuentran una situación semejante entre la remoción que ejerce el fuego sobre la parte seca de la planta con el efecto del corte de pastizales, los cuales mejoran la calidad del forraje, contrariamente a lo que ocurre con la quema, porque reduce la cantidad de nutrientes disponibles, repercutiendo en la calidad (Jacques, 2003).

A su vez, Oyhamburú *et al.* (2008) trabajaron con una especie con metabolismo fotosintético C3 y crecimiento otoño-invernal, *Stipa charruana*, y lograron incrementos en la productividad otoñal del pastizal de la Pampa deprimida, con un corte en febrero.

Luisoni (2010) señaló que para mejorar el aprovechamiento en pajonales de *Sorghastrum setosum*, una especie C4, el corte es una alternativa que aumenta la accesibilidad e incrementar la receptividad ganadera de pajonales húmedos.

1.3 Objetivos

Objetivo general:

Contrastar alternativas de manejo de los pajonales de 'paja de techar' (*Panicum prionitis*) que afecten la producción de carne vacuna.

Objetivos específicos:

Examinar la composición botánica de la comunidad de *Panicum prionitis*.

Determinar la producción y calidad estacional de *Panicum prionitis* y de las especies del espacio entre matas.

1.4 Hipótesis

- 2- La quema y el corte de *Panicum prionitis* tendrán el mismo efecto sobre: (a) la estructura de la comunidad por cuanto las especies presentes en el espacio entre matas aumentarán su abundancia y biomasa; (b) la acumulación de biomasa y la calidad forrajera de dicha especie.
- 3- Las especies vegetales presentes en el espacio entre matas tienen mejor calidad forrajera que *P. prionitis*, por lo cual su aumento como respuesta al fuego o al corte mejorará la receptividad ganadera del pastizal.

2. MATERIAL y MÉTODOS

2.1 Materiales

- Localización y área experimental

El experimento se realizó en un pajonal dominado por *Panicum prionitis*, que se encuentra ubicado a 40 km al sur de la ciudad de Alejandra, Provincia de Santa Fe, Argentina (29° 9` S; 59° 9` W). El área experimental se encuentra en el valle de inundación del río Paraná, en el departamento San Javier de la provincia de Santa Fe, que es uno de los cuatro departamentos de la provincia que concentran el 63 % del stock bovino provincial, con una importante participación de la actividad de cría con baja adopción de tecnologías, que conlleva una deficiente utilización de los pastizales naturales, entre otras (Menichelli, 2012).

- Clima

El clima de la región es sub húmedo – húmedo, mesotermal con poca o ninguna deficiencia de agua (Mosconi *et al.*, 1981). La temperatura media anual es 20 °C. Los veranos son cálidos (temperaturas media y máxima absoluta para enero de 26.2 °C y 38.2 °C, respectivamente). Los inviernos son templados y el mes más frío es julio (temperaturas mínimas medias y mínimas absolutas: 8.4 °C y -0.6 °C, respectivamente, serie 1970-2012 EEA INTA Reconquista, 2013). El régimen de precipitaciones es monzónico con valores medios anuales de 1251.8 mm y más del 80 % se concentra entre los meses de octubre y abril (promedio período 1960-2012 EEA INTA Reconquista, 2013).

- Suelos

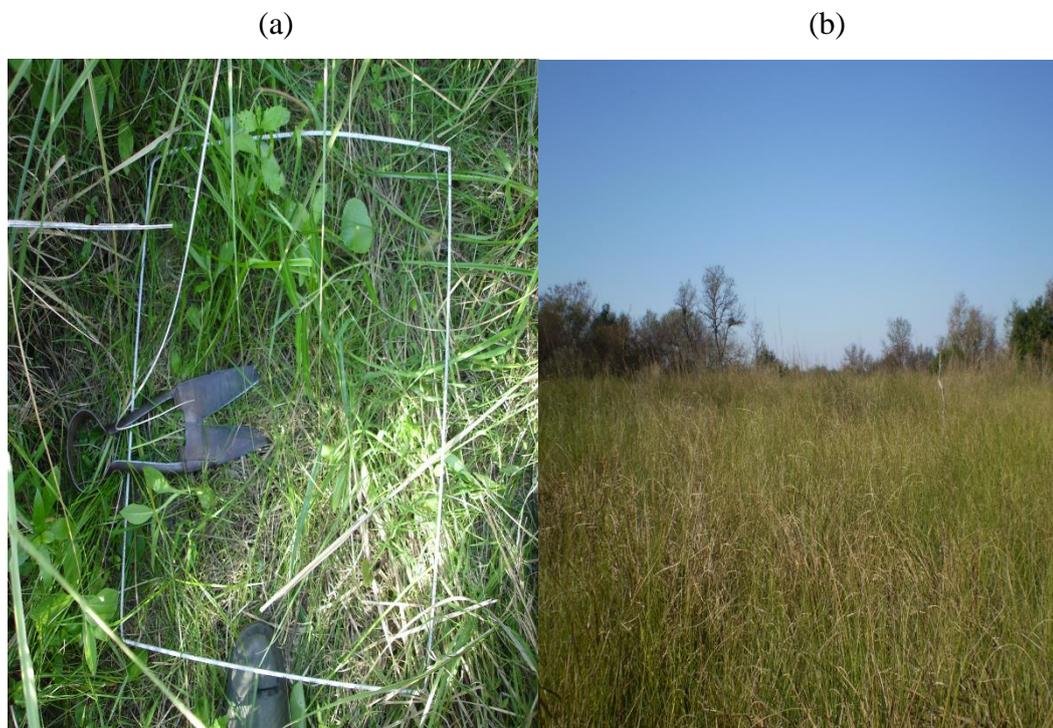
Los suelos corresponden al orden Alfisol, Gran Grupo Natracualf típicos (Soil Taxonomy, 1999); familia franco fina, mixta fuertemente alcalina y térmica, imperfectamente drenados a muy pobremente drenados, alcalinos en el subsuelo (Plan mapa de suelos INTA EEA Paraná, 1990). La serie de suelos es *Los Cerrillos* y presenta una secuencia de horizontes característicos: **E**, epipedón somero y claro, propio del proceso de eluviación, con un espesor de 9 cm; masivo y duro, con 45 % de limo y abundantes raíces con límite abrupto. Continúa en profundidad con un horizonte B textural (Bt) dividido en tres: **Bt1**, que se extiende de los 9

a 23 cm, con 28 % de arcilla, lo que lo hace plástico cuando se encuentra húmedo; **Bt2**, desde los 23 a los 60 cm, franco con 28.5 % de arcillas y pocas raíces; **Bt3**, desde los 60 a 85 cm, franco arcilloso con 34 % de arcilla, lo que le otorga la característica de ser adhesivo. Por último, desde los 85 a 110 cm de profundidad hay concreciones

- Vegetación

Al momento de iniciarse los trabajos experimentales no se contaba con una descripción acabada de esta comunidad específica. Se seleccionó un pajonal con dominancia de *P. prionitis*, que posee dos estratos: uno alto dominado por las matas de esta especie y otro de bajo porte, ubicado en el espacio entre las matas (Figura 1). La intermata presentaba varias especies de los géneros *Paspalum*, *Phalaris*, *Cyperus*, *Eleocharis*, *Rhynchospora*, *Scirpus*, *Sesbania*, *Eryngium*, *Solanum*, *Eupatorium* y *Vernonia*. La altura del estrato dominante era mayor a 1,5 metros de altura.

Figura 1: Fisonomía del área en estudio: (a) detalle de la intermata y (b) vista general de la comunidad de *Panicum prionitis*.



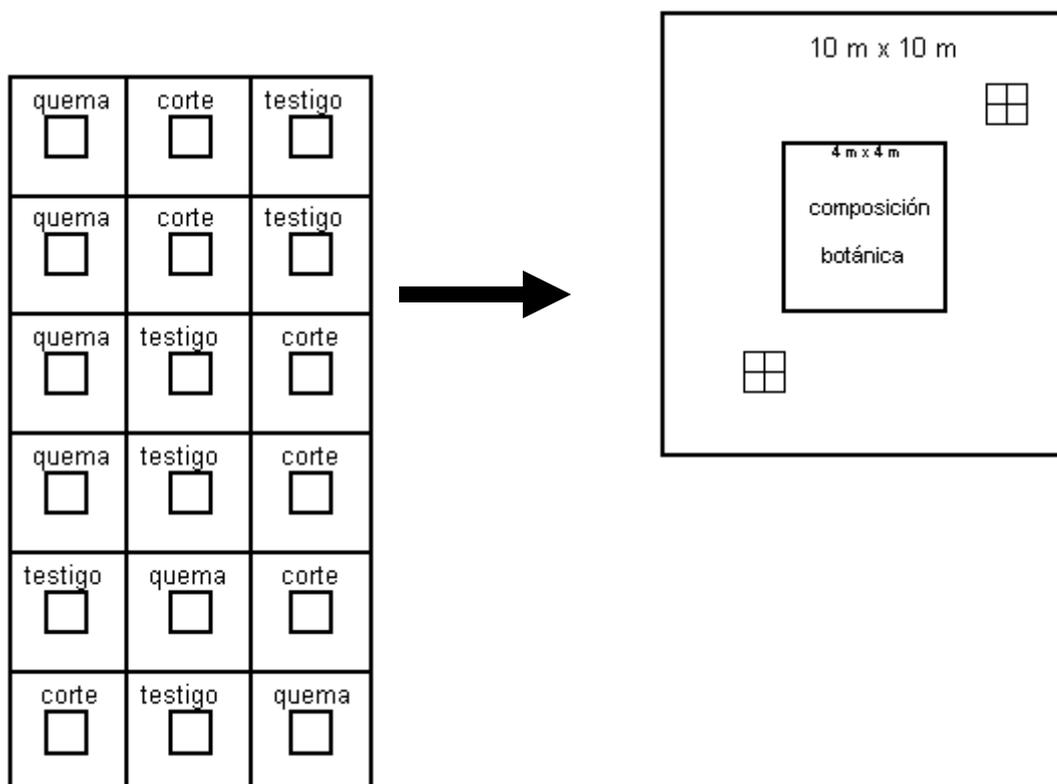
2.2 Métodos

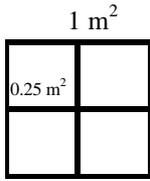
- Diseño experimental

El comienzo del experimento fue el 10 de octubre de 2011 y los tratamientos realizados fueron: (1) quema controlada; (2) corte, simulando una labor de una desmalezadora rotativa a una altura de 20 centímetros del nivel de suelo, utilizando una moto-guadaña marca Hecho SRM, sin remover la vegetación cortada de la parcela; y (3) testigo, sin ningún disturbio.

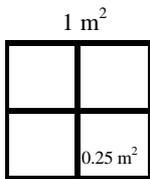
El diseño experimental utilizado fue bloques completamente aleatorizados ($n=6$) y la superficie de cada parcela, fue de 10 x 10 m (Figura 2). El predio experimental estuvo abierto a la fauna silvestre y con exclusión completa al pastoreo bovino desde 3 meses antes de iniciado el experimento.

Figura 2: Esquema general y detallado de las parcelas del experimento con los distintos tratamientos.





Parcela de 1 m² para la estimación de la biomasa de los rebrotes de *P. prionitis*. Parcelas de 0.25 m² para la estimación de la biomasa de la intermata. Periodo: octubre 2011 (inicio) – noviembre 2012.



Parcela de 0.25 m² para la estimación de la biomasa en intermata. Cambio aleatorio de muestreo (noviembre 2012).

- Caracterización inicial del sitio experimental

Régimen de precipitaciones

Se registraron las precipitaciones mensuales en el sitio experimental y se dispuso de los datos de precipitaciones del Observatorio Agrometeorológico de la EEA INTA Reconquista (2013).

En la Tabla 1 se presentan los datos correspondientes a las precipitaciones durante el período 1960-2012 y las registradas en el área experimental. El trimestre octubre-diciembre 2011 presentó menores precipitaciones que el promedio histórico y que el de 2012 para ese período del año. Igual tendencia se verificó durante el otoño de 2012, mientras que, por el contrario, los meses de octubre y diciembre de ese año registraron valores mayores (148 y 95 % de incremento, respectivamente).

Tabla 1: Promedio de precipitaciones histórico (1960-2012, EEA INTA Reconquista, Observatorio Agrometeorológico) y registradas en el sitio del experimento.

Meses	Promedio histórico		
	(1960-2012)	2011	2012
Enero	135	S/dato	38
Febrero	152,2	S/dato	178
Marzo	160,9	S/dato	163
Abril	146,1	S/dato	15
Mayo	60,8	S/dato	10
Junio	44,7	S/dato	5
Julio	32,3	S/dato	--
Agosto	28,9	S/dato	85
Septiembre	57,5	S/dato	17
Octubre	131,4	90	326
Noviembre	144,6	55	58
Diciembre	143,2	15	279
TOTAL	1251,8		1174

Propiedades químicas del suelo

Previo al inicio de los tratamientos (10 de octubre de 2011), se recolectaron 18 muestras compuestas de suelo (2 submuestras en cada parcela), de 0 a 20 cm de profundidad en los distintos tratamientos. Las muestras se analizaron en la Cámara Arbitral de Cereales de Entre Ríos y las variables analizadas fueron: fósforo extractable (ppm), materia orgánica (% MO), pH y nitratos (ppm), calcio (Ca^{++} mg \times 100 g suelo⁻¹), magnesio (Mg^{++} mg \times 100 g suelo⁻¹), potasio (K^+ mg \times 100 g suelo⁻¹), sodio (Na^+ mg \times 100 g suelo⁻¹) y por último la capacidad de intercambio catiónico (CIC, meq \times 100 g suelo⁻¹). La metodología utilizada para cada variable fue:

- Fósforo: se utilizó el método de Bray y Kurtz (1945) modificado, tomando 2,5 g de muestra y 20 ml de solución extractiva (relación 1:8) fluoruro de amonio y ácido clorhídrico durante 5 minutos de agitación; por último se determinó el P extractado de la muestra.
- Materia orgánica: método de Walkley y Black, modificado (IRAM – SAGP y A 29571-2). Se molió la muestra de suelo y se pasa por tamiz de 0.5 mm, luego se determinó el carbono

oxidable por medio de reacciones de óxido - reducción mediante el uso de soluciones ácidas a escala semi-micro (Carreira, 2011).

- pH: se estabilizó una solución de suelo y agua (relación 1:2,5) y se midió en el líquido sobrenadante con peachímetro, marca Hanna, precisión ± 0.001 unidades de pH a 20 °C.

- Nitratos en muestra húmeda: la extracción se realizó en una muestra de 40 g de suelo húmedo con una solución extractora de sulfato de cobre. Se tomó una alícuota y calentó en baño María acondicionado con catalizador y sulfato de hidrazina. Posteriormente se enfrió y la reacción se determina en espectrofotómetro.

Biomasa inicial

En cada parcela de 100 m² (n=18) se contaron las matas de *Panicum prionitis* y se lo expresó como n° matas. m⁻². Se determinó la biomasa, discriminando entre matas y especies de la intermata, calculando los respectivos porcentajes. Las muestras de 1 m² se ubicaron al azar, dentro de cada parcela de 100 m². Para determinar disponibilidad (kg MS. ha⁻¹) de *P. prionitis*, se usó el cuadro de 1 m², mientras que para las especies ubicadas en los espacios intermata se cortaron, dentro del anterior, dos muestras de 0.25 m². El material cortado se secó en estufa a 55 °C, hasta peso constante y se determinó el peso seco con balanza Moretti, modelo MM-2000 capacidad 2000 g, precisión ± 1 g.

- Tratamiento fuego (quemadas controladas)

Se realizaron fuegos en retroceso (es decir, aquél que avanza en contra de la dirección del viento), que se recomienda cuando hay gran cantidad acumulada de biomasa combustible, consume lentamente el oxígeno y permite mejor control del frente de avance (Rodríguez *et al.*, 2002). Cada parcela estuvo delimitada por cortafuegos de 1 m de ancho, para evitar la propagación descontrolada del fuego. Las 6 parcelas se quemaron el día 10 de octubre de 2011, entre las 11 y 17 horas y se registraron condiciones meteorológicas (temperatura, humedad relativa ambiente y dirección y velocidad del viento). Se determinó:

Carga de combustible e intensidad de fuego: Se estimó la cantidad de combustible fino (kg MS. ha⁻¹) a partir del peso del material vegetal (verde) y mantillo (seco) cosechado en marcos de 0.25 m² (n=2) mediante recolección y posterior secado a estufa durante 48 horas.

La intensidad de fuego se determinó según Zárate y Kunst (2008): se registraron visualmente 3 alturas de llamas, para cada parcela quemada y se promediaron. Se aplicó la siguiente fórmula:

$$I (\text{kW.m}^{-1}) = 259.83 \times LL^{2.714}$$

donde:

I = kilowatt por metro (kW.m^{-1})

LL = largo de llama, en metros (m)

Se realizó una prueba de inferencia basada en una muestra, t de Student (alfa = 0.05), para comparar los resultados, bajo el supuesto de igualdad de las intensidades medias registradas en las distintas parcelas, software Infostat, versión 2011 (Di Rienzo *et al.*, 2011).

Temperatura del suelo: Se midió la temperatura del suelo a tres profundidades distintas: 1; 3 y 5 cm, en las parcelas quemadas, inmediatamente después de apagado el fuego (t 0), a los 10 minutos (t 10) y a los 30 minutos (t 30). Se utilizó un termómetro digital, marca Luft, con espiga de acero y con un rango de medición entre -50 a 150 °C, con precisión $\pm 1^\circ\text{C}$ entre los -20°C y los 120°C. Las temperaturas registradas se graficaron utilizando un gráfico de cajas (box plot), indicando mediana, percentiles 25/75 y rango total de temperaturas, software Infostat, versión 2011 (Di Rienzo *et al.*, 2011).

2.3 Efecto de los disturbios sobre las propiedades químicas del suelo

El 30 de diciembre de 2011 (fecha 1) y el 1° de noviembre de 2012 (fecha 2) se tomaron muestras de suelo y se determinaron fósforo extractable (ppm), materia orgánica (%), pH en agua y nitratos (ppm).

Los resultados de los análisis químicos se analizaron utilizando modelos mixtos para medidas repetidas en el tiempo, software Infostat, versión 2011 (Di Rienzo *et al.*, 2011). El nivel de significancia se fijó en 0.05. El modelo estadístico utilizado para cada una de las variables químicas del suelo analizadas fue:

$$Y_{ijkl} = \text{media general} + \text{bloque } i + \text{tratamiento } j + \text{Tiempo } k + \text{Tratamiento } j \times \text{Tiempo } k + e_{ijk}.$$

Son 3 efectos: i, j, k para la unidad experimental l.

Donde:

Y_{ijkl} = variable dependiente (ppm de fósforo, % de materia orgánica, ppm de nitratos y pH);

\bar{y} = media de la variable dependiente;

b_i = efecto fijo del i ésimo bloque;

t_j = efecto fijo del j ésimo tratamiento;

k = efecto fijo del k ésimo tiempo medido;

$t_j:k$ = interacción de los factores tratamiento y tiempo;

e_{ijk} = error experimental.

2.4 Efecto de los disturbios a nivel comunidad

- Descripción inicial de la comunidad

Previo al inicio del experimento, se realizó un censo de la vegetación en parcelas 4 x 4 m ubicadas al azar (n= 18), registrando la abundancia-cobertura (Braun Blanquet, 1979) de las especies presentes. Se recogieron ejemplares a campo para su determinación en la cátedra de Botánica de la Facultad de Ciencias Agrarias, UNR, siguiendo la nomenclatura de Pensiero *et al.* (2006).

Se determinó la constancia de las especies, en función del porcentaje del total de censos en los que estaban presentes y se les asignó a una clase de constancia (escala I a V). Asimismo, se registró de la bibliografía las características más relevantes de las especies presentes (tipo de metabolismo fotosintético, C3 o C4; tipo de reproducción, sexual o asexual o ambas; ciclo de vida, anual, bianual o perenne; hábito de crecimiento: cespitosa, erecta, estolonífera, palustre, postrada, rastrera).

- Censos y análisis posteriores

El 30 de diciembre de 2011 y el 1º de noviembre de 2012 se realizaron censos de vegetación en cada una de las parcelas (n=18), en el área central de 4 × 4 m, para evitar efecto borde. Al igual que en la caracterización inicial de la comunidad, se determinó la constancia de las especies, en función del porcentaje del total de censos en los que estaban presentes y se

les asignó a una clase de constancia (escala I a V). Se buscó en la bibliografía las características más relevantes de las especies que no hubieran sido inicialmente censadas.

Con la información recolectada en las dos fechas, se confeccionaron sendas matrices de parcelas por especies, las cuales se analizaron con métodos multivariados utilizando el programa PC Ord (McCune y Mefford, 1999), reemplazando los datos de abundancia-cobertura de Braun Blanquet, por la escala de van der Maarel (1979).

Se realizaron los siguientes análisis:

- Análisis de componentes principales (PCA) *principal component analysis*, por su nombre en inglés: se usó una matriz de varianza-covarianza, con el objeto de establecer la estructura general de los datos, de manera tal de visualizar si se ubican al azar en el plano determinado por los primeros ejes o si es observable alguna tendencia. Esto permite maximizar diferencias entre variables y agrupar las parcelas de cada tratamiento de manera tal que las diferencias entre los grupos sean máximas;
- Procedimiento de permutación de respuestas múltiples (MRPP) *multiple response permutation procedure*, por su nombre en inglés, (Zimmermann *et al.*, 1985): se usó la distancia euclídea y el cociente $n/\sum n$ para ponderar los grupos. Este último análisis es similar a un test *t* o una *F*, sin depender de los supuestos de normalidad u homogeneidad de las variancias.
- Test de Friedman (1937): método adecuado para diseños en bloques completos aleatorizados, sin la necesidad de verificar el cumplimiento del supuesto de normalidad (Balzarini *et al.*, 2008), comparando valores de diversidad (índice de Shannon, $H' = -\sum P_i \times \log P_i$, donde P_i es la probabilidad de aparición de la *i*-ésima especie en cada parcela; Shannon, 1948); riqueza (S, número de especies) y equitatividad ($E = H'/\ln S$), para cada tratamiento y fecha de muestreo.

2.5 Efecto de los disturbios sobre la acumulación de biomasa

Se determinó la producción de biomasa en las siguientes fechas: 30 de diciembre de 2011 (fecha 1), 22 de marzo (fecha 2), 25 de junio (fecha 3) y 1° de noviembre de 2012 (fecha 4). El peso seco se determinó usando el mismo criterio que para biomasa inicial y los datos se expresaron como Kg MS. ha⁻¹.año⁻¹.

Los resultados de las cosechas de biomasa (fechas individuales y biomasa total acumulada) se analizaron utilizando modelos mixtos para medidas repetidas en el tiempo. El nivel de significancia estadística se fijó en 0.05. El modelo estadístico utilizado para el análisis de los datos de las porciones cosechadas de los rebrotes de mata, intermata y total (rebrote de mata + intermata) fue:

$$Y_{ijk} = \text{media general} + \text{bloque } i + \text{tratamiento } j + \text{tiempo } k + \text{tratamiento } j \times \text{tiempo } k + e_{ijk}$$

Son 3 efectos: i, j, k para la unidad experimental 1.

Donde:

Y_{ijkl} = variable dependiente (biomasa, kg MS.ha⁻¹.año⁻¹);

media general = media de la variable dependiente;

bloque i = efecto fijo del i ésimo bloque;

tratamiento j = efecto fijo del j ésimo tratamiento;

tiempo k = efecto fijo del k ésimo tiempo medido;

tratamiento j: tiempo k (interacción de los factores tratamiento y tiempo);

e_{ijk} = error residual.

Al año de iniciado el experimento (1º noviembre de 2012), se cosecharon parcelas de 1 m² de manera de determinar el material acumulado durante el año para cada tratamiento, discriminando rebrote de matas, intermata y la suma de estos componentes (biomasa total). Para establecer si existen diferencias significativas entre la producción de biomasa de una sola cosecha anual o el acumulado de cortes trimestrales, se realizó un ANOVA con un nivel de significancia estadístico de 0.05 con la biomasa total (suma del rebrote de mata y la biomasa de la intermata) como la variable dependiente, para los tratamientos quema, corte y testigo.

2.6 Efecto de los disturbios sobre la calidad forrajera.

Del material extraído para la estimación de productividad, se extrajo una alícuota para realizar análisis de la calidad nutritiva de la biomasa del rebrote de mata e intermata, para cada una de las fechas mencionadas para los tres tratamientos. Los componentes analizados

fueron: fibra detergente neutro (% FDN), fibra detergente ácido (% FDA) que permite estimar la digestibilidad; contenido de cenizas (%) y proteína bruta (% PB).

- Determinación del contenido de fibra detergente neutro (FDN):

Se utilizó el método de Goering & Van Soest (1970) que emplea una solución de detergente neutro para separar las pectinas de la pared y los contenidos celulares (proteínas, azúcares y lípidos, ambas fácilmente digestibles), el residuo insoluble representa el contenido de pared celular (celulosa, hemicelulosa y lignina). Esta porción del alimento, está inversamente relacionada con el consumo voluntario de materia seca (Gaggiotti *et al.*, 2008) y se expresa en % del peso seco, obtenido en estufa a 60 °C.

- Determinación del contenido de fibra detergente ácido (FDA) y digestibilidad (D):

Para disolver los componentes celulares solubles y la hemicelulosa se utilizó una solución detergente ácida, con lo que resulta un residuo formado por celulosa, lignina y proteínas ligadas a estas dos porciones, que recibe el nombre de fibra detergente ácido que está correlacionada inversamente con la digestibilidad del forraje (Gaggiotti *et al.*, 2008) y se expresa en % del peso seco, obtenido en estufa a 60 °C. Con el valor de FDA, se estimó la digestibilidad (% D), según Ustarroz *et al.*, (1997).

$$\% D = 88.9 - [(0.779 \cdot (\% FDA))]$$

- Determinación de proteína bruta (% PB):

Se basó en el método de Kjeldhal, que determina el contenido total de nitrógeno, se multiplica por el factor 6,25 (AOAC, 1984) y se expresa en % del peso seco, obtenido en estufa a 60°C.

- Determinación del porcentaje de cenizas:

Se obtuvo mediante el pesado del residuo de calcinación a 480 °C, en relación al peso seco.

La información provista por los procedimientos analíticos de composición química y la estimación del % D del forraje se analizaron estadísticamente utilizando modelos lineales generales y mixtos, software Infostat, versión 2011 (Di Rienzo, *et al.* 2011). El nivel de significancia se fijó en 0.05. El modelo estadístico utilizado para cada una de las variables

analizadas fue:

$$Y_{ijk} = \text{media general} + \text{bloque } i + \text{tratamiento } j + \text{Tiempo } k + \text{porción } l + \text{Tratamiento } j \times \text{Tiempo } k \times \text{porción } l + e_{ijkl}.$$

Son 4 efectos: i, j, k, l para la unidad experimental l .

Donde:

Y_{ijkl} = variable dependiente (% FDN, %FDA, % cenizas, % D y % de PB);

media general = media de la variable dependiente;

bloque i = efecto fijo del i ésimo bloque;

tratamiento j = efecto fijo del j ésimo tratamiento;

Tiempo k = efecto fijo del k ésimo tiempo medido;

Porción l = efecto fijo de la l ésima porción medida;

Tratamiento j : Tiempo k : porción l = interacción doble de los factores tratamiento y tiempo y porción (rebrotos de mata e intermata);

e_{ijk} = error experimental.

Cabe señalar que en este análisis de calidad forrajera se compararon en forma conjunta los dos tipos de biomasa, mata e intermata, puesto que su resultado era relevante desde el objetivo de esta Tesis.

3. RESULTADOS

3.1 Caracterización inicial del sitio experimental

- Características químicas del suelo

La Tabla 2 refleja valores de los principales parámetros químicos del suelo analizados en los primeros 20 cm del perfil. Según Conti (2000), el contenido de materia orgánica (% MO) que posee se encuentra en valores medios (2-4%). El pH=5.71 se ubica en la zona moderadamente ácida, valor a partir del cual existe máxima disponibilidad de nutrientes sin la existencia de complejos insolubles, especialmente de fósforo (P). El sodio (% Na⁺) presente en el complejo de cambio del horizonte superficial es de 3.64 %, valor que puede incrementarse a medida que descendemos en el perfil, característica sobresaliente de los Natracualfes típicos, gran grupo al cual pertenece el suelo bajo estudio. Los tenores de fósforo extractable se encuentran en valores muy bajos, mientras que la capacidad de intercambio catiónico (CIC) es intermedia.

Tabla 2: Características químicas del suelo.

% materia orgánica	2,44
Nitratos (ppm)	5,53
pH	5,71
P (ppm)	7,09
Ca (mg.100 g ⁻¹ suelo)	103,3
Mg (mg.100 g ⁻¹ suelo)	16,23
CIC (meq.100g ⁻¹ suelo)	16,54
Na (mg.100 g ⁻¹ suelo)	13,87
K (mg.100 g ⁻¹ suelo)	30
%Na / CIC	3,64

- Biomasa inicial

El área experimental presentó una densidad de 5.06 matas de *P. prionitis*.m². La biomasa acumulada correspondiente a matas fue de 16254.2 y la de intermata, 516.4 kg MS.ha⁻¹. El 96.9% de la biomasa presente en las parcelas correspondió a las matas de *P. prionitis* y el 3.1% a las especies presentes en la intermata.

3.2 Tratamiento fuego (incendio experimental)

Las 6 parcelas se quemaron el día 10 de octubre de 2011. Los fuegos se realizaron uno por vez, para evitar que escapara de control. Las parcelas que fueron quemadas entre las 15 y 16 horas, fueron las que más rápido extinguieron el material combustible y las llamas avanzaron más rápidamente en comparación con las restantes. Esto coincidió con las mayores temperaturas ambientales registradas durante el experimento (Tabla 3).

Tabla 3: Condiciones meteorológicas durante el período en que se realizaron los incendios experimentales: temperatura, humedad y viento (velocidad y dirección).

Hora	Estado del tiempo	Temperatura (°C)	Humedad (%)	Viento	
				Dirección	Velocidad (Km h ⁻¹)
11	parcialmente nublado	19.7	68	Este	9
12	parcialmente nublado	20.9	65	Sudeste	9
13	parcialmente nublado	21.8	64	Sur	9
14	parcialmente nublado	22.9	59	Sur	4
15	parcialmente nublado	23.8	60	Sur	9
16	parcialmente nublado	24	53	Este	6
17	parcialmente nublado	23.7	59	Sudeste	11

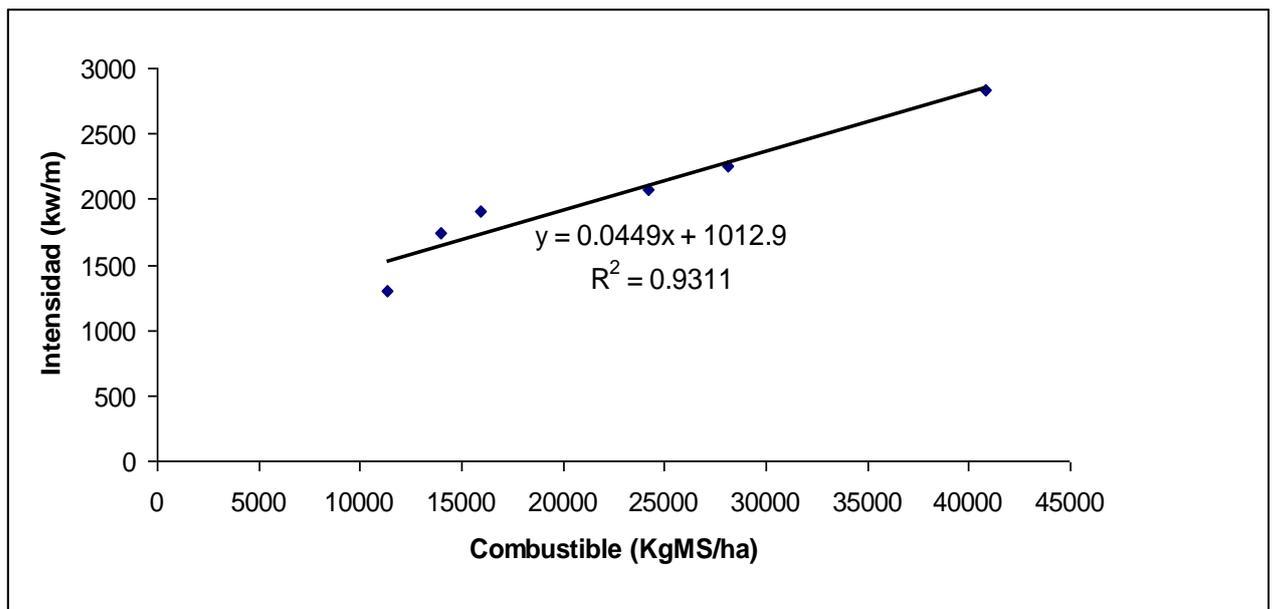
- Carga de combustible e intensidad del fuego

La determinación visual de las alturas de llama (Figura 3), permitió conocer las intensidades del fuego, que no fueron iguales en las distintas parcelas (t de Student, $p=0.0002$), detectándose una relación lineal entre el combustible presente y la intensidad del fuego. La carga de combustible (kg MS.ha⁻¹) mostró una alta correlación con la intensidad del fuego en las diferentes parcelas (Figura 4).

Figura 3: Largo de llama registrado en la parcela Q (quemada)



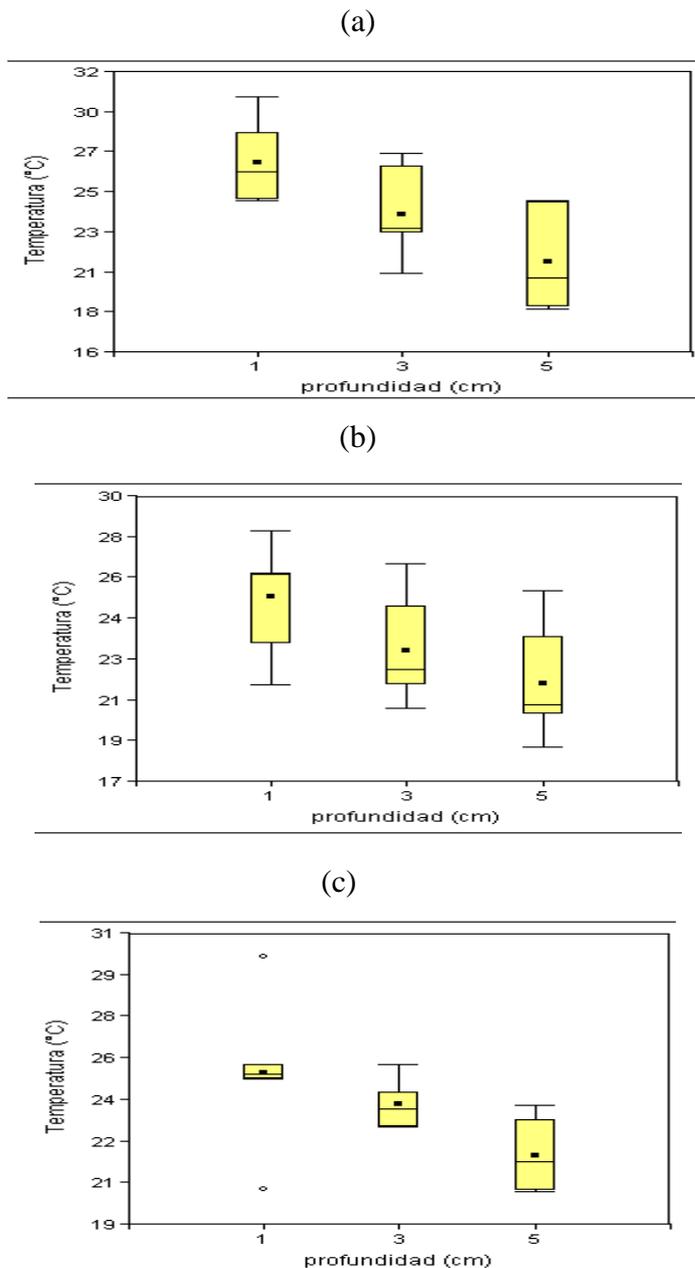
Figura 4: Intensidad de fuego ($\text{kW}\cdot\text{m}^{-1}$) en función del combustible disponible ($\text{kg MS}\cdot\text{ha}^{-1}$).



- Temperatura del suelo:

Las temperaturas del suelo, en superficie y en profundidad, si bien tuvieron valores superiores a los de la temperatura del aire, nunca estuvieron por encima de valores que puedan llegar a afectar a procesos biológicos, tal como se presenta en la Figura 5.

Figura 5: Temperaturas del suelo registradas a tiempo 0 (a), 10 (b) y 30 (c) minutos después de apagado el fuego en las parcelas experimentales, a 1; 3 y 5 cm de profundidad. Las cajas incluyen los valores dentro de los percentiles 25/75 y las barras los valores extremos.

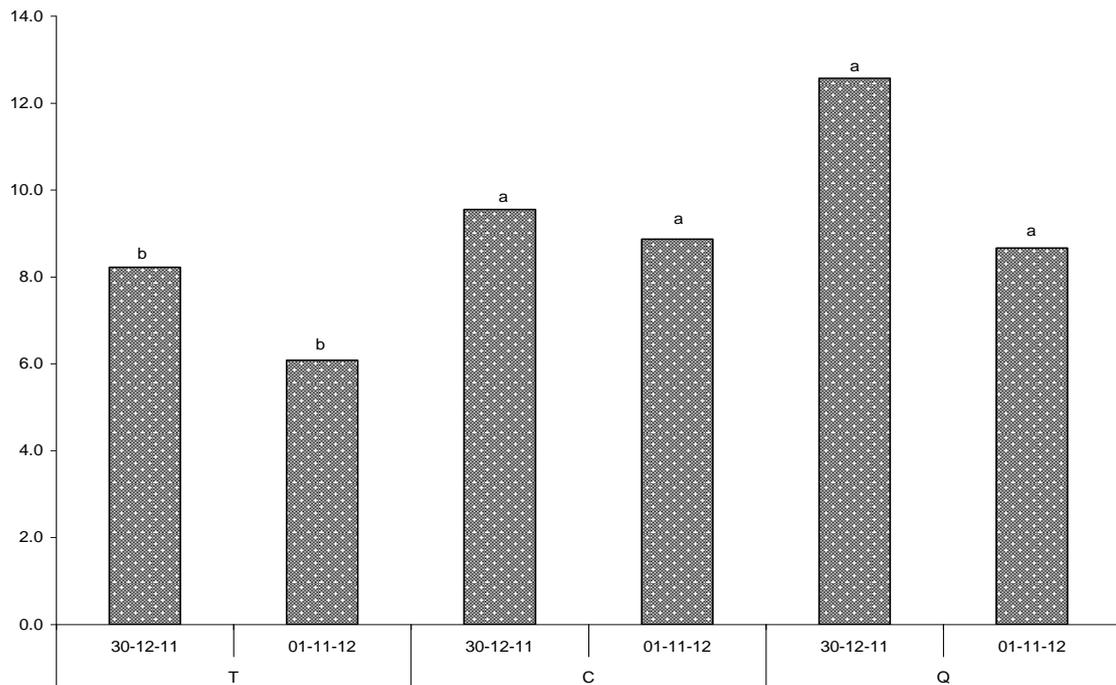


3.3 Efecto de los disturbios sobre las características químicas del suelo

Fósforo (ppm)

Los porcentajes de fósforo difirieron entre tratamientos ($p = 0.0007$). Luego de realizados los disturbios (quema y corte) se incrementó la concentración de P disponible, ascendiendo a valores promedio de 12.57 y 9.55 ppm respectivamente para esos tratamientos, siendo las diferencias estadísticamente significativas solo con respecto al testigo. Poco más de un año más tarde, la concentración de P descendió en todos los tratamientos, manteniéndose las diferencias significativas entre las parcelas tratadas y las parcelas testigo (Figura 6).

Figura 6: Cambios en la concentración de fósforo (ppm) disponible en el suelo en los distintos tratamientos (parcelas T, testigo; C, cortadas y Q, quemadas). Letras iguales indican valores que no son significativamente diferentes ($p < 0.05$).



Materia orgánica (MO)

En la primer fecha analizada no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos ni en la interacción tiempo \times tratamiento, aunque las parcelas quemadas presentaron mayor % MO (2.84), comparado con los tratamientos corte y testigo (2.54 y 2.23 %, respectivamente). La segunda fecha tampoco presentó diferencias estadísticas entre tratamientos, aunque los tenores de MO descendieron en la quema y el corte (2.36 y 2.17 %, respectivamente).

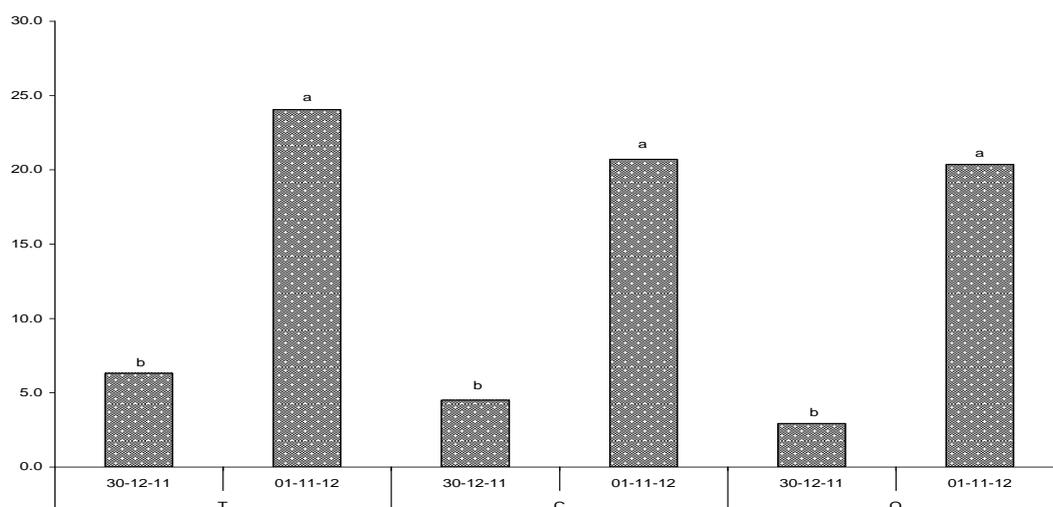
pH

El pH presentó fluctuaciones no significativas en los distintos tratamientos y en las diferentes fechas medidas, en un rango comprendido entre 5.52 y 5.65.

Nitratos

No se detectaron diferencias atribuibles a los tratamientos, sino entre fechas (Figura 7). En la primera fecha, 30 de diciembre de 2011, la concentración de nitratos fue muy baja (6.3; 4.5 y 2.9 para los tratamientos testigo, corte y quema, respectivamente), incrementándose en todos los tratamientos al finalizar el experimento.

Figura 7: Cambios en la concentración de nitratos (ppm) disponible en el suelo en los distintos tratamientos (parcelas T, testigo; C, cortadas y Q, quemadas y). Letras iguales indican valores que no son significativamente diferentes ($p < 0.05$).



3.4 Efecto de los disturbios a nivel comunidad

- Descripción inicial de la comunidad

Inicialmente se censaron 37 especies: 22 latifoliadas (59.5 %) y 15 graminiformes (40.5%) (Tabla 4). La cobertura fue 90-100%, siendo *Panicum prionitis* la especie dominante. Las especies más constantes, con valores sensiblemente menores a *P. prionitis*, fueron: *Cynodon dactylon*, *Echinodorus grandiflorus*, *Oxalis corniculata*, y *Paspalum plicatulum*, todas ellas con baja cobertura. Todas estas especies son perennes y nativas, con excepción de *C. dactylon* que es exótica y posee la capacidad de establecerse en ambientes disturbados, donde desplaza a las especies nativas. Las Ciperáceas de esta comunidad son especies nativas y perennes, tales como: *Cyperus entrerianus*, *Fimbristylis squarrosa*, *Rhynchospora corymbosa* y *Eleocharis montana* y las Fabáceas, *Desmodium incanum*, *Dolichopsis paraguariensis* y *Mimosa strigillosa*, nativas y perennes con baja constancia inicial. Asteráceas es otra de las familia botánicas que aportó un importante número de especies (cinco, inicialmente), pero con baja constancia, excepto *Mikania cordifolia*.

La información que arrojó el censo inicial en las parcelas para los índices de riqueza (S), equitatividad (E), y diversidad (H'), fue de 8.2; 0.859 y 1.774, respectivamente (n = 18).

Tabla 4: Pajonal de *P. prionitis*: especies presentes en la comunidad inicial y sus cambios en las parcelas experimentales (T: testigo, C: corte y Q: quema) en las distintas fechas (escala de constancia: I: 1-20%; II: 20.1-40%; III: 40.1-60%; IV: 60.1-80% y V: 80.1-100% de presencia).

Especies	Situación	30-12-11			1-12-12		
	Inicial	T	C	Q	T	C	Q
<i>Panicum prionitis</i>	V _{4.8}	V _{4.5}	V _{3.0}	V _{2.8}	V ₅	V _{4.5}	V _{3.7}
<i>Cynodon dactylon</i>	III _{0.7}	I _{0.7}	I _{0.3}	II _{2.1}	I _{0.3}	I _{0.7}	I _{1.0}
<i>Echinodorus grandiflorus</i>	III _{0.4}	I _{0.5}	I _{0.3}				
<i>Oxalis corniculata</i>	III _{0.5}		I _{0.2}	I _{0.2}	I _{0.3}	I _{0.3}	I _{0.3}
<i>Paspalum plicatulum</i>	III _{0.4}		II _{0.5}	II _{1.0}	I _{0.2}	I _{1.0}	I _{1.3}
<i>Althernanthera philoxeroides</i>	II _{0.2}	I _{0.2}	I _{0.3}		II _{0.7}	II _{1.2}	I _{0.7}
<i>Chascolytrum uniolae</i>	II _{0.5}						
<i>Eleocharis montana</i>	II _{0.2}						
<i>Hyptis lappacea</i>	II _{0.4}	I _{0.2}	I _{0.3}	I _{0.3}	I _{0.2}	I _{0.2}	I _{0.3}
<i>Mikania cordifolia</i>	II _{0.4}	I _{0.2}	I _{0.2}			I _{0.2}	
<i>Polygonum acuminatum</i>	II _{0.3}	I _{0.3}	I _{0.3}	I _{0.2}	II _{0.8}	I _{0.3}	I _{0.3}
<i>Polygonum convulvulus</i>	I _{0.2}			I _{0.2}			
<i>Setaria parviflora</i>	II _{0.3}	I _{0.3}	I _{0.5}	I _{0.2}			I _{0.5}
<i>Aspilia montevidensis</i>	I _{0.1}						
<i>Chascolytrum subaristata</i>	I _{0.1}		I _{0.2}	I _{0.2}		I _{0.5}	I _{0.2}
<i>Chenopodium ambrosioides</i>	I _{0.2}		I _{0.5}				
<i>Conyza bonariensis</i>	I _{0.1}		I _{0.2}				
<i>Cuphea glutinosa</i>	I _{0.1}	I _{0.3}			I _{0.2}		I _{0.2}
<i>Cyperus entrerianus</i>	I _{0.3}	I _{0.2}	I _{0.2}	II _{0.7}	I _{0.2}	I _{0.3}	II _{0.8}
<i>Desmodium incanum</i>	I _{0.2}		I _{0.3}			I _{0.2}	
<i>Dolichopsis paraguariensis</i>	I _{0.1}						
<i>Eragrostis lugens</i>	I _{0.1}						
<i>Eryngium ebracteatum</i>	I _{0.1}		I _{0.2}	I _{0.3}		I _{0.3}	II _{1.0}
<i>Fimbristylis squarrosa</i>	I _{0.2}	I _{0.3}		I _{0.7}	I _{0.3}	I _{0.2}	
<i>Acroceras zizanioides aff.</i>	I _{0.2}						
<i>Gamochoaeta spicata</i>	I _{0.1}						
<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	I _{0.2}					I _{0.5}	
<i>Ludwigia peploides</i>	I _{0.2}			I _{0.2}			
<i>Mimosa strigillosa</i>	I _{0.1}	I _{0.2}		I _{0.2}		I _{0.2}	I _{0.7}
<i>Paspalum intermedium</i>	I _{0.1}	I _{0.5}	I _{0.3}	II _{1.2}	I _{0.3}	I _{0.5}	I _{1.2}
<i>Paspalum urvillei</i>	I _{0.2}		II _{1.2}	I _{0.2}	I _{0.3}	I _{1.2}	
<i>Phalaris angusta</i>	I _{0.1}				I _{0.7}	I _{0.8}	I _{1.2}
<i>Pteris tremula</i>	I _{0.2}				I _{0.2}		

continua

<i>Rhynchospora corymbosa</i>	I _{0.1}		I _{0.2}		I _{0.2}	I _{0.2}	I _{0.2}
<i>Solanum glaucophilum</i>	I _{0.1}				I _{0.2}	I _{0.2}	
<i>Stellaria media</i>	I _{0.1}						
<i>Xanthium spinosum</i>	I _{0.1}			I _{0.2}			I _{0.2}
<i>Acmella decumbens</i>		I _{0.2}					
<i>Baccharis trimera</i>					II _{0.5}	I _{0.3}	
<i>Bothriochloa longipaniculata</i>			I _{0.2}			I _{0.2}	I _{0.2}
<i>Bromus catharticus</i>		I _{0.2}				I _{0.3}	
<i>Convolvulus arvensis</i>					I _{0.2}	I _{0.2}	I _{0.2}
<i>Cyperus sp.</i>				I _{0.2}	I _{0.2}	I _{0.2}	
<i>Desmanthus virgatus</i>			I _{0.2}			I _{0.3}	I _{0.3}
<i>Deyeuxia viridiflavescens</i>				I _{0.2}	I _{0.3}	I _{0.5}	I _{0.5}
<i>Echinochloa colonum</i>						I _{0.2}	
<i>Eleocharis elegans</i>		I _{0.2}	I _{0.2}		I _{0.2}		
<i>Eupatorium cf. arnottianum</i>		I _{0.2}			I _{0.7}	I _{0.3}	I _{0.3}
<i>Eupatorium lanigerum</i>		I _{0.2}				I _{0.2}	I _{0.3}
<i>Eupatorium macrocephalum</i>			I _{0.2}		I _{0.5}		I _{0.2}
<i>Leersia hexandra</i>		I _{0.2}		I _{0.3}			
<i>Hermathria altissima</i>				I _{0.2}			
<i>Justicia cf. leavilinguis</i>		I _{0.3}	I _{0.3}				
<i>Lamium amplexicaule</i>						I _{0.3}	I _{0.2}
<i>Mikania periplocifolia</i>	I _{0.3}	I _{0.2}	I _{0.2}			I _{0.2}	
<i>Parietaria debilis</i>						I _{0.3}	
<i>Phyla nodiflora</i>							I _{0.2}
<i>Poa annua</i>					I _{0.2}	II _{1.3}	II _{1.5}
<i>Sacciolepis vilvoides</i>		I _{0.3}	I _{0.2}	I _{0.2}			
<i>Schoenoplectus californicus</i>							I _{0.2}
<i>Sida rhombifolia</i>			I _{0.2}	I _{0.2}			
<i>Vernonia glabrata var. angustifolia</i>				I _{0.3}	I _{0.2}	I _{0.3}	
<i>Nierembergia aristata</i>						I _{0.2}	I _{0.3}
<i>Sisyrinchium sp.</i>						I _{0.2}	I _{0.3}
total especies	37	22	27	25	26	37	31
N° graminiformes	15	10	12	14	13	16	14
% graminiformes	40,5	45,5	44,4	56,0	50,0	43,2	45,2
N° latifoliadas	22	12	15	11	13	21	17
% latifoliadas	59,5	54,5	55,6	44,0	50,0	56,8	54,8

En la Tabla 5 se presenta la lista florística de las especies presentes con sus características más relevantes. En general, predominan plantas perennes, con escasas especies de buena o muy buena aptitud forrajera. Los tres censos realizados en la comunidad arrojaron un número total de 64 especies. La mayoría de ellas, 46, poseen vía fotosintética C3 y las restantes 18 son C4. De estas últimas, 12 especies pertenecen a la familia Poáceas entre las que se encuentran: *Panicum prionitis*, *Cynodon dactylon*, *Paspalum plicatulum*, *P. intermedium*, *P. urvillei* y *Bothriochloa longipaniculata* como las de mayor importancia en relación a valores de cobertura y constancia, todas perennes y nativas, exceptuando a *C. dactylon*.

Las Poáceas C3 nativas registradas fueron: *Chascolytrum uniolae*, *C. subaristatum*, *Phalaris angusta*, *Bromus catharticus*, *Deyeuxia viridiflavescens*, *Leersia hexandra* y *Poa annua*, como la única exótica. Otra familia con alto aporte en el número de especies C3, fue Asteráceas con 12 representantes, pero con baja presencia: *Mikania cordifolia*, *Aspilia montevidensis*, *Conyza bonariensis*, *Gamochoaeta coarctata*, *Xanthium spinosum* y *Baccharis trimera*, entre otras.

Las Fabáceas son C3 y aportaron cuatro especies nativas de buena aptitud forrajera: *Desmodium incanum*, *Dolichopsis paraguariensis*, *Mimosa strigillosa* y *Desmanthus virgatus*, todas de porte semi-erectas o rastreras, ubicadas en el espacio intermata, y en el caso de *D. paraguariensis*, postrada e incluso posee la capacidad de entrelazarse dentro de la mata de *P. prionitis*.

Tabla 5: Especies presentes en la comunidad bajo estudio con sus características relevantes: familia botánica, VF: vía fotosintética (C3; C4), tipo de reproducción (S, sexual; C, clonal, A, ambas); ciclo de vida; hábito de crecimiento y CF: calidad forrajera (MB: muy buena, B: buena, R: regular, m: mala, S/I: sin información disponible).

especie	características	Familia	VF	tipo de reprod.	Ciclo	Hábito de crecimiento	CF
<i>Panicum prionitis</i>		Poácea	C4	A	perenne	mata	m
<i>Cynodon dactylon</i>		Poácea	C4	A	perenne	rastrera/estolonifera	R
<i>Echinodorus grandiflorus</i>		Alismatácea	C3	S	perenne	hierba	S/I
<i>Oxalis corniculata</i>		Oxalidácea	C3	S	perenne	postrada	m
<i>Paspalum plicatulum</i>		Poácea	C4	A	perenne	cespitosa	B
<i>Alternanthera philoxeroides</i>		Amarantácea	C4	A	perenne	postrada	B
<i>Chascolytrum uniolae</i>		Poácea	C3	A	perenne	mata	R
<i>Eleocharis montana</i>		Ciperácea	C4	A	perenne	rizomatosa	R
<i>Hyptis lappacea</i>		Labiáceas	C3	S	perenne	erecta	m
<i>Mikania cordifolia</i>		Asterácea	C3	S	perenne	voluble	m
<i>Polygonum acuminatum</i>		Poligonácea	C3	S	perenne	postrada	m
<i>Polygonum convulvulus</i>		Poligonácea	C3	S	perenne	postrada	m
<i>Setaria parviflora</i>		Poácea	C4	S	anual-bianual	cespitosa	R
<i>Aspilia montevidensis</i>		Asterácea	C3	S	perenne	erecta	m
<i>Chascolytrum subaristatum</i>		Poácea	C3	A	perenne	cespitosa	MB
<i>Chenopodium ambrosioides</i>		Quenopodiácea	C3	S	perenne	erecta	m
<i>Conyza bonariensis</i>		Asterácea	C3	S	anual	roseta	m
<i>Cuphea glutinosa</i>		Lythrácea	C3	S	perenne	erecta	m
<i>Cyperus entrerianus</i>		Ciperácea	C4	A	perenne	rizomatosa	m
<i>Desmodium incanum</i>		Fabácea	C3	S	perenne	semi erecta	MB
<i>Dolichopsis paraguariensis</i>		Fabácea	C3	S	perenne	postrada	MB
<i>Eragrostis lugens</i>		Poácea	C4	S	perenne	cespitosa	R
<i>Eryngium ebracteatum</i>		Apiacea	C3	S	perenne	roseta	m
<i>Fimbristylis squarrosa</i>		Ciperácea	C4	A	perenne	cespitosa	R
<i>Acroceras zizanioides</i>		Poácea	C4	S	perenne	rastrera	B
<i>Gamochaeta coarctata</i>		Asterácea	C3	S	perenne	roseta	m
<i>Hydrocotyle bonariensis</i>		Araliácea	C3	A	perenne	palustre	R
<i>Ludwigia peploides</i>		Onagrácea	C3	S	perenne	palustre	B
<i>Mimosa strigillosa</i>		Fabácea	C3	S	perenne	postrada	MB
<i>Paspalum intermedium</i>		Poácea	C4	A	perenne	mata	R
<i>Paspalum urvillei</i>		Poácea	C4	A	perenne	cespitosa	B
<i>Phalaris angusta</i>		Poácea	C3	S	anual	cespitosa	MB
<i>Pteris tremula</i>		Pteridácea	C3	S	perenne	helecho	m

continua

<i>Rhynchospora corymbosa</i>	Ciperácea	C3	A	perenne	rizomatosa	m
<i>Solanum glaucophyllum</i>	Solanácea	C3	A	perenne	rizomatosa	m
<i>Stellaria media</i>	Cariofilácea	C3	S	anual	cespitosa	R
<i>Xanthium spinosum</i>	Asterácea	C3	S	anual	erecta	m
<i>Acmella decumbens</i>	Asterácea	C3	A	perenne	erecta	m
<i>Baccharis trimera</i>	Asterácea	C3	S	perenne	cespitosa	m
<i>Bothriochloa longipaniculata</i>	Poácea	C4	S	perenne	cespitosa	B
<i>Bromus catharticus</i>	Poácea	C3	S	anual/perenne	cespitosa	MB
<i>Convolvulus arvensis</i>	Convolvulácea	C3	S	perenne	rastrera	m
<i>Cyperus sp.</i>	Ciperácea	C4	A	perenne	rizomatosa	m
<i>Desmanthus virgatus</i>	Fabácea	C3	S	perenne	rastrera	B
<i>Deyeuxia viridiflavescens</i>	Poácea	C3	A	perenne	cespitosa	B
<i>Echinochloa colona</i>	Poácea	C4	A	anual	cespitosa	B
<i>Eleocharis elegans</i>	Ciperácea	C4	A	perenne	rizomatosa	R
<i>Eupatorium arnottianum</i>	Asterácea	C3	S	perenne	erecta	m
<i>Eupatorium lanigerum</i>	Asterácea	C3	S	perenne	erecta	m
<i>Eupatorium macrocephalum</i>	Asterácea	C3	S	perenne	erecta	m
<i>Leersia hexandra</i>	Poácea	C3	A	perenne	cespitosa	B
<i>Hemarthria altissima</i>	Poácea	C4	A	perenne	cespitosa	B
<i>Justicia leavilinguis</i>	Acantácea	C3	S	perenne	erecta	m
<i>Lamium amplexicaule</i>	Labiáceas	C3	S	perenne	erecta	m
<i>Mikania periplocifolia</i>	Asterácea	C3	S	perenne	voluble	m
<i>Parietaria debilis</i>	Urticácea	C3	S	perenne	rastrera	m
<i>Phyla nodiflora</i>	Verbenácea	C3	S	perenne	rastrera	m
<i>Poa annua</i>	Poácea	C3	S	anual	cespitosa erecta	MB
<i>Sacciolepis vilvoides</i>	Poácea	C4	A	perenne	rastrera	B
<i>Schoenoplectus californicus</i>	Ciperácea	C3	C	perenne	herbacea acuatica	m
<i>Sida rhombifolia</i>	Malvácea	C3	S	perenne	erecta	m
<i>Vernonia glabrata</i> var. <i>angustifolia</i>	Asterácea	C3	A	perenne	erecta	m
<i>Nierembergia aristata</i>	Solanácea	C3	S	perenne	erecta	m
<i>Sisyrinchium sp.</i>	Iridiácea	C3	A	anual	erecta	m

- Censos y análisis posteriores:

Panicum prionitis fue la especie dominante y con la máxima constancia, independientemente del tratamiento y en ambas fechas de censos de vegetación.

- Censo de diciembre de 2011

Los tratamientos modificaron la composición florística, que se registró en el censo del 30 de diciembre de 2011. El número total de especies para todos los tratamientos disminuyó respecto a la situación inicial: 22; 27 y 25, para las parcelas T; C y Q, respectivamente (Tabla 4). A su vez, hubo un incremento del porcentaje de especies graminiformes en la participación relativa en todos los tratamientos registrándose un 45.5% en T, 44.4% en C y 56% en Q.

En las parcelas T, el 60% de las especies graminiformes fueron Poáceas, en su mayoría perennes, exceptuando *Setaria parviflora* y *Bromus catharticus* y la única Fabácea registrada fue *Mimosa strigillosa*, especie perenne y de porte rastrero. Ese porcentaje subió al 69% de Poáceas en las parcelas C, con especies de buena aptitud forrajera pero baja constancia: *Paspalum plicatulum*, *Bothriochloa longipaniculata* y *Paspalum urvillei* con la máxima constancia, después de *Panicum prionitis*. *Desmanthus virgatus* fue la única Fabácea censada. Las parcelas Q fueron las que más graminiformes tuvieron y a su vez las que mayor proporción de Poáceas tuvieron (71 %), presentando de manera única a especies como: *Hemarthria altissima* y *Deyeuxia viridiflavescens*, ambas perennes y de buena aptitud forrajera. *Mimosa strigillosa* persistió con baja cobertura.

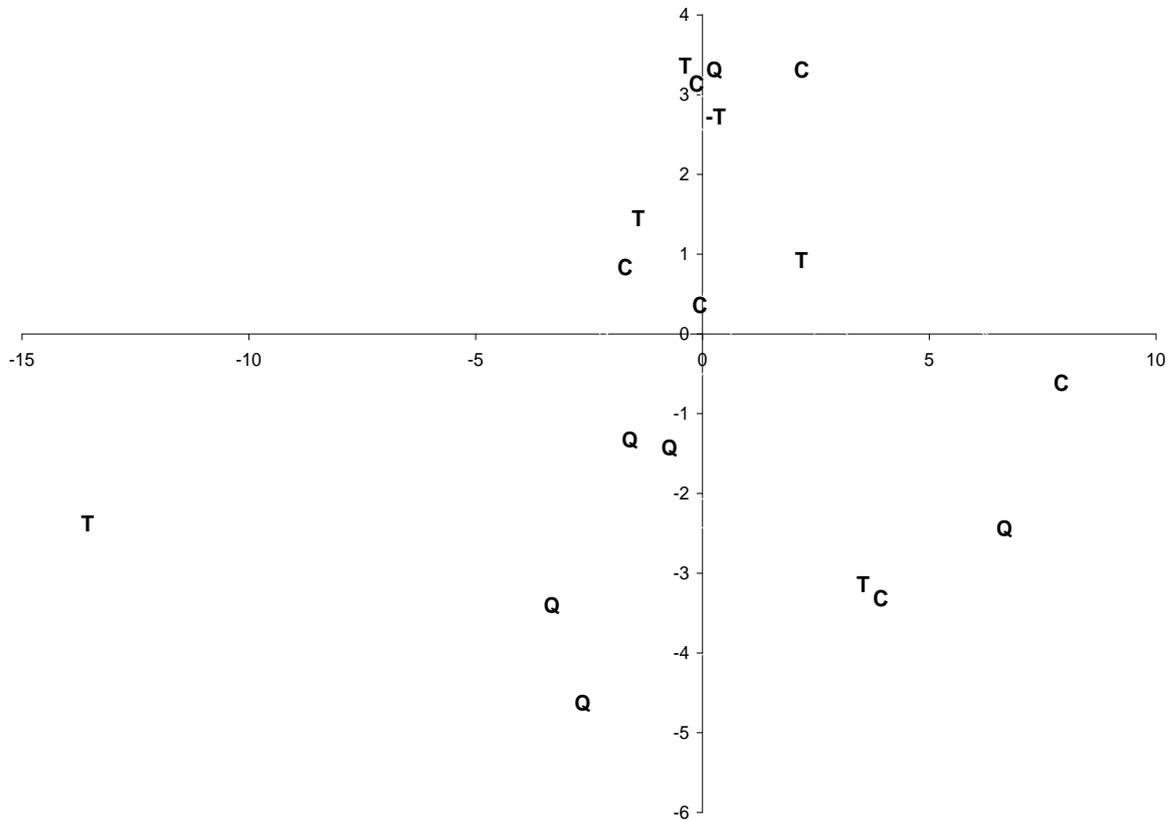
Chascolytrum subaristatum es una especie nativa invernada de muy buena aptitud forrajera que se presentó con baja constancia en las parcelas disturbadas por el corte y el fuego. Las Ciperáceas no alteraron su abundancia y cobertura, encontrándose presentes en todas las parcelas, independientemente de los tratamientos. *P. prionitis* siguió siendo la especie dominante tanto por constancia como por cobertura: cerca del 100% en las parcelas T, más del 50% en las C, y entre 40% y 50% en las Q.

En la Figura 8 se muestra el diagrama de dispersión de la distribución de las parcelas para cada tratamiento (n=6). Los primeros dos ejes del PCA absorbieron un alto porcentaje de la varianza (24.27 y 16.98%, respectivamente, acumulando 41.25% del total). Las parcelas T se dispersaron en los cuatro cuadrantes, aunque mayoritariamente hacia el lado positivo del eje 2

(4 parcelas sobre un total de 6), con pocas especies exclusivas: *Mikania cordifolia*, *Eupatorium macrocephalum*, *E. lanigerum*, *E. cf. arnottianum*, *Justicia cf. laevilinguis*, *Sida rhombifolia*, *Bromus catharticus* y *Acmella decumbens*.

Hacia el extremo negativo del eje 2 están segregadas la mayoría de las parcelas Q, que presentaron los mayores valores de cobertura de *C. dactylon*, especie adaptada a ambientes disturbados; no se encontraron algunas de las especies registradas inicialmente, tales como *Echinodorus grandiflorus*, *Alternanthera philoxeroides*, *Mikania cordifolia*, *Polygonum convolvulus*. *Paspalum intermedium*, especie característica de pajonales húmedos, cuya estructura es una mata pero de menor porte que *P. prionitis*, tuvo un incremento de la constancia en esta fecha; de igual manera que *Hemarthria altissima* y *Deyeuxia viridiflavescens*. Las parcelas C se agruparon hacia el extremo positivo del eje 2, de forma similar a las parcelas T. En C se registró la presencia de *Paspalum urvillei* y *Paspalum plicatulum* con una constancia relativamente alta, *Bothriochloa longipaniculata* es otra Poácea que se encuentra solo en este tratamiento, al igual que algunas especies latifoliadas: *Oxalis corniculata*, *Chenopodium ambrosioides*, *Conyza bonariensis* y *Eupatorium macrocephalum*. La Fabácea que se registró en el tratamiento Corte fue *Desmanthus virgatus*.

Figura 8: Diagrama de dispersión en el plano de los ejes 1 y 2 de las parcelas sometidas a distintos tratamientos: parcelas testigo (T), parcelas cortadas (C) y parcelas quemadas (Q); censo del 30 de diciembre de 2011.



En el dendrograma de la clasificación de las parcelas por su composición florística y abundancia-cobertura, se distinguen cuatro grupos (Figura 9):

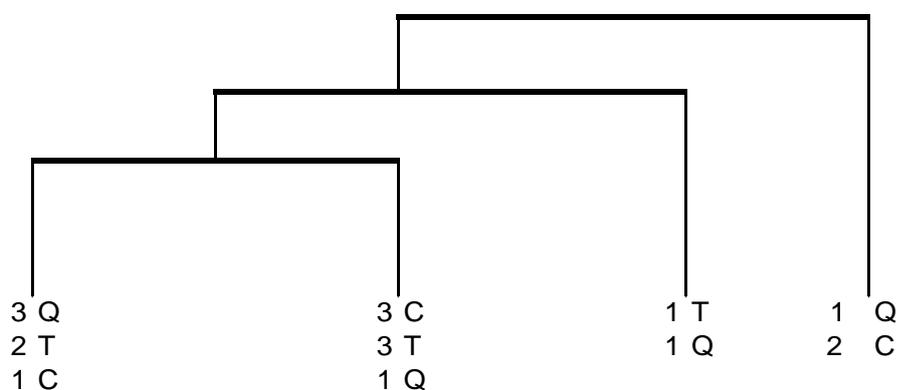
Grupo 1, compuesto por 3 parcelas Q, 2 T y 1 C, que incluyeron a 23 especies; *Vernonia glabrata* var. *angustifolia*, *Alternanthera philoxeroides*, son especies comunes y exclusivas de este grupo, en el cual también se censaron *Paspalum intermedium*, *Hyptis lappacea* y *Sacciolepis vilvodes*.

Grupo 2, compuesto por 7 parcelas (3 C, 3 T y 1 Q). Las especies que segregan este grupo son: *Setaria parviflora* y *Cynodon dactylon*. Incluye 8 especies.

Grupo 3, comprende el menor número de parcelas: 1 T y otra Q, agrupa a 12 especies, de las cuales son distintivas: *Leersia hexandra* y *Fimbristylis squarrosa*.

Grupo 4, incluye 1 parcela Q y 2 parcelas C, segregado por especies comunes tales como: *Paspalum plicatulum*, *P. urvillei*, *Chascolytrum subaristatum*, *Polygonum acuminatum*, *Cyperus entrerianus*, *Sida rhombifolia*, *Oxalis corniculata* y *Eryngium ebracteatum*.

Figura 9: Dendrograma de la clasificación de las parcelas por su composición florística y abundancia-cobertura (T, testigo; C, cortadas y Q, quemadas) correspondientes al censo del 30 de diciembre de 2011.



Censo de noviembre de 2012

En este censo se observó un incremento en el número total de especies en todos los tratamientos, con respecto al anterior: las parcelas C tuvieron igual número de especies a la condición inicial (37), mientras que en las parcelas T y Q se registraron 26 y 31 especies, respectivamente. Las especies gramíneas variaron su participación, 50%, 43.2% y 46.9% para las parcelas T; C y Q, respectivamente. A su vez la participación de Poáceas dentro de este grupo, se incrementó de forma diferencial, según el tratamiento: T, 53.8%, C, 81.2% y Q, 73.3%, marcando la dominancia que tiene esta familia sobre el resto de los componentes de la comunidad. En general las especies detectadas en las parcelas C, son perennes y nativas, exceptuando el caso de *Echinochloa colona* y *Poa annua*, anuales y de buena calidad forrajera y *Bromus catharticus*, bianual y buena forrajera.

Las Ciperáceas permanecieron e incluso aumentaron sensiblemente su cobertura. Esto pudo deberse a los altos valores pluviométricos registrados a principios del mes de octubre de 2012, situación que favorece a este grupo botánico. Esto se evidenció también con el aumento

de la presencia y cobertura de *Alternanthera philoxeroides* en todas las parcelas (principalmente en T y C), perteneciente a la familia de las *Amarantáceas*, muy importante en comunidades vegetales de islas y campos bajos inundables. Las Fabáceas persistieron con su estatus de baja cobertura en el pajonal, independientemente de los disturbios (Tabla 4).

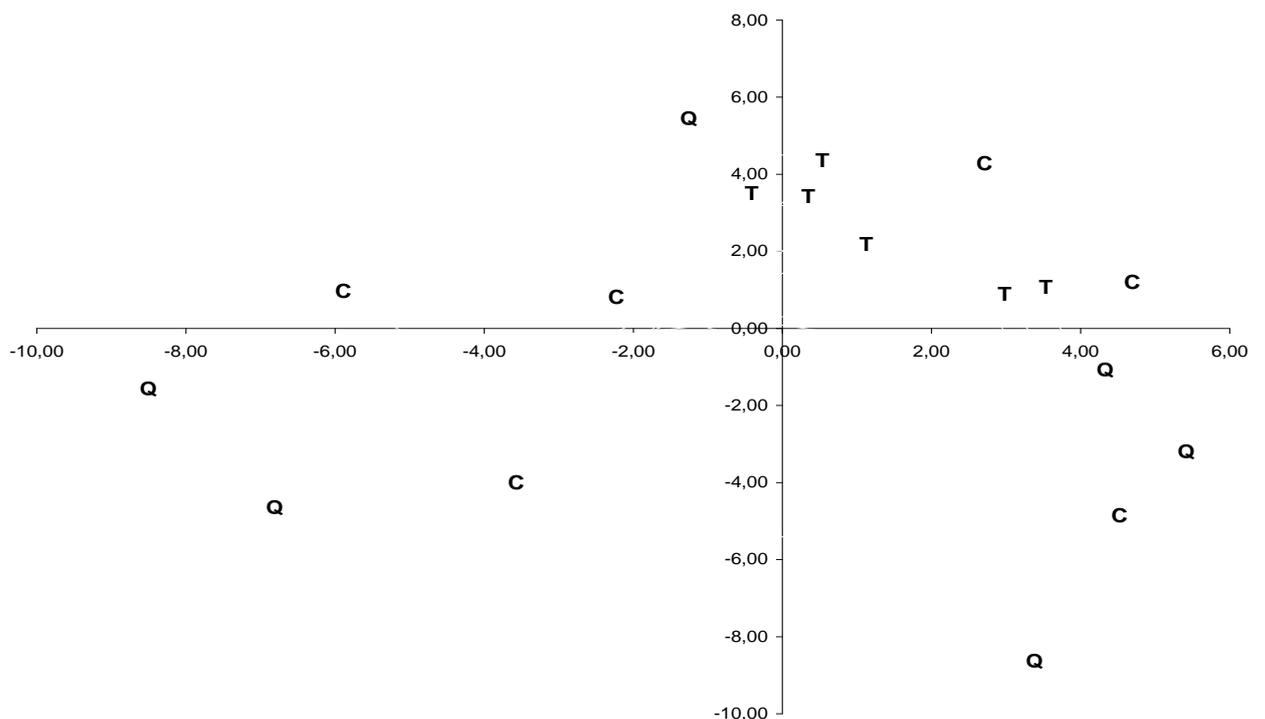
Los primeros dos ejes del PCA absorbieron 20.13 (eje 1) y 16.6% (eje 2) de la varianza, acumulando el 36.73 % de la varianza total. El diagrama de dispersión (figura 10) muestra la concentración de las parcelas T en el primer cuadrante. La ausencia de disturbios permitió la permanencia de *Alternanthera philoxeroides*, *Polygonum acuminatum*, *Cuphea glutinosa*, *Cyperus entrerianus*, *Fimbristylis squarrosa*, *Paspalum intermedium*, *P. urvillei*, especies perennes, nativas propias de ambientes inundables presentes desde el inicio en la comunidad. *Phalaris angusta* persistió con baja cobertura, al igual que las anteriores. La presencia de *Solanum glaucophyllum* y *Baccharis trimera* (arbustos sub-leñosos), en el testigo evidencia la capacidad de establecerse debido a la falta de disturbios.

Del total de parcelas Q (n=6), 5 se ubicaron segregadas en los cuadrantes 2 y 3 del diagrama, dispuestas de manera opuesta a las testigo, mostrando una composición de especies asociadas al disturbio. Un ejemplo lo constituye *Setaria parviflora*, exótica de ciclo anual-bianual, emergencia primaveral muy competitiva y alta capacidad para establecerse en espacios libres de vegetación por la alta producción de semillas y de buen a regular valor forrajero.

Paspalum intermedium y *Deyeuxia viridiflavescens* disminuyeron su presencia respecto al censo anterior. *P. urvillei* aumentó su participación. Otra Poácea que persistió fue *Chascolytrum subaristatum*, invernial, perenne de buena calidad, con tolerancia a disturbios, presente en todos los censos, siempre con baja constancia. Situación similar presentó *Mimosa strigillosa*, que persistió en el tiempo, con baja constancia. Estas parcelas ubicadas en cuadrantes negativos y opuestas a las testigo presentaron especies de la familia Asteráceas: *Xanthium spinosum*, *Eupatorium arnottianum*, *E. lanigerum* y *E. macrocephalum* y otras latifoliadas (*Parietaria debilis*, *Phyla nodiflora*), especies de nulo interés forrajero presentes y con valores bajos de constancia. *Eryngium ebracteatum* a diferencia de las anteriores, incrementó su presencia en las parcelas Q.

Las parcelas C se distribuyeron homogéneamente en todos los cuadrantes, con especies comunes a los tratamientos T y Q: *Chascolytrum subaristatum*, *Paspalum intermedium*, *P. urvillei* y *Deyeuxia viridiflavescens*, todas de buena calidad pero con baja constancia. *Poa annua* es exótica y anual, de muy buena calidad forrajera, y presentó igual constancia que en las parcelas Q. Otras comunes fueron: *Mikania cordifolia*, *Lamium amplexicaule* y *Eupatorium lanigerum*; dentro de las Ciperáceas *Cyperus entrerianus* y *Rhynchospora corymbosa*, se encuentran con igual presencia en las parcelas C que en el censo anterior. *Nierembergia aristata*, se registró en ambas parcelas disturbadas, con baja constancia.

Figura 10: Diagrama de dispersión en el plano de los ejes 1 y 2 de las parcelas sometidas a distintos tratamientos: parcelas testigo (T), parcelas cortadas (C) y parcelas quemadas (Q); censo del 1° de noviembre de 2012.



El dendrograma de la Figura 11 muestra cinco grupos principales:

Grupo 1, incluye a 6 parcelas que en su mayoría son T (5) y solo 1 es C. Agrupa a 4 especies en total y se encuentra a *Eupatorium arnotianum*, *Polygonum acuminatum* y *Solanum glaucophilum* como a las sobresalientes del agrupamiento.

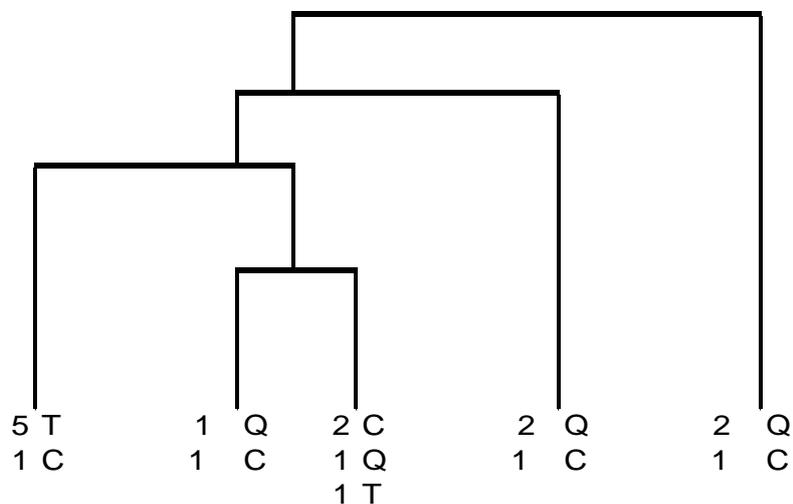
Grupo 2, Las parcelas aquí incluidas son: una C y una Q. La especie exclusiva de este grupo es la Poácea: *Chascolytrum subaristatum*, encontrada como exclusiva en este grupo con un total de 12 especies.

Grupo 3, los gramíniformes caracterizan a este agrupamiento y está constituido por 2 parcelas C, 1 Q y 1 T. Un total de 12 especies se encontraron distribuidas en ellas. Las Poáceas presentes en las parcelas de todos los tratamientos, con mayor cobertura en las Q, son: *P. plicatum* y *P. urvillei* ambas perennes, excepto *Poa annua*, que también se encuentra en el grupo; la otra porción está constituida por Ciperáceas (*Cyperus* sp. y *C. entrerianus*). También se encontró a *Sisyrinchium* sp.

Grupo 4, agrupamiento con parcelas quemadas (2) y 1 C, con la presencia de *Mimosa strigillosa* como la única Fabácea y pocas Poáceas presentes solo en las parcelas Q (*Setaria parviflora* y *Bothriocloa longipaniculata*). También se encuentran *Hechinodorus grandiflorus*, *Eupatorium lanigerum* y *Lamium amplexicaule*; En las parcelas C se encuentran las especies *Mikania cordifolia* y *Vernonia glabrata*, totalizando 10 especies.

Grupo 5, representado por 6 especies encontradas en 2 parcelas Q y 1 C. Las especies distintivas son: *C. dactylon*, *P. intermedium* y *Eryngium ebracteatum*, especialmente en las parcelas Q.

Figura 11: Dendrograma de la clasificación de las parcelas por su composición florística y abundancia-cobertura (T, testigo; C, cortadas y Q, quemadas) correspondientes al censo correspondientes al censo del 1º de noviembre de 2012.



Análisis MRPP: Diversidad (H'), Riqueza (S) y Equitatividad (E)

A pesar de que en diciembre de 2011 los valores numéricos de H', S y E de las parcelas C fueron mayores que los de las restantes tratamientos, el test MRPP no permitió establecer que las diferencias sean estadísticamente significativas. No obstante, el test de Friedman marcó que la equitatividad en las parcelas T era menor a la de las otras parcelas. Un año más tarde, las parcelas C y Q tuvieron mayores valores de H', S y E con respecto a las T, sin diferir entre ellas (Tabla 6).

Tabla 6: Comparación de los valores de diversidad (H') y sus componentes: Riqueza (S) y Equitatividad (E), entre parcelas T (testigo), C (cortadas) y Q (quemadas) (n=6: dentro de cada fecha, valores seguidos por igual letra no difieren entre si, Friedman, $p < 0.05$).

	Tratamientos		
	T	C	Q
	dic-11		
H'	1,67 a	2,5 a	1,83 a
S	10 a	15 a	11 a
E	1,17 b	2,5 a	2,33 a
	nov-12		
H'	1,17 b	2,17 a	2,67 a
S	7,5 b	13,5 a	15 a
E	1,17 b	2,08 a	2,75 a

3.5 Efecto de los disturbios sobre la acumulación de biomasa a lo largo del año

- *Diferencias de acumulación de biomasa entre tratamientos en cada fecha de muestreo*

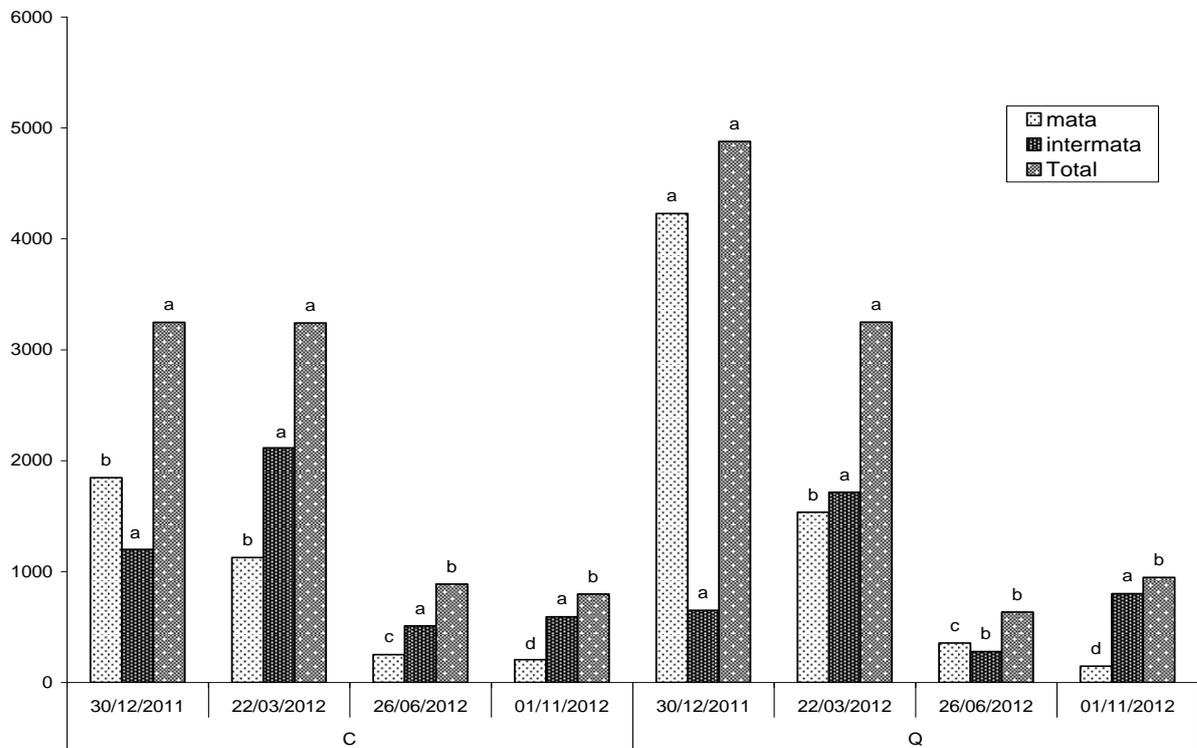
Inicialmente, los rebrotes de *P. prionitis* acumularon mayor biomasa en las parcelas Q. Esas diferencias no se mantuvieron ni en la biomasa de intermata, ni en la biomasa total, puesto que a partir de ese momento, las acumulación de biomasa no difirió en los dos tratamientos y en las dos porciones evaluadas y su sumatoria (biomasa total), ($p < 0.05$; Figura 12).

- *Diferencias de biomasa entre tratamientos, entre fechas y entre las diferentes porciones (mata, intermata y total):*

Parcelas C: la acumulación de biomasa en los rebrotes de *P. prionitis*, fue mayor en las primeras dos fechas de muestreos que en las posteriores ($p < 0.05$). A pesar de las diferencias en los valores absolutos de biomasa aportada por la intermata, las diferencias no fueron estadísticamente significativas a lo largo del período analizado. La biomasa total ascendió a 3046.1 y 3247.4 kg MS.ha⁻¹ en las dos primeras fechas, sin diferencias entre ellas y con diferencias en relación a la biomasa acumulada en las últimas dos fechas (885.7 y 796.2 kg MS.ha⁻¹; Figura 12).

Parcelas Q: presentaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre las 4 fechas evaluadas para la porción constituida por los rebrotes de *P. prionitis*. Los valores medios de biomasa fueron: 4227.8; 1534.4; 355.3 y 145.9 kg MS.ha⁻¹. La biomasa aportada por la intermata en estas parcelas también cambió a lo largo del período estudiado, con el mayor valor para la segunda cosecha. La suma de ambas porciones (biomasa total) presentaron valores de 4877.8 y 3247.4 kg MS.ha⁻¹ el 30 de diciembre de 2011 y 22 de marzo de 2012, respectivamente, sin diferencias estadísticas entre fechas; la acumulación bajó sensiblemente en los períodos subsiguientes (633.9 y 946.7 kg MS.ha⁻¹), (Figura 12).

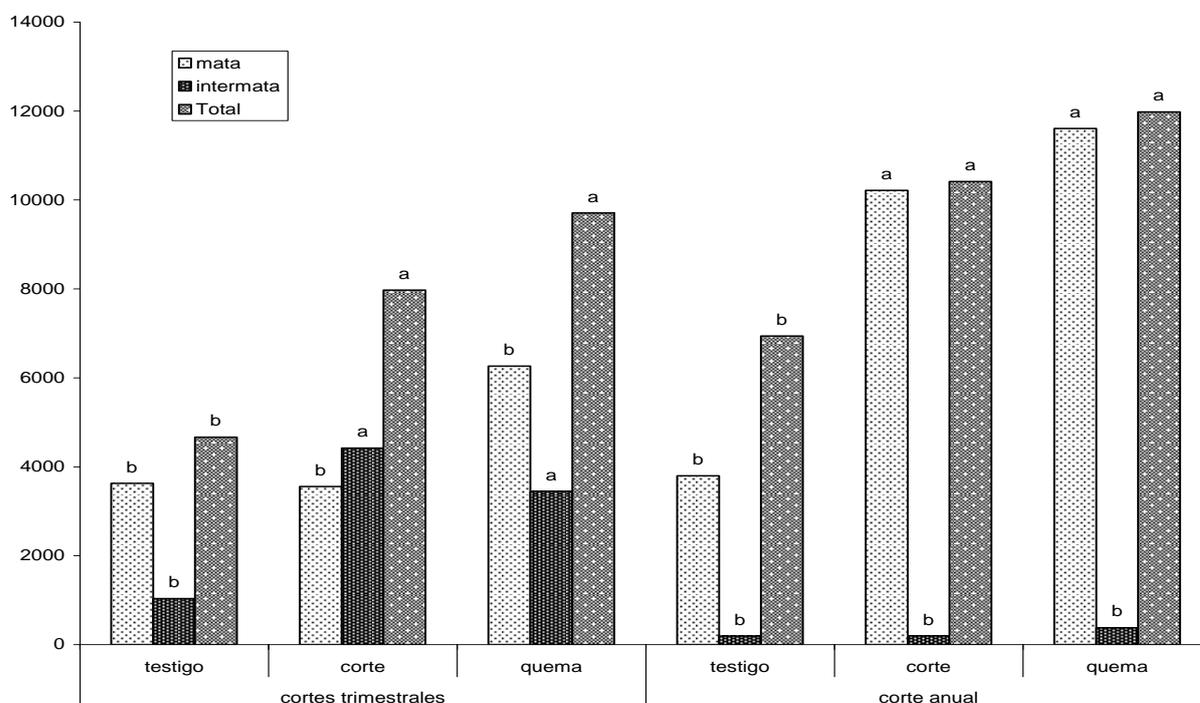
Figura 12: Biomasa (kg MS.ha⁻¹) de *P. prionitis* (mata), las especies presentes en la intermata y el total, en parcelas sometidas a los tratamientos: C, cortadas con desmalezadora, y Q, quemadas, en distintas fechas (n=6; dentro de tipo de biomasa, letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas, p<0.05).



- *Comparación entre biomasa cosechada a lo largo del año y biomasa cosechada un año después de los disturbios.*

En las parcelas T no se detectaron diferencias entre biomasa acumulada en una cosecha anual o de manera trimestral, en los tres componentes analizados (rebotes de *P. prionitis*, intermata y total; Figura 13). La acumulación de biomasa de rebotes de *P. prionitis*, fue mayor con una cosecha anual que la sumatoria de cosechas trimestrales en las parcelas Q, mientras que la porción correspondiente a la intermata mostró un patrón inverso: las cosechas trimestrales fueron significativamente mayores que una única cosecha. Estas diferencias entre fracciones determinaron que no existieran diferencias significativas entre la cosecha anual y trimestral en la biomasa total (p<0.05). En las parcelas C se observó igual comportamiento de acumulación de biomasa anual vs. cosechas trimestrales.

Figura 13: Biomasa (kg MS.ha⁻¹) de *P. prionitis* (mata), las especies presentes en la intermata y el total de parcelas sometidas a los tratamientos: T, testigo; C, cortadas con desmalezadora y Q, quemadas en cosechas trimestrales versus una cosecha anual (n= 6; dentro de tipo de biomasa, letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas, p<0.05).



3.6 Efecto de los disturbios sobre la calidad forrajera

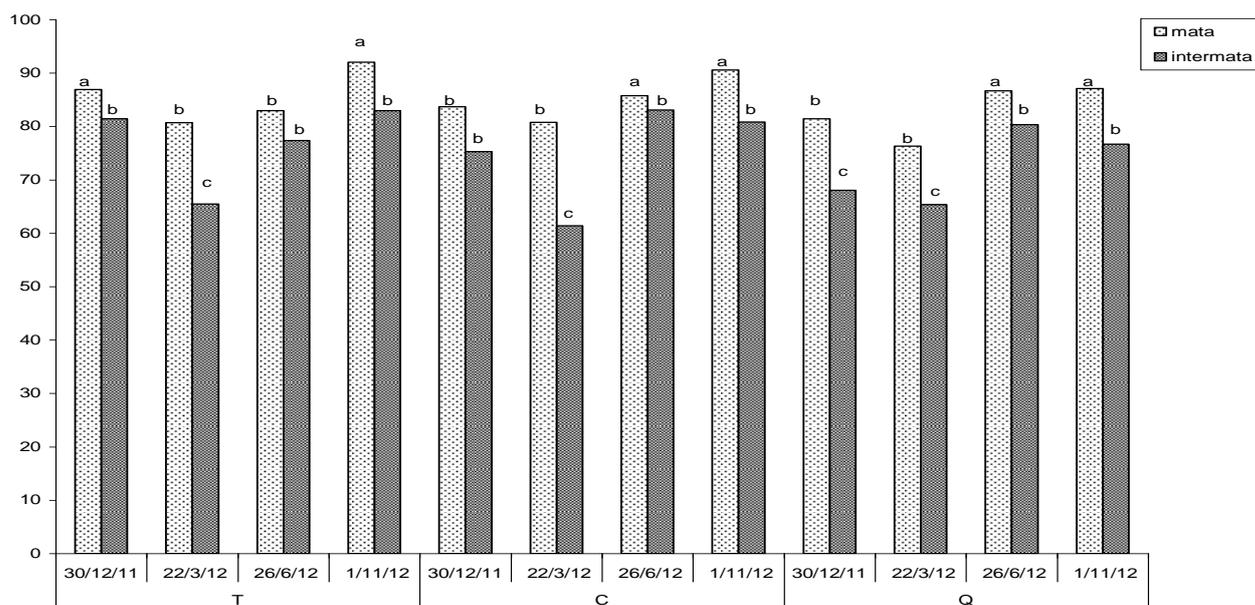
Los parámetros de calidad forrajera (FDN, FDA, cenizas, digestibilidad y PB) mostraron diferentes patrones en función de los tratamientos (T; Q y C), la porción analizada (intermata y rebrotes de *P. prionitis*) y entre las fechas evaluadas.

- *FDN*

Las plantas de *P. prionitis* que retomaron el crecimiento después del fuego o la remoción mecánica, tuvieron inicialmente menor % FDN que las de las parcelas T, sin diferir entre parcelas C y Q. En marzo de 2012, no hubo diferencias entre tratamientos y las parcelas C y Q tuvieron altos valores de FDN a partir de junio, sin diferir entre ellas, pero significativamente mayores a las parcelas T (p <0.05). Las parcelas T y C mostraron igual tendencia de % FDN (Figura 14): menor valor en marzo en relación a las otras fechas,

mientras que las parcelas Q presentaron valores bajos de FDN en las dos primeras fechas evaluadas.

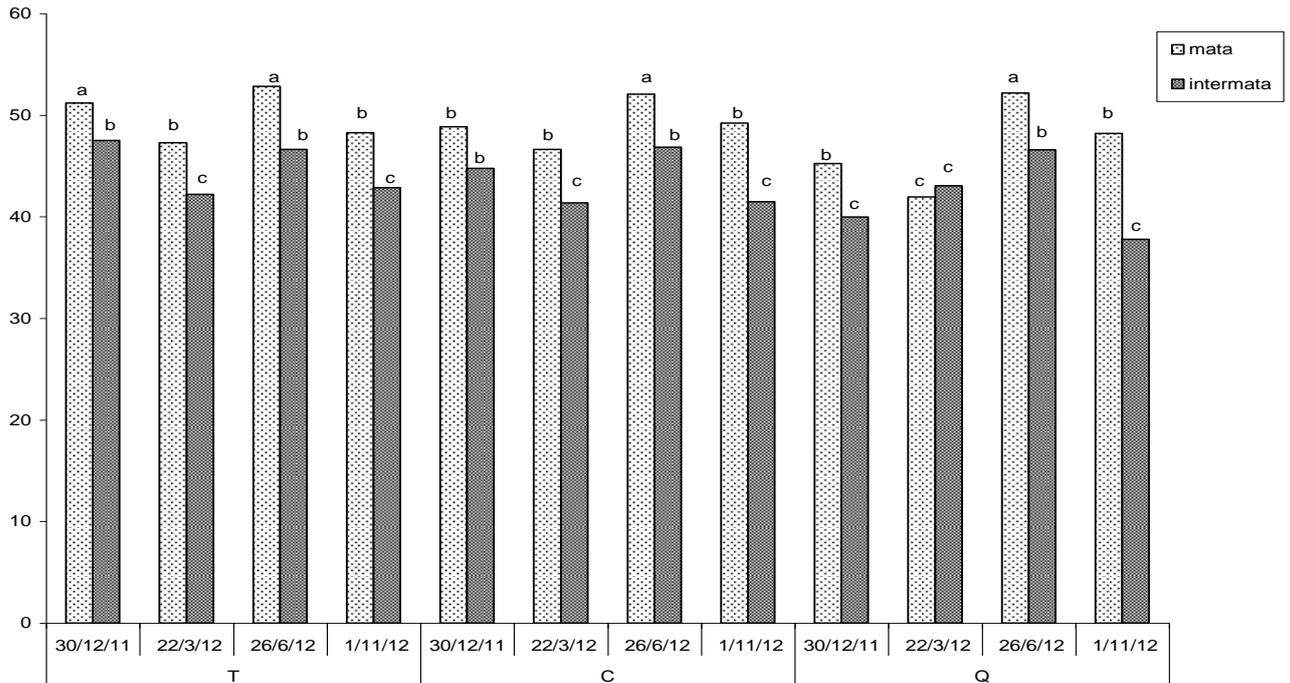
Figura 14: Fibra detergente neutro (% FDN) de *P. prionitis* (mata) y de las especies presentes en la intermata, en parcelas sometidas a los tratamientos: T, testigo; C, cortadas con desmalezadora y Q, quemadas, en distintas fechas (n=6; letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas, $p < 0.05$).



- *FDA y Digestibilidad*

Se registraron variaciones de % FDA en función de los tratamientos, las distintas fechas y las fracción analizada ($p < 0.024$). En las parcelas T, los valores más altos correspondieron a las matas de la primera y tercera fecha de toma de muestras, mientras que en las parcelas Q y C, ese valor máximo se registró solo en las matas de la tercera fecha, sin que difieran entre si. Las especies de la intermata tuvieron menores valores de FDA que las matas. En los tratamientos T y C se registraron variaciones similares a lo largo del año, con valores menores en otoño y verano de 2012. En el tratamiento Q, los valores de % FDA en la intermata fueron menores, excepto el 26 de junio donde se produjo un aumento significativo de esta fracción con respecto a las demás fechas (Figura 15).

Figura 15: Fibra detergente ácida (% FDA) de *P. prionitis* (mata) y las especies presentes en la intermata, en parcelas sometidas a los tratamientos: T, testigo; C, cortadas con desmalezadora y Q, quemadas, en distintas fechas (n= 6; letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas, $p < 0.05$).



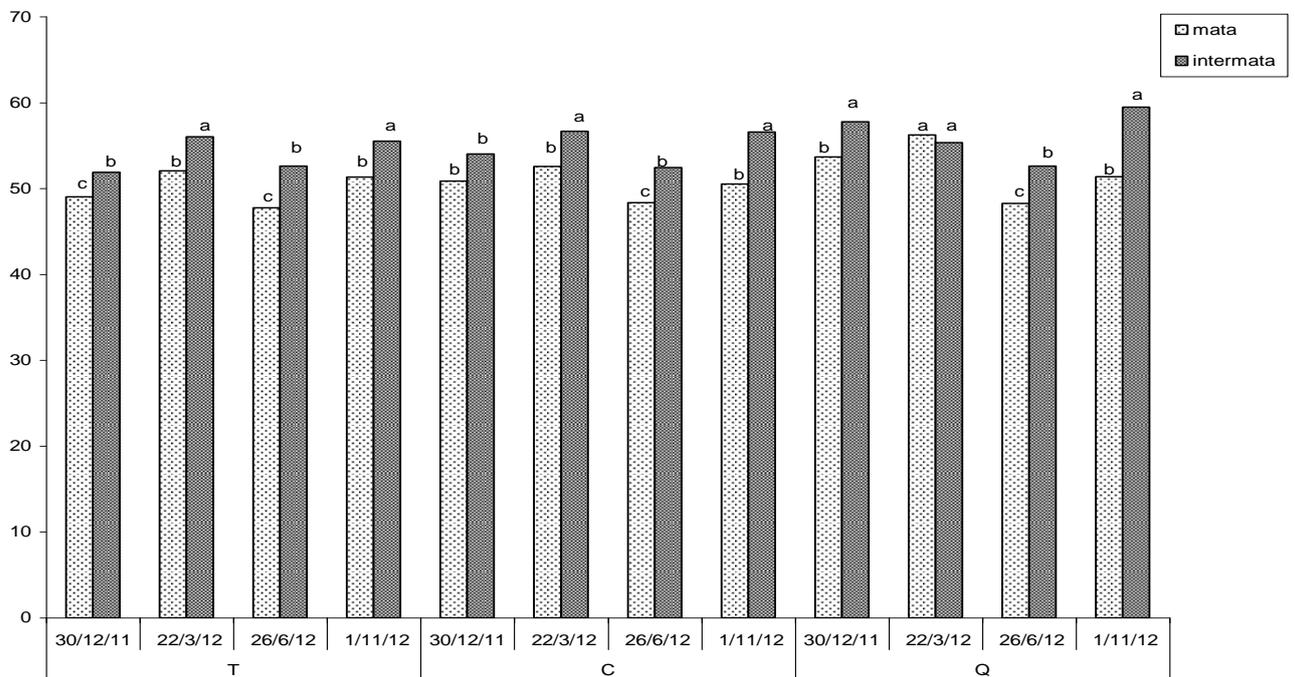
La digestibilidad de las especies de la intermata fue mayor bajo todos los tratamientos y a lo largo del tiempo, excepto en el tratamiento Q, del 22 de marzo, en el cual las diferencias no son estadísticamente significativas entre mata e intermata.

En las parcelas T, *P. prionitis* (mata) de los muestreos del 30 de diciembre de 2011 y del 26 de junio de 2012 tuvieron los valores de digestibilidad más bajos. El tratamiento C presentó diferencias estadísticas en la digestibilidad solamente el 26 de junio de 2012, por mostrar valores más bajos (48.3%) que en las demás fechas evaluadas. En las parcelas Q, los rebrotes de las matas registraron el valor más alto de digestibilidad el 22 de marzo de 2012 (56.2%), y el 26 de junio de 2012 el valor más bajo (Figura 16).

La digestibilidad de la intermata en los tratamientos T y C tuvo similar tendencia que la de *P. prionitis* aunque debe destacarse que la digestibilidad inicial de *P. prionitis* era menor en

las parcelas T que en las C. En cambio, la digestibilidad de la intermata de las parcelas quemadas no difirió en los primeros dos muestreos, el 26 de junio, volviendo a subir hacia el fin del experimento.

Figura 16: Digestibilidad estimada *P. prionitis* (mata) y las especies presentes en la intermata, en parcelas sometidas a los tratamientos: T, testigo; C, cortadas con desmalezadora y Q, quemadas, en distintas fechas (n= 6; letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas, p<0.05).



- *Proteína Bruta (PB)*

La fracción que corresponde a los rebrotes de *P. prionitis* (mata), mostró diferencias significativas en las distintas fechas, para el tratamiento T. El 30 de diciembre de 2011 y el 22 de marzo de 2012, los valores de proteínas fueron estadísticamente más bajos, comparados con la cosecha invernal siendo este el valor mas alto (8.55%) de todos los registrados, para los rebrotes en este tratamiento. La última fecha analizada mostró diferencias significativas respecto a las 2 primeras, por tener mayor tenor de PB. Con respecto a la fecha invernal (26

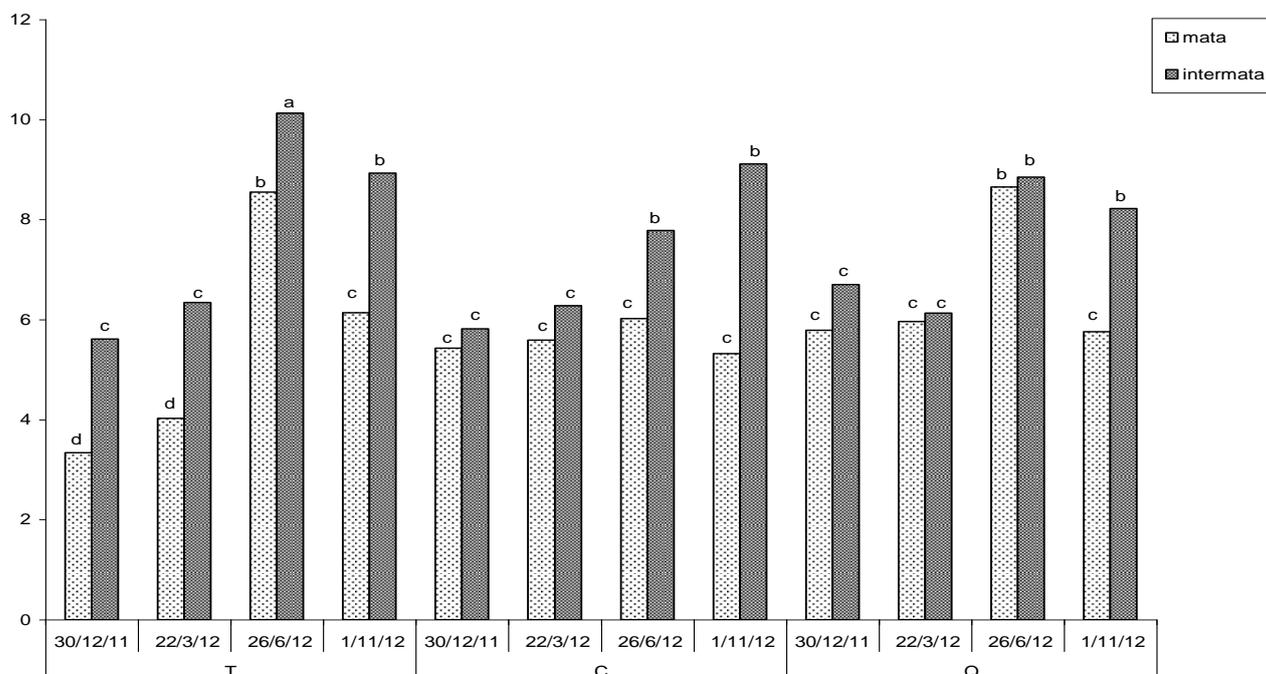
de junio), el 1° de noviembre tuvo diferencias significativas por que los valores de PB fueron más bajos.

En los tratamientos restantes (C y Q), los valores de PB de la fracción que correspondió a las matas, no presentaron diferencias estadísticamente significativas, en los distintas fechas (Figura 17).

La fracción de intermata, en las parcelas T, presentó valores más bajos estadísticamente en las dos primeras fechas evaluadas, respecto a los tenores invernales (26 de junio de 2012) donde fueron los más altos alcanzados (10.13%) de todos los muestreos realizados. El 1° de noviembre, disminuyó el valor de manera significativa, respecto a la evaluación invernal.

Tanto en el tratamiento C, como en Q, el 30 de diciembre de 2011 y el 22 de marzo de 2012 tuvieron valores de PB estadísticamente más bajos que los registros hechos el 26 de junio y el 1° de noviembre de 2012, para la fracción de la intermata.

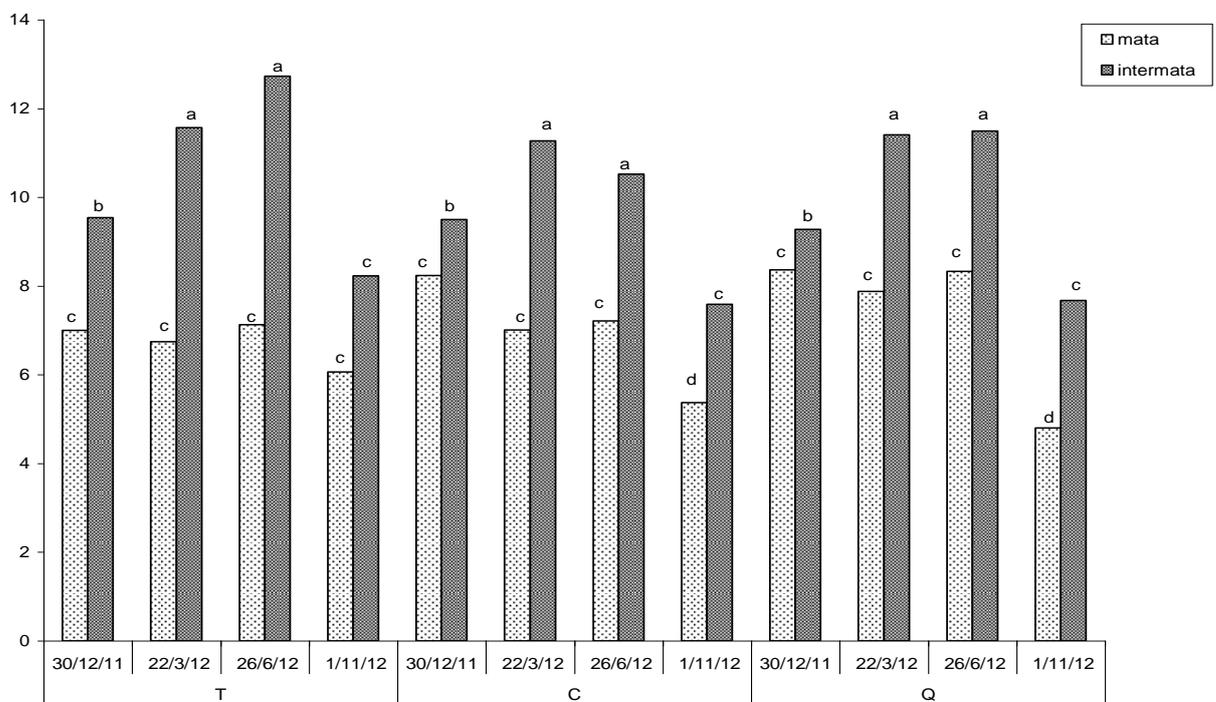
Figura 17: Tenores de PB (%) de *P. prionitis* (mata) y las especies presentes en la intermata, en parcelas sometidas a los tratamientos: T, testigo; C, cortadas con desmalezadora y Q, quemadas, en distintas fechas (n=6; dentro de tipo de biomasa, letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas, $p < 0.05$).



- *Cenizas*

El % de cenizas se vio afectado por el tipo de fracción de biomasa, el tratamiento y la fecha ($p < 0.0068$). En las parcelas T, *P. prionitis* (mata) no mostró diferencias en las fechas analizadas. Los % de cenizas de las parcelas C y Q, mostraron valores de cenizas con igual tendencia, en ambos, la última fecha (1° de noviembre de 2012) presentó valores estadísticamente inferiores a los muestreos de las fechas anteriores (figura 18). Las especies de la intermata presentaron tenores de cenizas más altos que los de *P. prionitis*, en todas las fechas y en los distintos tratamientos. En todos los tratamientos, T, C y Q, el 30 de diciembre de 2011 presentaron porcentaje significativamente menores con respecto a los dos muestreos siguientes (22 de marzo y 26 de junio de 2012). En el último muestreo, se registraron los valores más bajos de porcentaje de cenizas en especies de la intermata, para los tres tratamientos (Figura 18).

Figura 18: Porcentaje de cenizas de *P. prionitis* (mata) y las especies presentes en la intermata, en parcelas sometidas a los tratamientos: T, testigo; C, cortadas con desmalezadora y Q, quemadas, en distintas fechas (n=6; letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas, $p < 0.05$).



4. DISCUSIÓN

4.1 Tratamiento fuego (incendio experimental)

- Carga de combustible e intensidad del fuego

El fuego es un disturbio en una comunidad, puesto que remueve parcial o totalmente a la biomasa en pie. No obstante, existen grandes diferencias según el tipo de bioma que se considere. En un bosque, debido a la alta densidad y características de la biomasa, el fuego avanza lentamente; su efecto va más allá de la mera pérdida de biomasa, dado que las altas temperaturas persisten y afectan también a las estructuras de renuevo y a los bancos de semilla del suelo (Santana *et al.*, 2010).

Por el contrario, la cantidad de combustible disponible en pastizales es usualmente más baja que la existente en arbustales o bosques y esto determina que la cantidad de calor liberada en la superficie y dentro del suelo sea menor que en un bosque. El viento tiene aquí una gran incidencia, generando un frente de llamas importante (De Bano *et al.*, 2005).

Se estima que solo aproximadamente del 10 al 15 por ciento de la energía liberada durante la combustión es absorbida y transmitida dentro del suelo. Las temperaturas registradas a poca profundidad de la superficie (entre los 5 y 10 cm) son ligeramente superiores a las del ambiente y diversos autores (Feldman *et al.*, 2004; De Bano & Neary, 2005) encontraron que ese aumento de temperatura superficial disminuye rápidamente en el tiempo y en profundidad. En este sentido, tanto la duración como los máximos valores alcanzados, son importantes para la sobrevivencia de los tejidos vegetales. Según Hare (1961), la muerte de raíces se produce cuando la temperatura llega a los 48° C. Por su parte, Wright (1982) incorpora un periodo fijo de tiempo a ese umbral térmico y asegura que 10 minutos de exposición se traducen en la muerte de la mayoría de los tejidos.

Por otra parte, Whelan (1995) afirma que temperaturas mayores a 60° C son letales para las plantas, determinando así el punto de muerte térmica y de desnaturalización de las proteínas (Precht *et al.*, 1973). De manera coincidente, Midgley *et al.* (2010) sostienen que los tejidos meristemáticos mueren durante un período de calentamiento relativamente corto a 60° C y, en última instancia, las plantas mueren por deshidratación debido al calor directo del fuego.

Los resultados del presente estudio muestran altos valores de intensidad de fuego que ocasionó el rápido consumo de la totalidad del combustible, dejando gran cantidad de cenizas

en la superficie de las parcelas. Esta rápida combustión podría atribuirse a que el material combustible predominante en las parcelas experimentales, clasificado como fino, fueron hojas (diámetro menor a 0.5 cm) que son las que mayor velocidad otorgan al avance del fuego. Este tipo de combustible permite también predecir el comportamiento y la velocidad de propagación (Zárate y Kunst, 2008).

Los valores de intensidad registrados fueron muy superiores a los hallados por Fidelis *et al.* (2010), quienes en pastizales y arbustales del sur brasileño calcularon valores entre 36 y 319 kW.m⁻¹ para cargas de combustible fino que variaron entre 3900 y 14400 kg MS. ha⁻¹. Trollope *et al.* (2002) registraron intensidades extremas de hasta 17905 kW.m⁻¹ en sabanas africanas, valores mayores de los obtenidos en las parcelas bajo estudio (1303–2840 kW.m⁻¹).

En sabanas australianas dominadas por pastizales perennes altos, Scott *et al.* (2010) estimaron intensidades de 91.9 kW.m⁻¹ para un régimen de quema anual, valor sensiblemente menor a los estimadas en *P. prionitis*, mientras que cuando las quemas fueron bianuales, las intensidades aumentaron a 1465 kW.m⁻¹. En sabanas dominadas por *Elionorus muticus*, en Santiago del Estero, Kunst *et al.* (2003) hallaron que la intensidad frontal osciló entre 760 y 3900 kW.m⁻¹ con alturas de llamas entre 1.6 y 3.5 m, resultando en fuegos de alta intensidad, muy similares a los hallados en el pajonal de *P. prionitis*.

- Temperatura del suelo

En quemas experimentales, Coutinho (1994), registró valores máximos de 47°C, 33°C y 25°C a 1; 2 y 5 cm de la superficie del suelo, respectivamente y señaló que las especies de gramíneas postradas (rastreras) sufren más los efectos del fuego que las cespitosas (matas), naturalmente más protegidas. Temperaturas muy superiores había encontrado Cesar (1980), en campos del sur brasileño con un denso estrato de arbustos que aportó combustible de mayor diámetro, responsable de temperaturas muy altas en el primer centímetro de profundidad (280°C). Bernardis *et al.* (2004), en pastizales característicos de albardones del río Paraná en Corrientes, registraron temperaturas inferiores a 59°C a 2 cm de profundidad.

Situación similar fue hallada por Casillo (2004), en quemas controladas realizadas en una sabana del Chaco semiárido, donde la temperatura media a 1 cm de profundidad resultó significativamente menor a la registrada en la superficie del suelo. Silva Marinho (2013) encontró que a 1 cm de profundidad, las temperaturas máximas en quemas realizadas en septiembre de 2009 en pastizales dominados por *Andropogon gayanus*, fueron de 30°C, solo

6°C por encima de los valores pre-quema. El mismo autor mencionó que en áreas donde predominó *Melinis minutiflora*, las temperaturas halladas fueron 28 y 25°C, a 1 y 5 cm de profundidad respectivamente, valores similares a las registradas en nuestros resultados con *P. prionitis*.

Efectivamente, en nuestras parcelas experimentales del pajonal de *P. prionitis*, las temperaturas siempre se mantuvieron por debajo de los umbrales citados, pocos grados superiores a la temperatura ambiental a 1 y 3 cm de profundidad, y en los tres momentos de medición (0; 10 y 30 minutos de apagado el fuego). A profundidad mayor (5 cm), los rangos de temperatura fueron levemente menores a los valores del ambiente. Por las bajas temperaturas alcanzadas en las parcelas experimentales quemadas, nuestros resultados concuerdan con la afirmación de Albanesi y Anriquez (2003) y Payton & Pierce (2009), quienes observaron que en fuegos de pastizales los efectos negativos del calentamiento sobre el suelo se minimizan, posibilitando una regeneración más rápida de la comunidad.

4.2 Efecto de los disturbios sobre las características químicas del suelo

Fósforo

El P inorgánico es la principal fuente de P disponible para las plantas (Pascale *et al.*, 2002). Knoepp *et al.* (2005) sostienen que la combustión de hojas deja sobre el suelo cenizas ricas en cantidades relativamente grandes de P disponible y, si las temperaturas alcanzadas durante la quema son menores a 300°C, no se producen cambios en las fracciones de P (Urioste *et al.*, 2009). En pastizales situados en el noroeste de Alemania, Mohamed *et al.* (2007) no encontraron diferencias significativas en los valores medidos mensualmente de P entre parcelas quemadas y testigo, inmediatamente después y hasta 10 meses posteriores.

Los resultados de los análisis de las parcelas post-quema (30 de diciembre de 2011), mostraron un mayor nivel de P disponible, diferencia que se mantuvo durante todo el período en análisis. En las parcelas con corte también se evidenció un incremento en las concentraciones de P y, si bien los valores eran menores a los de las parcelas Q, las diferencias no fueron estadísticamente significativas debido a la alta heterogeneidad ambiental, presentando ambos tratamientos diferencias con el testigo, que no varió entre las fechas evaluadas.

El incremento de P en las parcelas C podría atribuirse a que los restos vegetales que retornan al suelo (debido a que este tratamiento no incluyó su remoción) poseen P orgánico, que, una vez mineralizado, aumenta el P disponible producto de la actividad microbiana (Darwich, 2005). Los mayores tenores de P, tanto en parcelas Q como en parcelas C, podrían traducirse en un aumento de la calidad forrajera (Iacopini *et al.*, 2005).

Estos resultados son contrarios a lo que afirman Dick *et al.* (2008) para suelos ácidos, con pastizales naturales en el estado de Rio Grande do Sul (Brasil), donde el P disponible no difirió entre parcelas pastoreadas y quemadas, especialmente en los primeros 5 cm del perfil del suelo.

Independientemente del tratamiento de disturbio, en nuestro caso hubo un aumento del P disponible en el verano (30 de diciembre 2011) con respecto a los valores primaverales siguientes (1° de noviembre de 2012), mostrando una variabilidad estacional del P disponible, situación similar a la observada por Pascale *et al.* (2002) en pastizales del departamento Federal (provincia de Entre Ríos).

Materia orgánica

El fuego puede afectar negativamente al contenido de MO del suelo, por disminuir el aporte de material a ser degradado por la microflora, repercutiendo a largo plazo en la disminución de la fertilidad del suelo (Bernardis *et al.*, 2004).

Hepper *et al.* (2008) hallaron en suelos Entisoles, propios del ecosistema del caldenal pampeano, que la disminución en la proporción de MO se produce cuando se superan los 500°C, temperaturas muy superiores a las documentadas en las parcelas quemadas experimentalmente.

Por el contrario, Bernardis *et al.* (2004) concluyeron que en suelos con pastizales característicos de albardones del río Paraná, en Corrientes, la quema anual durante dos años consecutivos no tuvo efecto negativo sobre los contenidos de MO y N del suelo a distintas profundidades, en comparación con parcelas no quemadas. Nuestros resultados son concordantes con lo hallado por estos últimos autores, puesto que no solo no hubo pérdida de MO en el pajonal bajo estudio, sino que se registró un incremento inicial en las parcelas Q respecto a los otros tratamientos, aunque no fue estadísticamente significativo. Respecto a

perdidas del sistema Zhao *et al.* (2012), reportaron que no solo existe liberación de carbono durante la combustión, sino que estas se extienden luego del evento de quema, en comparación con el ambiente no disturbado.

pH

Knoepp *et al.* (2005) establecieron que como resultado de una quema, se producían ligeros aumentos temporarios de pH por el aporte de las cenizas ricas en cationes que se acumulan en la superficie. Por el contrario, en el experimento ya mencionado, Mohamed *et al.* (2007) no detectaron cambios en el pH como resultado del tratamiento fuego.

Nuestra situación se ajustó a este último modelo. El pH se mantuvo estable en el intervalo de valores medianamente ácido, sin diferir de los tenores preexistentes a los disturbios y a lo largo del período en estudio. Los valores evidenciados por los análisis aseguran la disponibilidad de P y N, sin formar compuestos insolubles que tiendan a inmovilizarse.

Nitratos

El N es el nutriente más variable en el perfil del suelo, pudiendo volatilizarse rápidamente durante el fuego (Knoepp *et al.*, 2005). Por consiguiente, es uno de los más afectados por este tipo de disturbio y los cambios afectan directamente a la productividad del ecosistema (Neary *et al.*, 2005). No obstante, estos autores afirman que en suelos ricos en N y, ante un fuego de magnitud, la productividad podría no cambiar significativamente.

Por el contrario, en suelos carentes del nutriente, si sucede una quema puede resultar en un mayor cambio negativo en la productividad. Ojima *et al.* (1994) encontraron que la frecuencia anual de quema disminuye significativamente la disponibilidad de N en pastizales altos. Por su parte, Mohamed *et al.* (2007) hallaron diferencias significativas en NO_3^- a los 2 y 3 meses posteriores a las quemas experimentales, independientemente de la época del año a favor del tratamiento quemado; en los meses sucesivos, las diferencias entre tratamientos desaparecieron.

Nuestros resultados muestran que los valores de NO_3^- disminuyeron a los 80 días de realizada la quema (30 de diciembre de 2011), y si bien todas las parcelas presentaron valores bajos, particularmente en las parcelas quemadas se registraron las menores disponibilidades

de NO_3^- , situación que se corresponde con las parcelas que más productividad de rebrotes de *P. prionitis* y biomasa total tuvieron.

Los resultados muestran que la concentración de NO_3^- baja a los 80 días y luego, poco más de un año más tarde, los valores aumentan significativamente. Esto concuerda con Knoepp *et al.* (2005) quienes sostienen que este incremento se debe a la nitrificación de NH_4^+ elevando la concentración de NO_3^- , proceso que puede durar aproximadamente 20 meses, dependiendo de la severidad y la frecuencia del fuego.

4.3 Efecto de los disturbios a nivel comunidad

- Composición de la comunidad

Las 37 especies censadas inicialmente en el pajonal son inferiores al número reportado por Marchetti y Aceñolaza (2011), quienes encontraron en la misma comunidad vegetal, en islas de la llanura aluvial del río Paraná Medio, riquezas que oscilaron entre 53 y 73 especies, según la historia de quema. Muy por debajo de los valores anteriores, Malvárez y Kandus (2005) habían censado en el Parque Nacional Predelta (departamento Diamante, provincia de Entre Ríos), diferentes fisonomías vegetales y la riqueza de los pajonales varió entre 7 y 17 especies, dependiendo del censo, siendo éste un valor intermedio en comparación a los otros ambientes caracterizados. Marchetti y Aceñolaza (2005), en pajonales de islas cercanas a las anteriores, obtuvieron valores de diversidad y riqueza muy similares a los de Malvárez y Kandus (2005): 2.75 y 17 respectivamente.

Franceschi (2005) había comprobado que estos pajonales son florísticamente más ricos aguas arriba (islas del norte santafecino) que en el sur (Isla Campo Rico, departamento San Jerónimo, provincia de Santa Fe), siendo 92 y 60, respectivamente, el número de especies halladas en sucesivos censos, señalando como especies fieles de la comunidad a *Oxalis* sp., *Alternanthera philoxeroides*, *Mikania periplocifolia* y *Eleocharis* sp. Estas especies también se registraron en el pajonal bajo estudio, además de algunas propias con distintos niveles de constancia, presentes en todas las parcelas desde el inicio. Tal es el caso de: *Paspalum* spp., *Echinodorus grandiflorus*, *Hyptis lappacea*, *Polygonum* spp., *Fimbristylis squarrosa* y *Mimosa strigillosa*, entre otras, que perduraron a través del tiempo, independientemente de los tratamientos.

- Análisis post-disturbios

En las últimas décadas se ha producido un cambio de paradigma respecto al fuego y, en lugar de visualizarlo solo como un disturbio que afectaría negativamente a una comunidad herbácea, se lo ve como una oportunidad de manejo y conservación del pastizal (Wallace, 1990). En este sentido, existen numerosos antecedentes sobre el manejo del fuego prescripto, tanto en el exterior (Svejcar & Browning, 1988; Cuomo *et al.*, 1998; Dick *et al.*, 2008;) como en nuestro país (Kunst *et al.*, 2003; Littera, 2003; Casillo, 2009; Fernandez *et al.*, 2011).

Heringer y Jacques (2001) observaron cambios en la dinámica y la asociación de especies en comunidades adaptadas al fuego, siendo las gramíneas el componente más tolerante, por el continuo crecimiento de los meristemas intercalares y los macollos a nivel de suelo o protegidos por la vainas de las hojas.

En un pajonal de *Paspalum quadrifarium* de la pampa deprimida (provincia de Buenos Aires) con exclusión del pastoreo, la cubierta vegetal se restableció en la primera temporada de crecimiento después de ocurrido un incendio a valores similares a los manchones del pajonal virgen (Littera, 2003). Coincidentemente, Peláez *et al.* (2003), en un pastizal del sur pampeano, sostienen que la ocurrencia de un único fuego no produce el reemplazo de especies, ya que la comunidad vegetal se mantiene y, en ese caso, se registraron además leves variaciones en la abundancia de las principales gramíneas.

Esto permite explicar que bajo nuestras condiciones, tanto a los pocos meses del disturbio como al final del experimento, la dominante *P. prionitis* continuó siendo la especie más constante y con mayores abundancia y cobertura. Los valores de cobertura de *P. prionitis* en el último censo (1° de noviembre de 2012) fueron más altos en el C que en la Q (80 y 65 %, respectivamente).

Las especies del pajonal no desaparecieron masivamente; antes bien, la estructura esencial de la comunidad se mantuvo a lo largo del tiempo y a pesar de los disturbios. De las 37 especies censadas originalmente, sólo ocho no volvieron a ser censadas. Si bien la dominante es una planta C4, en el resto de la comunidad predominan notoriamente las especies de vía metabólica C3, de lo cual se puede inferir que no se trata de una comunidad que sufra un acentuado estrés hídrico, ya sea por déficit de precipitaciones o exceso de salinidad (Feldman *et al.*, 2008).

La segunda en importancia por su valor de constancia y abundancia, *Cynodon dactylon*, es considerada maleza muy agresiva en sistemas agrícolas, y aunque su calidad forrajera no es óptima, en este tipo de ambientes puede ser un recurso aceptable en términos forrajeros (Oakley, 1999). Bajo nuestras condiciones experimentales, la presencia de esta especie se vio afectada negativamente, pero dado que se trata de una planta estolonífera, estimamos que a mediano plazo recuperará su espacio frente a las otras especies de la comunidad.

En términos generales, las otras especies de Poáceas y graminiformes se vieron poco afectadas por los disturbios de corte o quema, o en algunos casos, éstas se establecieron una vez que se verificó una apertura en el canopeo (por ejemplo: *Bromus catharticus*, *Leersia hexandra*, *Poa annua*, etc., especies de buen valor forrajero acorde a la bibliografía (Casermeiro y Sphan, 1997).

Las Fabáceas (*Mimosa strigillosa*, *Dolichopsis paraguariensis*, *Desmodium incanum* y *Desmanthus virgatus*) tampoco se vieron muy afectadas por los tratamientos experimentales, y si bien no aportan un gran volumen de forraje, su presencia probablemente sea significativa para la economía del nitrógeno considerando su probable asociación de simbiosis mutualista con Rhizobiáceas, que ha sido muy poco estudiada en su biología.

La recuperación de la cobertura luego de los disturbios fue rápida, similar a lo observado por Franceschi (2005) luego de una inundación catastrófica del río Paraná donde los pajonales recubrieron la superficie a lo largo de un periodo sucesional de años, donde en una primera etapa el sustrato fue ocupado por especies de ciclo corto y luego se completó la regeneración con rebrotes de las matas de *P. prionitis* sobrevivientes.

No obstante, en nuestro caso no ocurrió ese modelo sucesional: la vegetación se regeneró principalmente a partir de los rebrotes de las matas de *P. prionitis*. Las especies de la intermata post disturbio fueron las mismas que ya estaban en la matriz del pajonal. Esto se debió a que la magnitud del disturbio en nuestras parcelas fue inferior a la analizada por Franceschi (2005), ya que la cobertura de *P. prionitis* se reestableció en los primeros 80 días de forma similar en las parcelas C y Q (circa 50%).

Aceñolaza *et al.* (2008) afirmaron que los pajonales de *Panicum prionitis* del valle del Paraná son las comunidades de mayor riqueza específica de la región y el fuego y las inundaciones recurrentes son los disturbios fundamentales para mantener su estructura y composición. Conclusiones similares a las de Franceschi (2005), fueron obtenidas por

Marchetti y Aceñolaza (2011): las diferentes historias de fuego tienen escasa importancia como agente de variación florística, siendo en realidad la micro-topografía y el régimen hidro-sedimentológico del río Paraná, los principales agentes causantes de la variabilidad en los pajonales.

Por su parte, la recuperación de juncales puros de *Schenoplectus californicus* en humedales del bajo delta del río Paraná, luego de incendios ocasionales, mostró que el recubrimiento del suelo fue bajo (22%) cuando estuvo seco y la intensidad del fuego fue alta; en cambio cuando los incendios fueron menos severos (suelo húmedo), tenían una mayor recuperación de la vegetación (40%). Por último, cuando estos estuvieron saturados de agua, la cobertura se recuperó en gran parte (66%) después de transcurrida una temporada de crecimiento (Salvia *et al.*, 2012).

Las especies *Cynodon dactylon*, *Cyperus entrerianus*, *Paspalum intermedium* y *P. plicatulum* aumentaron su cobertura en las parcelas quemadas. Esta última especie, al igual que *P. urvillei*, tuvo aumentos de cobertura solo en el tratamiento cortado y cabe destacar que ambas especies de buena aptitud forrajera y son altamente productivas. Situación similar reporta Jacques (2003) quien promueve el corte como opción a la quema en pastizales del sur brasilero, debido a que aumenta la participación de especies del género *Paspalum* y *Desmodium incanum*.

En este trabajo, *Eryngium ebracteatum* no se vio afectado por los disturbios, siguiendo el patrón encontrado por Fidelis *et al.* (2010), quienes observaron que especies del género *Eryngium* rebrotaron rápidamente una semana después de la quema, debido a que la roseta no se ve afectada por las llamas.

En cambio, *Alternanthera philoxeroides* (considerada una buena forrajera) tuvo una tendencia diferente a la registrada por Salvia *et al.* (2012) en pajonales del bajo delta post incendio, quienes vieron que es una excelente colonizadora de suelos desnudos. En nuestro caso estuvo desde el inicio y solo bajó la constancia a los 80 días de iniciado el experimento en parcelas T y C, aumentando al año en ambos tratamientos. Por el contrario, en las parcelas Q la especie tardó en recuperarse hasta pasado un año.

Efectos sobre Diversidad (H'), Riqueza (S) y Equitatividad (E)

Neiff (2001) sostiene que el fuego prescripto favorece el mantenimiento de la biodiversidad porque evita la acumulación de combustible en el suelo, que podría producir la muerte o segregación temporal especies al originarse incendios de gran magnitud. Por su parte, Marchetti y Aceñolaza (2011) hallaron que el fuego no genera cambios significativos en la riqueza y en la diversidad en un pajonal de *P. prionitis*.

En nuestro experimento, inicialmente los disturbios no tuvieron efecto sobre la diversidad, aunque las parcelas T presentaban menor equitatividad por la fuerte dominancia de *P. prionitis*. Un año después, la diversidad fue mayor en las parcelas C y Q que en las T, donde *P. prionitis* seguía ejerciendo una dominancia absoluta y, por lo tanto, presentaban menores valores de riqueza florística y equitatividad. Estos resultados son coincidentes con lo hallado por Marchetti y Aceñolaza (2011), quienes establecieron que los mayores valores medios de S y H' se verificaban en pajonales que habían sido incendiados hacía 4 años. A su vez, Kunst *et al.* (2003) obtuvieron resultados similares en sabanas de *Elionurus muticus* de la región chaqueña, con aumentos de H' en respuesta al fuego.

Si bien no existieron diferencias significativas entre los tratamientos en diciembre de 2011, la riqueza fue mayor en las parcelas C. Esto podría atribuirse a que las plantas de la intermata sufrieron menos disturbio en el tratamiento C que en el Q: sólo una pequeña pérdida de biomasa verde debido al corte y rápidamente pudieron reanudar el crecimiento. La apertura de espacios por fuego o corte permitió el aprovechamiento de recursos (luz y espacio, Mc Connaughay & Bazzaz, 1991) de los micrositios, por parte de especies que ya estaban al comienzo del experimento (*Echinodorus grandiflorus*, *Chenopodium ambrosioides*, *Conyza bonariensis*, *Desmodium incanum*). El tratamiento corte permitió el establecimiento de otras especies (*Bothriochloa longipaniculata*, *Bromus catharticus*, *Echinochloa colona*, *Desmanthus virgatus* y *Eupatorium macrocephalum*). En menor medida, la quema también favoreció el ingreso de especies nuevas que no estaban desde el inicio, ejemplo de esto son: *Deyeuxia viridiflavescens*, *Hemarthria altissima*, *Vernonia glabrata* var. *angustifolia* y *Phyla nodiflora*.

Estos datos concuerdan con los de Fidelis *et al.* (2012), quienes afirman que el fuego genera micrositios que permiten el establecimiento de nuevas especies, debido a la eliminación de la competencia de las matas. Coincidentemente con nuestra información,

estos autores sostienen que el fuego no aumenta significativamente la diversidad de plantas. Contrariamente, Feldman & Lewis (2005) encontraron un incremento en la riqueza y la diversidad, incluyendo malezas, aunque la mayoría de las especies que se establecían post disturbio eran parte del banco de semillas de la comunidad (Alzugaray *et al.*, 2003). En nuestra situación no hubo establecimiento de malezas y esto es probable que se deba a que la región bajo estudio no ha sido aún incorporada a la agricultura, sino que se destina a la ganadería.

4.4 Efecto de los disturbios sobre la acumulación de biomasa

Diversos autores sostienen que el fuego no debería considerarse un disturbio (*sensu* Grime, 1979) sino parte de la dinámica de esas comunidades, que presentan alta resiliencia (Feldman & Lewis, 2005). Por ejemplo, Svejcar & Browning (1988) hallaron mayor densidad de macollos en plantas quemadas y rebrotadas de *Andropogon gerardii* y *Sorghastrum nutans*, al igual que Cuomo *et al.* (1998) en *Panicum virgatum* y Mc Farland & Mitchell (2000) en *Eragrostis curvula*. Trabajando con *Spartina argentinensis* en condiciones de invernadero, Feldman *et al.* (2004) determinaron que el efecto del fuego era equivalente a la remoción mecánica o corte. Las plantas que rebrotaban tenían altas tasas de crecimiento debido a un incremento en las tasas fotosintéticas, aun bajo condiciones de estrés hídrico.

La biomasa de *P. prionitis* producida en nuestras parcelas experimentales se ajusta a lo que obtuvieron estos autores; aunque inicialmente es mayor en las parcelas Q que en las C, posteriormente las diferencias no son significativas y con alta acumulación de biomasa. Las parcelas quemadas recuperaron el 38% del valor original de biomasa previo al disturbio solo con la porción de los rebrotes de *P. prionitis*, mientras que el tratamiento cortado fue del 22%. Ambos valores son inferiores a la recuperación de pajonales quemados de *Elionurus muticus*, cuya acumulación durante un año fue del 55% de los valores originales (Albutte, 2009).

En el pajonal de *P. prionitis* estudiado, la mayor acumulación de biomasa se produjo en las dos primeras evaluaciones, coincidentes con las estaciones cálidas (30 de diciembre de 2011 y 22 de marzo de 2012), disminuyendo en el periodo invernal (26 de junio de 2012). La recuperación de los rebrotes de *P. prionitis* fue más importante en las parcelas Q: en los primeros 80 días acumularon 4227.8 kg MS.ha⁻¹ del total anual para esa fracción (6263.4 kg MS.ha⁻¹).

Esas cifras resultaron inferiores a las registradas en pastizales de albardones del río Paraná en la provincia de Corrientes, con predominio de gramíneas de los géneros *Sorghastrum*, *Andropogon* y *Paspalum* (Bernardis *et al.*, 2005). En este último experimento, la acumulación de biomasa en primavera fue de 9500 y 5055 kg MS.ha⁻¹ en los tratamientos de quema anual o bianual, respectivamente y 3337 kg MS.ha⁻¹ en el testigo.

Nuestros resultados son opuestos a los registrados por Cesar (1980) quien en pastizales arbustizados en el Distrito Federal (Brasil) tratados con corte y quema, hallaron que la biomasa aérea fue menor al testigo acumulando solo 3600 kg MS.ha⁻¹ en ambos tratamientos. Cardoso *et al.* (2000) compararon áreas con y sin quema en una sabana del Pantanal del Mato Grosso y hallaron que las áreas quemadas tuvieron menor producción de biomasa acumulada durante los 11 meses siguientes al disturbio. Asimismo, la broza acumulada durante ese periodo en las parcelas quemadas fue el 25 % con respecto al área sin quema, lo cual indica que, a diferencia de nuestro trabajo, las especies de la intermata no se recuperaron, redundando esto en suelo descubierto durante gran parte del tiempo analizado.

La biomasa de las especies presentes en la intermata se vio incrementada por los cortes trimestrales tanto en las parcelas C como en las Q (Fig. 13). Este aporte realizado por la intermata en el tratamiento Q es coincidente con lo reportado por Sacido *et al.* (2004) en pajonales de *Paspalum quadrifarium* de la cuenca del Salado (provincia de Buenos Aires) quienes en una quema de primavera observan que la intermata aportó valores que variaron a lo largo del experimento entre 33; 36 y 30 %, principalmente por *Lotus tenuis*. Si bien *L. tenuis* no es una especie nativa, ya está naturalizada en el país y es muy importante considerando el aprovechamiento ganadero por su alta digestibilidad y aporte de nitrógeno al suelo por parte de las Rhizobiáceas con quienes establece una relación simbiótica (Miñón *et al.*, 1990).

Nuestras observaciones concuerdan con las de Payton & Pearce (2009), quienes trabajaron en pastizales altos de *Chionochloa rigida* en Nueva Zelanda. Incendios prescritos en primavera y bajo condiciones de humedad, provocaron que la mayor parte de la cubierta vegetal del suelo se quemara y las bases de las matas se redujeron a no más de 8 o 10 cm de alto. No obstante, a los seis meses tanto las matas como las especies de la intermata rebrotaron vigorosamente, registrando aumentos de biomasa en relación al testigo. En nuestro caso, el tratamiento Q afectó al crecimiento de las especies de la intermata, aunque no las

extinguió y solo retardaron el crecimiento de los primeros 80 días. El fuego eliminó los tejidos secos acumulados que actúan como un eficaz escudo contra el calor para la mayoría de los meristemas (Payton y Pearce, 2009) y promovió el rápido rebrote de las matas de *P. prionitis*, respondiendo positivamente al incremento de recursos (fósforo disponible, luz). El tratamiento corte generó un leve daño en *P. prionitis*, manifestado por un menor crecimiento en las parcelas C, situación que favoreció a las especies de la intermata.

Otieno *et al.* (2009) encontraron diferencias ecológicas en términos de productividad, acumulación de biomasa y cambios en la composición de especies, cuando el mismo recurso se pastorea o no: las especies graminiformes se veían favorecidas por el pastoreo, no así las restantes. Los autores sostenían que podría deberse a lo que Mc Naughton (1983) postuló como aumento compensatorio de acumulación de biomasa frente a la herbivoría. En este sentido, las cosechas trimestrales de biomasa de la intermata en las parcelas C y Q de este experimento mostraron mayor acumulación en relación al tratamiento T (Fig. 13). Caso contrario ocurrió con *P. prionitis* donde la acumulación de biomasa fue mayor en un corte anual después del disturbio inicial, lo cual estaría indicando que no es una especie que se adapta a remociones periódicas de biomasa. Igual tendencia se registró en la biomasa total acumulada, puesto que el aporte de *P. prionitis* es mucho mayor que el de las especies de la intermata.

Miranda *et al.* (2011) en pajonales de *Paspalum intermedium* y *Sorghastrum setosum* observaron que la producción acumulada no variaba entre especies y que solo se detectaron diferencias entre frecuencias de cosecha: con cortes cada 28 días ambas especies producían menos que con cortes a 56 y 84 días, sin existir diferencias entre estas dos frecuencias. Concluyeron que un aumento en la frecuencia de corte reducía la producción de ambas especies, situación similar a las cosechas trimestrales de *P. prionitis* registradas en el pajonal estudiado.

4.5 Efecto de los disturbios sobre la calidad forrajera

Hidalgo *et al.* (1998) destacaron que el conocimiento del valor nutritivo, integrado con información de disponibilidad y variación estacional de biomasa, es muy importante para el manejo ganadero porque permite compatibilizar la demanda del ganado y la oferta del pastizal.

Una de las metas de la quema prescrita es incrementar la producción y calidad del forraje por aumentos en la digestibilidad o cambios en la composición de especies, además de remover el forraje maduro no utilizado (Holechek *et al.*, 2001). Fernández *et al.* (2011) sostuvieron que con una quema prescrita es posible mejorar la palatabilidad del pastizal.

- *FDN*

Los rebrotes de las matas en los tratamientos C y Q tuvieron valores más bajos que los de las parcelas T, mientras que la intermata tuvo valores de FDN menores a los rebrotes de mata en todos los tratamientos, lo cual coincide con lo hallado por Sacido *et al.* (1995), quienes observaron una disminución de FDN a los 4 y 7 meses después de quemas invernales prescritas de *Paspalum quadrifarium*. Meses después, ya en invierno, no se detectó el efecto del fuego. Igual comportamiento observaron Araújo Crispim *et al.* (2003) en *Andropogon bicornis*, *A. selloanus*, *Axonopus purpusii* y *Mesosetum chaseae*: menores valores de FDN en matas rebrotadas después del fuego.

- *FDA-Digestibilidad*

Los valores de FDA de los rebrotes de las matas siempre fueron mayores que los de la intermata. Las matas rebrotadas después del disturbio no aumentaron su digestibilidad en relación al testigo, a diferencia de lo hallado por Sacido *et al.* (1995). Estos autores observaron en un pastizal de *Paspalum quadrifarium* que la digestibilidad de los rebrotes post quema aumentó significativamente en enero (45% quema vs. 33 % no quema) y luego en marzo las diferencias prácticamente se anularon (28 y 23, respectivamente). En cambio, Heringer y Jacques (2002) observaron en pastizales de Rio Grande do Sul (Brasil) que la digestibilidad media fue mayor en los tratamientos cortados, valores intermedios en el testigo solo pastoreado (52.5 %) e inferior en el tratamiento quemado (46.8 %).

Hidalgo *et al.* (1998) determinaron calidad forrajera en ciertas especies de algunos géneros que se encuentran en la intermata de nuestro experimento (*Paspalum*, *Poa*, *Bothriochloa*). Estos autores hallaron valores de digestibilidad más altos (60.3, 66.8 y 63.1 %, respectivamente) a los del conjunto de especies de la intermata aquí estudiada, y posiblemente esto se deba a que nuestros análisis fueron realizados sobre el conjunto de especies de la

intermata, lo cual determina que se obtengan valores promedios y no específicos de cada especie presente. No obstante, cabe resaltar que excepto en marzo de 2012 para el tratamiento Q, las especies de la intermata siempre tuvieron mayores valores de digestibilidad que las matas de *P. prionitis*.

- *Proteína Bruta*

Los rebrotes de la mata tuvieron menos PB que la intermata, aunque no siempre las diferencias fueron estadísticamente significativas en las parcelas disturbadas. Roig *et al.* (2003) sostienen los tenores proteicos de *P. prionitis* son muy bajos, 3-4 % y sugieren el reemplazo de esta especie por *Brachiaria humidicola*, que posee 5-7 % de PB, lo que permite aumentar la carga ganadera de manera significativa. Con las prácticas de manejo evaluadas en el presente trabajo, se alcanzan los valores que describen los autores para *Brachiaria humidicola*, sin necesidad de reemplazar los pajonales.

No obstante, los rebrotes de *P. prionitis* están muy por debajo a los porcentajes que mostraron los rebrotes de *Paspalum quadrifarium*, que luego de la quema llegan a valores del 17 % en primavera (Sacido *et al.*, 2004). Esto podría atribuirse a que la intermata de *P. quadrifarium* es muy rica en una especie fijadora de nitrógeno como *Lotus tenuis*, que presenta valores de hasta 22 % PB en diciembre, para luego caer al 14 %. Estos tenores también fueron muy superiores a lo que se determinó en la intermata de nuestro pajonal. Más aún, la intermata de las parcelas testigo son las que mayor valor de PB tuvieron; esto muy probablemente se pueda atribuir al efecto conjunto de muestreo aleatorio por una parte y a ambientes naturales altamente heterogéneos como los aquí estudiados.

En este sentido Franceschi, *et al.* (1985) reportaron una gran heterogeneidad en las comunidades vegetales insulares del río Paraná aunque cada una de ellas presente baja diversidad, con una marcada dominancia de *P. prionitis*, para el caso de los pajonales.

Heringer y Jacques (2002) obtuvieron valores de PB de 11.5 % en promedio, cuando cortaron el pastizal cada 90 días (frecuencias similar a la de nuestro estudio) debido a que el corte cambia la relación hoja/tallo, al reducir la porción de tejidos de sustentación, pobres en el contenido de nitrógeno (Tivano *et al.*, 2007). Este efecto no se reflejó en el tratamiento cortado en nuestro experimento para los tenores de PB.

De acuerdo a lo definido por Leng (1990), quien caracteriza a los forrajes de baja calidad como aquellos con digestibilidad de la materia seca inferior a 55 % y menos del 8% de proteína bruta, los rebrotes de la matas de *P. prionitis* se encuentran dentro de los forrajes de baja calidad. En cambio, las especies de la intermata están en el límite de dichos umbrales. Roig *et al.* (2003) clasifican a *P. prionitis* como una especie intermedia que es consumida por el animal cuando no dispone de otras deseables con mejores características forrajeras.

- *Cenizas*

La ceniza afecta negativamente el valor energético de los alimentos (Sampedro *et al.*, 2007) y reduce la digestibilidad de la materia orgánica en 1% por cada porcentaje de incremento en el contenido de sílice que se encuentra incrustado en los tejidos de las plantas, de manera similar a lo que ocurre con la lignina (Smith, *et al.*, 1971). Estos autores encontraron que gramíneas, en diferentes estados fenológicos, presentaban valores de cenizas en el rango de 5.9- 10%, valores similares a los encontrados en las especies de la intermata.

Sabattini y Lallana (2007) encontraron que el contenido de cenizas de macrófitas del río Paraná era muy variable, según el sitio de muestreo, condición medio ambiental y el estado de desarrollo de la planta. Los autores registraron valores altos en géneros de los cuales algunos estuvieron presentes en la intermata del pajonal: *Ludwigia* (9.9-18.5%), *Hydrocotyle* (18.4-27 %), *Polygonum* (8.9-24.5%); y entre las gramíneas estudiadas estuvieron los géneros: *Panicum* y *Echinochloa*, con valores de 10.09 y 10.74 respectivamente, lo que muestra similitudes con los altos valores aportados por la intermata. Sabattini y Lorenzatti (1987), reportaron que las cenizas de *Paspalum repens* fueron del 20%, con marcadas fluctuaciones durante el ciclo de crecimiento, valores muy superiores a los registrados en la intermata reportados en esta Tesis y donde estuvieron presentes especies de dicho genero.

Valores similares de cenizas a los de la intermata fueron hallados por Bongiovanni (1986) en especies características del pastizal entrerriano, del departamento La Paz, en floración y que incluían especies integrantes de la intermata, tales como: *Chascolystrum subaristata* (9.88 %) y *Deyeuxia viridiflavescens* (12.58 %). Distinto fue el caso de *Cynodon dactylon* y *Phalaris angusta*, que presentaron 6.18 y 5.12 % respectivamente, tenores de ceniza bajos, similares a los de los rebrotes de *P. prionitis*. Sphan (1983), también en Entre Ríos, pero en el departamento Diamante, analizó el contenido de cenizas de especies componentes del pastizal

en diferentes estadios fenológicos y que se encontraron en la intermata de este experimento: *Eragrostis lugens* (8.18 %, \pm 1.05), *Paspalum plicatulum* (11.88 %, \pm 2.33) y *Bothriochloa longipaniculata* (13.4 %, \pm 2.17). La autora observó en general mayor concentración de cenizas en los primeros estadios, aunque en algunas especies mostraron comportamiento inverso. Otra de las especies presente en la intermata fue *Setaria parviflora*, quien presenta 21.42 %, \pm 6.9 de cenizas (Sphan, 1983), cantidad que supera ampliamente a las demás especies de la intermata. Esta información coincide con los resultados aquí presentados, que muestran que las especies de la intermata presentan mayor tenor de cenizas que los rebrotes de *P. prionitis*.

5. CONCLUSIONES

El fuego en el pajonal fue de baja severidad, no hubo cambios importantes en las temperaturas y en las características químicas del suelo, aunque produjo incrementos de fósforo disponible en el suelo, que favorecieron la acumulación de un importante volumen de biomasa, principalmente rebrotes de *Panicum prionitis* en los primeros 80 días post fuego. Esto permite concluir que una quema promueve y renueva a la especie dominante de la comunidad: *P. prionitis*, puesto que la recuperación es rápida. Este mayor volumen de rebrotes de *P. prionitis* es menos digestible que los aportados por la intermata, por lo cual tradicionalmente se vuelve a quemar para lograr una mejora en el valor nutritivo. Un aumento excesivo en la frecuencia de fuego puede degradar la comunidad, tanto por tener impactos diferenciales sobre la composición botánica (Kunst *et al.*, 2003), como por generar una drástica simplificación del hábitat. Inclusive, hay autores que sostienen que este aumento en la frecuencia del fuego podría repercutir negativamente en las aves especializadas que anidan en pastizales altos, pudiendo éstas desaparecer si las quemas son anuales (Casillo *et al.*, 2012).

Bajo nuestras condiciones experimentales, el tratamiento C tuvo efectos positivos similares al tratamiento Q: mejorar la calidad forrajera de los rebrotes, eliminar altas acumulaciones de biomasa muerta y aumentar la disponibilidad de determinados nutrientes, debido a que el material cortado queda en el sitio. La ventaja sustancial del C sobre las parcelas Q, se debe a que el incremento en la disponibilidad de fósforo evidenciada, fue reasignado de manera diferente a lo ocurrido en el tratamiento Q: fue utilizado más eficientemente por las especies presentes en la intermata en detrimento de los rebrotes de *P. prionitis*, debido a que esta porción produjo 1000 kg MS ha⁻¹.año⁻¹ más en el C que en la intermata de las parcelas Q, tendiendo de esta manera a equilibrar el desbalance existente entre la biomasa de las porciones de mata e intermata, logrando el C aumentar la oferta de esta última.

Los disturbios aumentaron la diversidad (H') y la riqueza (S) respecto al T, pero en las parcelas C se alcanzó rápidamente valores más altos de ambas variables, por lo cual las especies de la intermata tuvieron mayor acumulación de biomasa que en las parcelas Q.

Finalmente, se destaca que los tratamientos Q y C no modifican sustancialmente las características estructurales de *P. prionitis* debido a que esta especie posee un elevado

contenido de pared celular, determinando que la mejora de la calidad se limita a los valores mínimos señalados anteriormente como aceptables.

En función de los resultados presentados, se acepta la primera hipótesis planteada, debido a que ambos disturbios (Q y C) tuvieron efectos similares a nivel comunidad y sobre la acumulación de biomasa. La segunda hipótesis también es íntegramente aceptada, pues los resultados mostraron que las especies de la intermata tienen mejor calidad forrajera que las matas de *P. prionitis*, por lo cual la calidad forrajera se ve incrementada después de los disturbios.

5.1 Implicancias prácticas:

- Pautas de manejo ganadero:

El corte de la vegetación debería realizarse sabiendo que el pastoreo debe ser intenso durante un periodo acotado de tiempo, pues el forraje pierde rápidamente la calidad, para luego retirar la hacienda y “descansar el pajonal”. Debe estipularse que el área a cortar sea acorde con la cantidad de hacienda a pastorear de forma que se favorezcan parches con diferentes estructuras de vegetación, alternando áreas con rebrotes recientes más nutritivos, con áreas de pasto alto y material seco en pie, de manera de preservar el hábitat de aves y mamíferos que necesitan refugio.

En función de los porcentajes adecuados de utilización forrajera (Díaz, 2007) y los requerimientos totales de un novillo de 300 kg que gana 0.3 kg diarios (Sanpedro *et al.* 2007), el efecto de los tratamientos de C y Q sobre la intermata del pajonal de *P. prionitis*, permitirían cuadruplicar o triplicar la receptividad del pastizal, respectivamente. Junto con este incremento se debería incluir también el efecto promotor sobre la calidad de la oferta forrajera, aportada por los rebrotes de las matas de *P. prionitis*.

5.2 Futuras líneas de investigación:

- Cuantificar el comportamiento de animales en pastoreo. Deben evaluarse los momentos oportunos de pastoreo, luego de realizarse los disturbios (C y Q), para optimizar la utilización de los altos volúmenes de forraje de aceptable calidad, en cortos periodos de tiempo, debido a que la calidad cae rápidamente.
- Establecer la composición química de las cenizas, considerando que según Sphan (1983), es importante conocer las cantidades de calcio y fósforo presentes en ellas, ya que cumplen una función muy importante en el crecimiento de los animales.
- Cuantificar las emisiones de CO₂ que genera el fuego prescrito en estas comunidades vegetales, para estimar el balance de carbono entre la liberación y el fijado por el aumento de crecimiento post disturbio.

6. BIBLIOGRAFIA

A.O.A.C. 1984. Official Methods of Analysis. Association of Official Analytical Chemists. S. William (ed.) 14 th Ed. A.O.A.C., Washington D. C. USA. 190pp.

Aceñolaza, P.; Zambonii, P.; Sione, W. y Kalesnik, F. 2008. Caracterización de la región superior del complejo litoral del río Paraná: grandes unidades de ambiente. Temas de la Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino. Insugeo – CONOCET. 17 (2): 293-308.

Albanesi, A. y Anriquez, A. 2003. El fuego y el suelo. En: Fuego en los ecosistemas argentinos. Kunst, C., S. Bravo y J. L. Panigatti (eds.). INTA, Santiago del Estero, Argentina. 332pp.

Albute, V.C. 2009. Evaluación de la productividad primaria neta aérea de un pastizal de *Elionurus muticus* e *Imperata brasiliensis* de la Reserva El Bagual (Provincia de Formosa: Argentina) a partir de una quema prescripta. Tesina de grado. Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe. Argentina. 38pp.

Al-Tabini R. & A. Younger. 2004. An evaluation of the potential of *Atriplex nummularia* for sheep production in arid Jordanian rangelands; the effects of defoliation. 57th annual meeting of The Society for Range Management. Salt Lake City, UT, USA.

Araújo Crispim, S. M.; Cardoso, E. L.; Gonçalves Rodrigues, C. A.; Barioni, W.(Jr) 2003. Composição Química da Matéria Seca de um Campo de Pastagem Nativa Submetido à Queima, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. Archivo Latinoamericano. Producción. Animal 11:157-162

Balzarini M. G., Gonzalez L., Tablada M., Casanoves F., Di Rienzo J. A. Robledo C. W. 2008. Infostat. Manual del Usuario. Editorial Brujas. Córdoba, Argentina. 336pp.

Bernardis, A. C.; Fernández, J.; Goldfarb, M. C. y Casco, J. 2004. Impacto ambiental de la quema prescripta de un pastizal sobre la materia orgánica y el nitrógeno del suelo. Comunicaciones científicas y tecnológicas. Universidad Nacional del Nordeste. 4pp.

Bernardis, A. C.; Goldfarb, M. C.; Fernández, J.; y Casco, J. 2005. Acumulación estacional de biomasa aérea de un pastizal bajo distintas frecuencias de quema prescripta en el NO de Corrientes. Argentina. Revista Científica Agropecuaria. Universidad Nacional de Entre Ríos. UNER. 9:133-139.

Bernardis, A. C.; Roig, C. y Vilches, M. 2005. Productividad y calidad de los pajonales de *Sorghastrum setosum* en Formosa, Argentina. *Agri. Tecnica, Chile* 65:177-185.

Bissio, J. C. y Luisoni, L. H. 1989. Producción y calidad de forraje de un pajonal de *Spartina argentinensis* (Trin.) Parodi. Después de la quema en los Bajos Submeridionales Santafesinos. INTA Reconquista, Publicación Técnica N° 3. 18pp.

Bongiovanni, S. N. 1986. Valor nutritivo de las gramíneas del campo natural (monte), La Paz, Entre Ríos. Trabajo Final de Graduación de Ingeniero Agrónomo, Facultad de Ciencias Agropecuarias, UNER. 43pp.

Brambilla, D.M.; Kunrath, T.R.; Nabinger, C. 2011. Changes in the frequency of undesirable plants as a disturbance index in natural pastures. *Proceedings IX International Rangeland Congress*. Rosario, Argentina. 790pp.

Braun-Blanquet, J. 1979. *Fitosociología*. Blume Ediciones, Madrid. España. 820pp.

Bray, R. H. y Kurtz, L. T. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorous in soil. *Soil Sci.* 59:39-45.

Burkart, A. 1969. *Flora Ilustrada de Entre Ríos (Argentina), Gramíneas*. Colección Científica INTA. Tomo VI, parte 2da. Bs. As. 551pp.

Cabrera, A.L. 1976. *Regiones Fitogeográficas Argentinas*. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería, 2° edición ACME. Buenos Aires. 85pp.

Cardoso, E. L.; Araújo Crispim, S. M.; Rodrigues, S. A. y Barioni Júnior, W. 2000. Composição e dinâmica da biomassa aérea após a queima em savana gramíneo lenhosa no pantanal. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* 35:2309–2316.

Carreira, D. 2011. Cuantificación de la materia orgánica del suelo. Métodos de Walkley & Black. En: *Gestión de la calidad en los laboratorios de análisis de suelos agropecuarios*. SAMLA– ROINSA. Jornadas de actualización, Rosario. 2011.

Casermeiro, J. y Sphan, E. 1997. Principales forrajeras nativas de la provincia de Entre Ríos. Proyecto de Extensión de Cátedra. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Entre Ríos, Oro Verde, 113pp.

Casillo, J.; Di Giacomo, A. y Marino, G. 2012. Quemadas Controladas en pastizales. Una herramienta para el manejo de pastizales con fines productivos conservacionistas. Fundación Vida Silvestre Argentina y Aves Argentinas. Buenos Aires. 19pp.

Casillo, J. 2009. Efectos de la disponibilidad hídrica y el fuego sobre la germinación y reclutamiento de herbáceas y leñosas en una sabana del Chaco Semiarido. Tesis de Maestría. Escuela para Graduados Alberto Soriano. Universidad de Buenos Aires. 58pp.

Cesar, H. L. 1980. Efeitos da queima e corte sobre a vegetação de um campo sujo na fazenda Água Limpa, Distrito Federal. Dissertação de Mestrado em Ecología. Universidade de Brasília, Brazil. 59pp.

Churruarín, E. 2007. Afectación de la Ganadería Argentina por el evento natural hidrometeorológico “El Niño”. Informe de situación. Subsecretaría de Ganadería de la Provincia de Entre Ríos. 5p.

Combin, D.; Visintini, M.L.; Schmidt, C. 2010. La vulnerabilidad económica– productiva en el departamento Garay, Santa Fe: el caso de la ganadería de islas. En: revista Universitario de geografía. Universidad Nacional del Sur 19:19 -47.

Conti, M. 2000. Principios de edafología con énfasis en suelos argentinos. Editorial Facultad de Agronomía UBA, Buenos Aires. 430pp.

Coutinho, L. M. 1994. Uso do fogo em pastagens naturais brasileiras. In: Puignau, J.P. (ed.). Utilización y manejo de pastizales. Dialogo XL. IICA-PROCISUR Montevideo. Uruguay. 159-168.

Cuomo, G.J.; Anderson, B.E. & Young, L.J. 1998. Harvest frequency and burning effects on vigor of native grasses. *Journal of Range Management* 51:32-36.

Darwich, N. A. 2005. Manual de fertilidad de suelos y uso de fertilizantes. Segunda Edición. Profertil, (ed.). Grafica Arnedinho. Mar del Plata, Argentina. 289pp.

De Bano, F. and Neary, D. 2005. The soil resource: Its importance, characteristics and general responses to fire. En: Neary, D. Ryan, K., De Bano, L., eds. *Wildland Fire in ecosystems: Effects of fire on soils and water*. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Station. U.S. 4:21- 27.

De Bano, L.; Neary, D. and Ffolliott, P. 2005. Soil physical properties. En: Neary, D. Ryan, K., De Bano, L., eds. Wildland Fire in ecosystems: Effects of fire on soils and water. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Station. U.S.4:29- 51.

Díaz, R. O. 2007. Utilización de pastizales naturales. Ed. Encuentro. Córdoba, Argentina. 456pp.

Dick, D.; Martinazzo, R.; Dalmolin, R. S.; Jacques, A. V.; Mielniczuk, J. y Rosa, A. 2008. Impacto da queima nos atributos químicos e na composição química da matéria orgânica do solo e na vegetação. Pesquisa Agropecuaria Brasileira 43:633-640.

Di Rienzo J. A., Casanoves F., Balzarini M. G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C. W. 2008. InfoStat versión 2011. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. (UNC). Argentina.

Engler, P.L.; Rodriguez, M.; R. Cancio. 2007. La soja en Entre Ríos: Su evolución en los últimos 20 años. INTA EEA Paraná. Serie de Extensión N° 45:7-15.

Estación Experimental Agropecuaria INTA Reconquista. 2013. Boletines meteorológicos. Observatorio Agro meteorológico. <http://inta.gob.ar/unidades/613000/agrometeorologia-reconquista/view> (verificación: 13/04/2013).

Etchevehere, P.H. 1998. Normas de reconocimiento de suelos. Actualización. Universidad de Lomas de Zamora. Artes Gráficas NesDan. S.R.L. Buenos Aires. 237pp.

Feldman, S.R. & J.P. Lewis. 2005. Effect of fire on the structure and diversity of a *Spartina argentinensis* tall grassland. Applied Vegetation Science 8:77-84.

Feldman, S.R., Bisaro, V.; Biani, N.B.; & Prado, D.E. 2008. Soil salinity determines the relative abundance of C3/C4 species in Argentinean grasslands. Global Ecology and Biogeography 17:308-314.

Feldman, S.R., Lewis, J.P. & Prado, J.P. 2008. Fuego en los pajonales: ¿Desastre, negligencia o práctica ancestral?. Agromensajes 25.

Feldman, S.R.; Bisaro, V. & Lewis, J.P. 2004. Photosynthetic and growth responses to fire of the subtropical-temperate grass *Spartina argentinensis* Parodi. Flora 199: 491-499.

Fernández, J. A.; Schroeder, M. A.; Goldfarb, M. C.; Bernardis, A. C. 2011. Efecto de la frecuencia de quema prescrita sobre la composición mineral de los pastizales en el nordeste argentino. *Ecología Aplicada* 10:23–29.

Fidelis, A.; Blanco, C.; Müller, S. Pillar, V. and Pfadenhauer, J. 2012. Short-term changes caused by fire and mowing in Brazilian campos grasslands with different long-term fire histories. *Journal of Vegetation Science* 23:552–562.

Fidelis, A.; Delgado-Cartay, M. D.; Blanco, C.; Muller, S. Pillar, V. and Pfadenhauer, J. 2010. Fire Intensity and severity in Brazilian Campos grasslands. *Interciencia* 35:739-745.

Figuroa Clemente, M. E.; Redondo Gómez, S. 2007. Los sumideros naturales de CO₂. Muñoz Moya (eds.). Universidad de Sevilla. Sevilla. 218pp.

Fontana, J.L. 2008. Vegetación y Diversidad de Ambientes en la Reserva Natural Isla Apipé Grande, Provincia de Corrientes. En: *Temas de la Biodiversidad del Litoral* F. G. Aceñolaza (ed.). INSUGEO , Miscelánea 17: 407-424.

Franceschi, E.A. 2005. Regeneración de la vegetación herbácea luego de una inundación catastrófica en la llanura de inundación del río Paraná. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Rosario. Argentina. 117pp.

Franceschi, E.A., Prado, D.E.; Lewis, J.P. 1985. Comunidades vegetales y mapa de vegetación: Reserva " El Rico" e Islas Aledañas, Provincia de Santa Fe, República Argentina. Servicio de Publicaciones de la Universidad Nacional de Rosario. 44pp.

Franceschi, E.A.; Lewis, J.P. 1991. Early stages in the Paraná River tall grassland recovery after an extraordinary flood. *COENOSES* 6:47-52.

Friedman, M. 1937. The use of ranks to avoid the assumption of normality implicit in the analysis of variance. *Journal of American Statistical Association* 32: 75-701.

Gaggiotti, M.; Romero, L.; Comerón, E.; Gallardo, M. R. 2008. Tabla de composición química de alimentos para rumiantes. Proyecto lechero. Estación Experimental Agropecuaria INTA Rafaela. 1 -67pp.

Garza, A. (Jr.); McLendon, T.; Drawe, D. L. 1994. Herbage yield, protein content, and carbohydrate reserves in gulf cordgrass (*Spartina spartinae*). *Journal of Range Management* 47:16-21.

Goering, H. & P. Van Soest. 1970. Forage fiber analysis (apparatus, reagents, procedures and some applications). Agricultural Handbook N° 379, USDA, Washington DC. 20pp.

Grime, J.P. 1979. Plant strategies and vegetation processes. John Wiley & Sons. Chichester. England. 222pp.

Hare, R. C. 1961. Heat effects on living plants. Ocasional paper 183. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. New Orleans. U. S. 32pp.

Hepper, E.; Urioste, A.; Belmonte, V. y Buschiazzo, D. 2008. Temperaturas de quema y propiedades físicas y químicas de suelos de la región Semiárida Pampeana Central. Rev. Ciencia del Suelo (Argentina). 26: 29-34pp.

Heringer, I.; Jacques, A. V. 2001. Adaptacao das plantas ao fogo: enfoque na transicao floresta – campo. Revisao bibliográfica. Ciência Rural, Santa Maria 31:1085-1090.

Heringer, I.; Jacques, A.V. 2002. Qualidade da forragem de pastagem nativa sob distintas alternativas de manejo. Pesquisa Agropecuaria Brasileira 37:399-406.

Hidalgo, L. G.; Cauhepe, M. A.; Erni, A. N. 1998. Digestibilidad de materia seca y contenido de proteína bruta en especies de pastizal de la pampa deprimida, Argentina. Revista de Producción y Sanidad Animal 13:165-177.

Holechek, J. L.; Pieper, R. and Herbel, C. 2001. Range Management: Principles and Practices. Four Edition. USA. 587pp.

Iacopini, M.L., Rey, R.M., Pueyo, J.M., Fonseca, J., Burns, J. y Vicentin, J. 2005. Producción y calidad forrajera de un pastizal natural (Entre Ríos, Argentina). Fertilización fosfatada. Resúmenes 28° Congreso Asociación Argentina de Producción Animal, Bahía Blanca.

Jacobo, E y Rodríguez, A. M. 2012. Manejo de pastizales naturales para una ganadería sustentable en la pampa deprimida: buenas prácticas para una ganadería sustentable de pastizal. Fund. Vida Silvestre Argentina y Aves Argentinas (eds.). Buenos Aires. 103pp.

Jacques, A. V. 2003. A queima das pastagens naturais - efeitos sobre o solo e a vegetação. Ciência Rural, Santa Maria 33:177-181.

Kandus, P. ; Quintana, R.; Bó, R. 2006. Patrones de paisaje y biodiversidad Del Bajo Delta Del Rio Paraná. Mapa de ambientes. Buenos Aires.48pp.

Knoepp, J.; De Bano, L. and Neary, D. 2005. Soil chemistry. En: Neary, D. Ryan, K., De Bano, L., eds. Wildland Fire in ecosystems: Effects of fire on soils and water. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Station. U. S. 4;53-72.

Kunst, C.; Bravo, S.; Moscovich, F.; Herrera, J.; Godoy, J. y Vélez, S. 2003. Fecha de aplicación de fuego y diversidad de herbáceas en una sabana de *Elionorus muticus* (Spreng) O. Kuntze. Revista Chilena de Historia Natural, 76:105-115.

Lattera P. 2003. Desde el *Paspaleum*: bases ecológicas para el manejo de pajonales húmedos con quemas prescriptas. 93-107 p. En: Kunst, C.; Bravo, S. y Panigatti, J. L.(Eds.). Fuego en los ecosistemas Argentinos. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina. 332pp

Lattera, P; Vignolo, O.R.; Linares, M.P.; Giaquinta, A. & Maceira, N. 2003. Cumulative effects of fire on a tussock pampa grassland. Journal of Vegetation Science 14: 43-54.

Leng R.A. 1990. Factors affecting the utilization of “poor-quality” forages by ruminants particularly under tropical conditions. University of New England. Nutrition Research Reviews 3:277-303.

Lewis, J.P., Franceschi, E.A. and Prado, D.E. 1987. Effects of extraordinary floods on the dynamics of tall grasslands of the river Parana valley. Phytocoenologia 15:235-251.

Luisoni, L. H. 2003. Comparación de dos sistemas de rotaciones del pastoreo en in pastizal del norte santafesino. En: Actas de Resúmenes del 26° Congreso Argentino de Producción Animal. Revista Argentina de Producción Animal. Mendoza. 381pp.

Luisoni, L. 2010. Utilización de pajonales. Voces y Ecos. Serie de Extensión N° 28. Estación experimental INTA Reconquista. 24pp.

Luisoni, L. H. y Bissio, J. C. 1989. Relevamientos de comunidades vegetales en un pajonal de paja amarilla (*Sorghastrum agrostoides*) del noroeste santafesino. Informe técnico N° 2. Estación Experimental Agropecuaria Reconquista. INTA 9pp.

Malvárez, A. I. y Kandus, P. 2005. El paisaje y la diversidad en las porciones superior y media del Delta del río Paraná (Argentina). Humedales fluviales de América del Sur. Hacia un manejo sustentable. Univ. Nacional del Litoral/Proteger. 237–260 pp.

Manzi, R y Gallardo, M. 1980: Geografía de Santa Fe. Tomo I, II, III. Santa Fe: Spadoni.

Mapa de Suelos semi-detallado de la Provincia de Santa Fe. Estación Experimental Agropecuaria INTA Rafaela. Grupo de Recursos Naturales (http://rafaela.inta.gov.ar/mapas/suelos/factor_climatico.htm, visitado en septiembre de 2012).

Marchetti, Z. y Aceñolaza, P. 2005. Detección satelital y descripción de patrones de vegetación en islas del Paraná medio. Temas de las Biodiversidad del Litoral II. INSUGEO Miscelánea. 14:151-158.

Marchetti, Z. Y. and Aceñolaza, P. G. 2011. Evaluation of the relationships between floristic heterogeneity of *Panicum prionitis* Ness tall grasslands and the fire history, hydrological regime and soil texture in the Paraná River floodplain, Argentina. Interciencia 36:600–607.

Mársico, L. L. y Altesor, A. 2011. Relación entre la riqueza de especies vegetales y la productividad en pastizales naturales. Ecología Austral 21:101-109.

Marta, M. C. 1983. Plantas acuáticas del Litoral. Guía para su reconocimiento a campo y otros temas. Colección Climax 3, 45pp.

McConnaughay, K.D.M. & Bazzaz, F.A. 1991. Is physical space a soil resource?. Ecology 72:94-103.

McCune, B. & Mefford, M. J. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, OR, USA. 237pp.

McFarland, J.B- & Mitchell, R. 2000. Fire effects on weeping lovegrass tiller density and demographics. Agronomy Journal 92:42-47.

McNaughton, S.J. 1983. Compensatory plant growth as a response to herbivory. Oikos 40:329-336.

Menichelli, M. L. 2012. Producción de carne bovina. Donde estamos, que tenemos. Voces y Ecos. Serie de Extensión N° 29. Estación experimental INTA Reconquista. 57pp.

Midgley, J. J.; Kruger, L. M. y Skelton, R. 2010. How do fires kill plants? The hydraulic death hypothesis and cape Proteaceae “fire resisters”. South African Journal of Botany 77:381-386.

Miñón, D. G. Sevilla, L. Monks, y O. N. FermlIndex. 1990. *Lotus tennis*: leguminosa forrajera para la Pampa Deprimida. [*Lotus tenuis*: a forage legume for the Flooding Pampas.] Boletín N° 98. Unidad Integrada Balcarce FCA. 16pp.

Miranda, F.; Verdoljak, J. and Fernandez R. 2011. Production of *Sorghastrum setosum* and *Paspalum intermedium* under three cutting frequencies. Proceedings IX International Rangeland Congress. Rosario, Argentina. 790pp.

Mohamed, A.; Härdtle, W.; Jirjahn, B.; Niemeyer, T.; Oheimb, G. 2007. Effects of prescribed burning on plant available nutrients in dry heathland ecosystems. *Plant Ecology* 189: 279-289.

Mosconi, F.P.; Priano, L.J.; Hein, N.E.; Moscatelli, G.; Salazar, J.C.; Gutierrez, T.; Caceres, L. 1981. Mapa de suelos de la Provincia de Santa Fe. Tomo I. INTA – MAG Santa Fe. 248pp.

Neiff, J. J. 2001. Humedales de la Argentina: Sinopsis, problemas y perspectivas futuras. Centro de Ecología Aplicada (CECOAL). Corrientes, Argentina. 30pp.

Oakley, L.J. 1999. Botánica y sistemática de *Cynodon dactylon* (L.) Pers. *Revista de la Facultad de Agronomía* 19:3-10.

Ojima, D. S.; Schimel, D. S.; Parton, W. and Owensby, C. 1994. Long and short term effects of fire on nitrogen cycling in tallgrass prairie. *Biogeochemistry*. 24:67-84.

Otieno, S.G., Njoka, J.T., Young, T., Mureithi, S. and Ngugi, R.K. 2009. Aboveground Net Primary Productivity in Grazed and Ungrazed pastures: Grazing Optimisation Hypothesis or Local Extinction of Vegetation Species. Available from Nature Precedings <<http://hdl.handle.net/10101/npre.2009.3452.1>> (2009) Accessed: 08/01/2014.

Oyhamburú, E. M.; Heguy, B.; Mendicino, L. y Almada, C. 2008. Productividad de un pastizal dominado por *Stipa charruana* en el norte de la Pampa deprimida. Resúmenes XXIII Reunión Argentina de Ecología, San Luis.

Pascale, C.; Heredia, O.; Giuffré, L. 2002. Fósforo en la biomasa de un pastizal natural y su relación con el Fósforo del suelo. *Revista Científica Agropecuaria*, Facultad de Cs. Agropecuarias, UNER. 6:29-34.

Payton, I. J. & Pearce, H. G. 2009. Fire-induced changes to the vegetation of tall-tussock (*Chionochloa rigida*) grassland ecosystems. *Science for Conservation* 290. 42pp.

Peláez, V. D.; Bóo, R. y Mayor, M. D. 2003. EL fuego y la vegetación del sur del cardenal. En: Kunst, C.; Bravo, S. y Panigatti, J. L. (eds.). Fuego en los ecosistemas argentinos. Editorial INTA, Santiago del Estero, Argentina. 332pp.

Pensiero, J.F.; H.F. Gutiérrez; A.M. Luchetti; E. Exner; V. Kern, E. Brnich, L. Oakley, D.E. Prado & J.P. Lewis (2006): Flora Vascular de la provincia de Santa Fe. Claves para el reconocimiento de las familias y géneros. Catálogo sistemático de las especies. Ediciones UNL, Santa Fe, 403pp.

Pizzio, R.; Pallarés, O.R.; Fernandez, J.G. 1997. Pasturas subtropicales en campos bajos de Corrientes (noticias y comentarios). INTA Mercedes. 4pp.

Plan mapa de suelos, convenio INTA - Gobierno de Entre Ríos. 1990. Carta de Suelos de la República Argentina, Provincia de Entre Ríos. Tomos I y II. E.E.A. Paraná, Serie Relevamiento de Recursos Naturales N° 7. 321pp.

Precht, J.; Chrispersen, J. and Larcher, W. 1973. Temperature and life. Springer. New York. U. S. 779pp.

Pratolongo, P. 2003. Dinámica de comunidades de herbáceas altas sujetas a diferentes regímenes hidrológicos en la Reserva de Biosfera del Delta del Paraná. Trabajo presentado como informe final de la beca temática MAB para jóvenes científicos sobre los ecosistemas y el agua. 89pp.

Ragonese, A. 1967. Vegetación y Ganadería en la República Argentina. Colección Científica del INTA. Buenos Aires. 218pp.

Rodrigues, C. A; Rodrigues, S. M.; Comastri Filho. 2002. Queima controlada no Pantanal. Corumbá EMBRAPA Pantanal, Documentos N° 35. 22pp.

Roig, C. A.; Pérez, A. C.; Pérez, C. 2003. Como pasar de una carga animal 0,3 a 1,5 UG/ha. INTA Estación Experimental Agropecuaria Colonia Benítez. Instituto Nacional de Tecnología agropecuaria. 9pp.

Rossi, C.; González, G.; De Magistris, A; Torr, E. 2009. Composición botnica del pastizal natural en un sistema silvopastoril del Delta del Paraná: clasificación forrajera. Actas Primer Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Posadas. Misiones.

Royo Pallares, O. y Benitez, C. 1976. Carga animal y época de corte en el encañado de la paja colorada (*Andropogon lateralis* Nees). Serie Técnica N° 12. Estación Experimental Agropecuaria Mercedes. INTA. 11pp.

Sabattini, R. y Lallana, V. 2007. Aquatic Macrophytes. In: The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland. (M.H. Iriondo, J.C. Paggi y M.J. Parma eds.). Springer, Berlin, Heidelberg, New York. 382pp.

Sabattini, R. A.; Wilson, M.; Muzzachiodi, N. y Dorsch, A. 1999. Guía para la caracterización de agroecosistemas del centro-norte de Entre Ríos. Revista Científica Agropecuaria. Facultad de Ciencias Agropecuarias. UNER. 3:7–19.

Sabattini, R. A.; Lorenzatti, E. A. 1987. Estudio fitoquímico en Gramíneas de ambientes acuáticos. I *Paspalum repens* Berg. (Canutillo). IHERINGIA, Porto Alegre. 36:65-73pp.

Sacido, M. B.; Loholaberry, F. K. y Latorre, E. 2004. Dinámica de la oferta en pasturas naturales posquemada: cantidad y calidad. Archivos de Zootecnia. 53:153–164.

Sacido, M.; Hidalgo, L. G. y Cauhepe, M. A. 1995. Efectos del fuego y la defoliación sobre el valor nutritivo de matas de paja colorada (*Paspalum quadrifarium*). Memorias del 19° Congreso de la Asociación Argentina de Producción Animal (AAPA) 142–146.

Salvia, M.; Ceballos, D.; Grings, F.; Karszenbaum, H.; and Kandus, P. 2012. Post-fire effects in wetland environment: landscape assessment of plant coverage and soil recovery in the Paraná River Delta marshes, Argentina. Fire Ecology 8:17-37.

Sampedro, D.; Garcarena, D.; Kloster, D.; Latimori, N.; Monje, A.; Peruchena, C. y Somma de Feré, G. 2007. Curso de Capacitación a distancia sobre alimentación de ganado bovino: requerimientos de energía, proteínas, minerales y vitaminas. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, INTA. Módulo 1, 126pp.

Sánchez, E. y Arriaga, M. O. (1990) El síndrome de Kranz en Poaceae de la flora Argentina. Parodiana, 6, 73–102.

Santana, V. M.; Bradstock, R.A.; Ooi, N.K.J.; Denham, A.J.; Auld, T.D. and Baeza, J. 2010. Effects of soil temperature regimes after fire on seed dormancy and germination in six Australian *Fabaceae* species. Australian Journal of Botany 58:539–545.

Scheffer-Basso, S. M; Andrade, K.M.; Jacques, A.V.; Cecchetti, D. 2002. Produção de forragem e composição botânica de uma pastagem natural com ou sem roçada. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* 37:380-385.

Scott K. A., Setterfield S. A., Douglas M. M. & Andersen A. N. 2010. Fire tolerance of perennial grass tussocks in a savanna woodland. *Austral Ecology* 35:858-861.

Shannon, E. 1948 A mathematical theory of communication. *Bell system Technology Journal* 27: 379-423.

Silva Marinho, M. 2013. Efeito do fogo anual na mortalidade e no banco de sementes de *Andropogon gayanus* (Kunth) e *Melinis minutiflora* (Beauv) no parque nacional de Brasília. Tese Doutoral em ecología. Instituto de Ciências Biológicas. Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília. 65pp.

Sione, W.; Aceñolaza, P.; Zamboni, L.; Del Valle, H.; Serafini, C.; Gallardo Lancho, J. 2009. Aplicación de la teledetección en la estimación de las emisiones extraordinarias de CO₂ por quemas de áreas insulares en el complejo litoral del Río Parana, República Argentina. En: Emisiones de gases con efecto invernadero en ecosistemas Iberoamericanos. Ed: Campo Alves y Conti M. 255–272pp.

Sione, W., P. Aceñolaza, L. P. Zamboni, C. Serafini, H.F. del Valle y J. F. Gallardo Lancho. 2008. Estimación indirecta de emisiones de CO₂ a partir de información satelital en áreas quemadas de ambientes insulares del delta del río Paraná (ARGENTINA). XII Simposio de la Sociedad Latinoamericana de Especialistas en Percepción Remota (SELPER). La Habana. Cuba.

Smith, G. S.; Nelson, A. B. and Boggino, E. 1971. Digestibility of forages in vitro as affected by content of Silica. *Journal Animal Science* 33:366-472.

Soil Taxonomy. 1999. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. 2nd ed. United States Department of Agriculture (USDA), Washington D. C. 871pp.

Soreng, R.J. 2010. *Coleataenia griseb.* (1879): the correct name for *Sorengia* Zuloaga & Morrone (2010) (Poaceae: Paniceae). *Journal of the Botany Research Institute of Texas* 4:691-692.

Sphan, E. H. 1983. Valor forrajero de gramíneas de la Provincia de Entre Ríos. Trabajo Final de Graduación de Ingeniero Agrónomo, Facultad de Ciencias Agropecuarias, UNER.43pp.

Stamati, M.; Bono, J.; Parmuchi, M.; Salvia, M.; Strada, M.; Montenegro, C.; Kandus, P. y Menedez, J. 2008. Evaluación de la superficie afectada por los incendios ocurridos en el delta del río Paraná en abril de 2008. Reunión Argentina de Ecología, San Luis, Argentina.

Svejcar, T.J. & Browing, J.A. 1988. Growth and gas exchange of *Andropogon gerardii* as influenced by burning. *J. Range Management* 41:239-244

Taboada, M A y Micucci, S N. 2009. Respuesta de las propiedades físicas de tres suelos de la pampa deprimida al pastoreo rotativo. *Ciencia del Suelo* 27 (2): 147-157pp.

Tivano J.C; Ramos J.C. y Gasser, M. 2007. Digestibilidad de los pastos. Bases histoquímicas. Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe. 64pp.

Trollope, W. S.; Trollope, L. A. and Harnett, D. C. 2002. Fire behaviour a key factor in the fire ecology of African grasslands and savannas. *Forest Fire Research and Wildland Fire Safety, Proc. IV Conference on Forest Fire Research, Portugal Millpress, Rotterdam.* 16pp.

Urioste, A. M.; Hepper, E.; Belmonte, V. y Buschiazzo, D. 2009. Fracciones de fósforo en suelos del cardenal pampeano expuestos a distintas temperaturas de quema. *Rev. Ciencia del Suelo, Argentina.* 27:177-183

Ustarroz E., N. Latimori y R. Peuser 1997. Módulo de programación forrajera. Alimentación en bovinos para carne. 4to Curso de Capacitación para Profesionales. EEA INTA Manfredi, Pcia. de Córdoba, Argentina 13pp.

Van der Maarel, E. 1979. Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio* 39-2:97-114.

Vicari, R. 2011. Los pajonales del bajo delta insular como sumideros de carbono. En: El patrimonio natural y cultural del bajo del insular del río Paraná. Bases para su conservación y uso sostenible. (Eds. Quintana, R. D., Villar, M. V., Astrada, E., Saccone, P. y Malazof, S.). Apendelta, Buenos Aires, Argentina. 316pp.

Villanueva Avalosa, J. F.; Negrete Ramos, L.F.; Villalobos González, J.C. y Brittona, C.M. 2008. Respuesta de seis gramíneas tropicales a la quema prescrita en la costa oeste de México. *Técnica Pecuaria en México* 46 397-411

Wallace, L.L. 1990. Epilogue: a search for paradigms. In: Collins, S.L. and Wallace, L.L. (Eds.) *Fire in North American tallgrass prairies*. Norman: University of Oklahoma, USA. 181pp.

Whelan, R. J. 1995. *The ecology of fire*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. 346pp.

Wright, H. A. 1982. Temperature and heat effects. Chapter 2. 8 -22 p. In: Wright, H. A. and Bailey, A. 1982. *Fire ecology, United States and southern Canada* John Wiley and Sons, New York. 501pp.

Zárate, M. y Kunst, C.. 2008. La quema prescrita. Serie Informes Técnicos Estación Experimental Agropecuaria INTA Santiago del Estero, N°46. 1-24pp.

Zhao, H.; Tong, D.Q.; Lin, Q.; Lu, X. & Wang, G. 2012. Effect of fires on soil organic carbon pool and mineralization in a Northeastern China wetland. *Geoderma* 189-190: 532–539.