



UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
URUGUAY



FACULTAD DE
CIENCIAS
UDELAR | fcien.edu.uy

Eventos de quema en pastizales de Sierras del Este: una caracterización basada en sensores remotos

Estudiante: Laura Bruzzone Pérez

Orientador: Federico Gallego*

Co-orientador: Luis López Mársico*

*Grupo Ecología de Pastizales/Instituto de Ecología y Ciencias
Ambientales/ Facultad de Ciencias/ UDELAR

Agradecimientos

Agradezco a mis tutores Federico Gallego y Luis López Mársico. Profundas gracias por guiarme en la elaboración de esta tesina, por todos los conocimientos compartidos, las devoluciones, la paciencia y la buena disposición conmigo en este proceso.

A Claudia Rodríguez y Santiago Baeza por aceptar conformar el tribunal de esta tesina, y realizar correcciones y comentarios que contribuyeron enormemente a este trabajo.

Gracias al grupo de Ecología de Pastizales, por abrir las puertas de su lugar de trabajo, y por tanta dedicación, compromiso y pasión con lo que hacen. También, por acercarme un poco más al conocimiento de nuestros pastizales.

A mis compañeras y compañeros de carrera, y de este pasaje universitario. Gracias por compartir esta etapa, tanto en lo académico, con muchos mates de por medio, como en las largas charlas, risas, y descubrimientos personales.

A amigas y amigos, también las gracias por todos los momentos de compartir, escuchar, hacer el aguante y siempre estar.

A mi familia, un gran agradecimiento por estar siempre, con tanto apoyo y tanto amor en todo este proceso.

Índice

Resumen.....	4
Introducción.....	6
Objetivo general.....	11
Hipótesis.....	11
Predicciones.....	11
Metodología.....	12
Sitio de estudio.....	12
Obtención de datos por sensores remotos.....	13
Análisis de datos.....	16
Resultados.....	18
Caracterización de los sitios quemados.....	18
Análisis del funcionamiento ecosistémico.....	20
Daño y tiempo de recuperación.....	20
Dinámica mensual del IVN.....	21
Discusión.....	23
Conclusiones.....	28
Referencias bibliográficas.....	30

Resumen

El pastoreo y el fuego representan las principales perturbaciones en ecosistemas de pastizales, pudiendo generar modificaciones a nivel estructural y funcional. En la región Sierras del Este (Uruguay), las quemaduras de pastizales (particularmente de pajonales dominados por *Erianthus angustifolius*) por parte de productores ganaderos, son comúnmente realizadas como herramienta de manejo. A través de datos provenientes de sensores remotos se realizó una caracterización de los eventos de quema ocurridos en el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos y alrededores, en términos de cantidad y tamaño, así como de la respuesta de funcionamiento de la vegetación frente a esta perturbación. Se detectaron 438 Sitios Quemados (SQ) en cuatro fechas, la mayoría de ellos de tamaño pequeño (menores a 0,5 há.). Del total de SQ detectados, se seleccionaron 35 sitios superiores a 5.000 m² para analizar el funcionamiento ecosistémico a través del Índice de Vegetación Normalizado (IVN). Para estos SQ se generaron Sitios Control (SC) adyacentes y con características similares, y para cada fecha de quema se realizaron series temporales de QIVN, coeficiente que da cuenta de la relación del IVN entre SQ y SC. Para todos los casos se pudo evidenciar la disminución de QIVN inmediatamente posterior al evento de quema, ocasionada por la eliminación de biomasa en los SQ. El daño provocado por las quemaduras fue del 21% y el tiempo de recuperación fue de 72 ± 37 días. En dos de las series temporales se observó que el IVN de SQ superó al IVN de SC en más de una fecha posterior al evento de quema, mientras que en los dos casos restantes no se encontraron diferencias significativas en el IVN de estos. Este estudio representa una primera aproximación al conocimiento general sobre la

caracterización, por medio de sensores remotos, de la respuesta funcional frente a quemas en pastizales de Uruguay.

Palabras clave:

Área de quema, Funcionamiento ecosistémico, Índice de Vegetación Normalizado, Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos.

Introducción

Las perturbaciones representan uno de los grandes promotores de la generación de heterogeneidad en ecosistemas a nivel global (Gibson, 2009). Se define como perturbación a aquellos eventos discretos que generan la remoción de biomasa vegetal de un ecosistema, y esto implica una modificación en aspectos de su estructura y funcionamiento (White y Pickett, 1985). A nivel ecosistémico, los atributos estructurales se refieren a la configuración física (por ejemplo la biomasa acumulada en cada nivel trófico) mientras que los atributos del funcionamiento se refieren al intercambio de materia y energía entre la comunidad biótica y los componentes abióticos (por ejemplo la productividad primaria neta aérea (PPNA) y la evapotranspiración) (Chapin et al., 2011). Generalmente los atributos funcionales tienen una respuesta más rápida ante perturbaciones que los atributos estructurales, debido a la inercia del sistema, lo que les confiere una ventaja a la hora de describir la heterogeneidad de los ecosistemas (Milchunas y Lauenroth, 1995).

El fuego es un proceso natural que puede ser causado por factores naturales como rayos o erupciones volcánicas. Sin embargo, a escala global el fuego es mayormente controlado por actividades humanas, asociadas a diversas actividades socioeconómicas (Chuvieco, 2009). Específicamente en pastizales, el fuego, junto con el pastoreo, son los principales agentes de perturbación que se encuentran estructurando el ecosistema (Bond y van Wilgen, 1996; Oosterheld et al., 1999; Bond y Keeley, 2005; Fuhlendorf et al., 2009). Estos factores interactúan entre sí, con el clima, la topografía y otros factores que provocan modificaciones a diferentes niveles jerárquicos, desde el individual hasta el ecosistémico, y sobre diferentes atributos estructurales y funcionales

(Seastedt y Knapp, 1993; Knapp et al., 1998; Fuhlendorf et al., 2009).

La vegetación del pastizal presenta algunas características que lo convierten en un medio ideal para la propagación del fuego. En este ecosistema los principales componentes son las gramíneas, con muy baja presencia de plantas leñosas (Zedler, 2007; Gibson, 2009). En algunas zonas predominan gramíneas que tienen una forma de crecimiento cespitosa, con tendencia a formar agregaciones densas (Laterra et al., 2003; Incerti et al., 2013; López-Mársico et al., 2019a). En condiciones de bajo o nulo pastoreo se genera una gran acumulación de biomasa seca (Mingo y Oesterheld, 2009), dado que las gramíneas no desprenden sus hojas muertas, lo que cubre y protege a las yemas de renuevo. Durante una quema, las llamas consumen la biomasa seca y dejan a las yemas de renuevo expuestas a la luz solar permitiendo su rebrote (Pausas et al., 2004; Zedler, 2007; Scott et al., 2014). La respuesta de los pastizales puede variar de acuerdo a la intensidad del fuego, la frecuencia con que sucedan quemadas en el mismo sitio, la estacionalidad de este (es decir, en qué época del año ocurre), entre otras (Bond y van Wilgen, 1996).

La percepción remota ha sido largamente utilizada en el estudio de eventos de quema en diferentes ecosistemas, lo que permite contar con datos espaciales y temporales más extensos que en estudios realizados en campo, a la vez de acceder a lugares que en dichos estudios no es posible (Lentile et al., 2006; Scott et al., 2014). La caracterización está basada en el análisis de distintas porciones del espectro electromagnético o a través de índices y variables sintéticas asociadas a procesos biofísicos derivados de estas (Cabello y Paruelo, 2008; Paruelo, 2008). El Índice de Vegetación Normalizado (IVN) es uno de los índices más utilizados a nivel global (Tucker, 1979; Turner et al.,

2001), y es un estimador de la PPNA (Prince, 1991).

Existen diferentes formas de estudiar los eventos de quema mediante percepción remota. Estas se pueden agrupar en tres grandes tipos: a) previos a la ocurrencia de quemados, por ejemplo elaboración de mapas de riesgo; b) durante los eventos de quema, vinculados por ejemplo a la detección de los mismos a través de sensores de temperatura; c) posteriores a la ocurrencia de quemados, por ejemplo de evaluación de respuesta de la vegetación (Lentile et al., 2006; Fischer et al., 2007). De las investigaciones en este último grupo, la mayor parte se basa en la diferencia térmica o espectral (o índices derivados) de la superficie de la tierra, ya sea del sitio incendiado en una etapa pre y post quema, o por comparación con sitios cercanos y fenológicamente similares (Lentile et al., 2006; Landi et al., 2013). Landi et al. (2017) propusieron un criterio para seleccionar sitios pares a los sitios quemados, según su comportamiento en términos de índices de vegetación. Por otro lado, Mari et al. (2007) compararon la respuesta de la vegetación en cuatro ecosistemas de Argentina, usando datos de IVN de sitios quemados y de sitios adyacentes no quemados, y encontraron que el pastizal es el ecosistema que presenta mayor tasa de recuperación.

Los Pastizales del Río de la Plata (PRP) abarcan más de 700.000 km² a lo largo del Centro-Este de Argentina, Uruguay y Sur de Brasil (Soriano et al., 1991), y están constituidos por vegetación herbácea, predominantemente gramíneas, con presencia o ausencia de plantas leñosas (Soriano et al., 1991; Sala et al., 1996). Son uno de los pastizales templados más extensos del mundo y el más importante de Sudamérica (Dixon et al., 2014). Los PRP han sido largamente alterados y modificados por la acción del hombre,

principalmente para ser convertidos a uso forestal, agrícola, ganadero, entre otros (Paruelo et al., 2006, Baldi y Paruelo, 2008; de Oliveira et al., 2017, Baeza y Paruelo, 2018). A su vez, el área bajo algún tipo de protección es muy baja (UICN, 2008) lo que lo convierte en uno de los ecosistemas con mayor índice de riesgo (Hoekstra et al., 2005).

Una práctica habitual en áreas de pajonales de los PRP, es la quema intencional de origen antrópico (Royo Pallarés et al., 2005; Berretta, 2006). En algunos casos, el fuego es utilizado con el fin de reducir el avance de bosques y así ampliar el área de producción agrícola (Overbeck et al., 2005). En el caso de la actividad ganadera, en diversas regiones de los tres países que conforman los PRP, el fuego es utilizado por productores como una herramienta para eliminar biomasa muerta en pie. De esta manera se disminuye la cobertura de especies que no son de preferencia para el consumo del ganado (López-Mársico et al., 2019a) y se incrementa la calidad del forraje, generando alteraciones de la PPNA (Latterra, 1998; Royo Pallarés et al., 2005; Berretta, 2006), a la vez que se promueve un aumento en la riqueza de especies (Overbeck et al., 2005).

En Uruguay el fuego se emplea a finales de invierno y primavera en algunas regiones como medida de manejo para controlar especies arbustivas o pajonales, así como para favorecer el rebrote tierno de especies poco apetecidas por el ganado (Fig. 1) (Royo Pallarés et al., 2005; Berretta, 2006; López-Mársico et al., 2019a). Específicamente en la región geomorfológica Sierras del Este, la gramínea *Erianthus angustifolius* Ness (comúnmente conocida como paja estrelladora) ocupa grandes superficies de las zonas cóncavas del paisaje (Gallego, 2014). Los productores ganaderos de la zona



Figura 1. Imágenes de pastizales de Sierras del Este, Uruguay. En **A** pastizal dominado por *E. angustifolius*, sin quemar. En **B** pastizal en momento de quema experimental, en el marco de estudios realizados para la tesis de doctorado de Luis López Mársico.

emplean el fuego para controlar su crecimiento y de esta manera permiten el rebrote, a partir de las yemas de renuevo, que es consumido por el ganado (Royo Pallarés et al., 2005; Berretta, 2006). A nivel nacional se está comenzando a generar información a través de líneas de trabajo, en donde se ha estudiado los efectos del fuego, y la interacción con el pastoreo, a distintos niveles de organización y escalas de tiempo, sobre pastizales de Sierra del Este (Cuello, 2019; Farías, 2019; López-Mársico et al., 2019a,b). Sin embargo,

aún no se han desarrollado trabajos que analicen estos aspectos desde una perspectiva funcional derivada del uso de sensores remotos. Por esto, en el presente trabajo se plantean como **objetivos**:

1. Caracterizar los eventos de quema en términos de cantidad y superficie quemada ocasionados con fines productivos, en áreas de pastizal en Sierras del Este, Uruguay;
2. Caracterizar la dinámica temporal del funcionamiento ecosistémico en dicha zona de pastizal.

El primero de los objetivos es meramente descriptivo, mientras que para el segundo de los objetivos se plantea la siguiente **hipótesis**:

Los eventos de quema promueven un cambio transitorio en la producción de la biomasa vegetal, al consumir los restos secos acumulados en pie de *E. angustifolius* y favorecer el rebrote a partir de sus yemas de renuevo.

En base a esta hipótesis, se plantean tres **predicciones**:

1. Inmediatamente luego de un evento de quema, el IVN en los sitios quemados disminuirá su valor con respecto a sitios no quemados;
2. Luego de un evento de quema, el IVN en los sitios quemados aumentará su valor al cabo de un corto plazo, y superará al de los sitios no quemados;
3. Las diferencias en los valores del IVN entre sitios quemados y no quemados tenderán a desaparecer con el paso del tiempo.

Metodología

Sitio de estudio

El estudio se llevó a cabo en una zona de pajonales ubicados en el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos (PPQC) y zonas aledañas, Departamento de Treinta y Tres, Uruguay. El área total considerada cubre una superficie de aproximadamente 78.500 hás. (Fig. 2a, 2b). El promedio anual de precipitaciones acumuladas en esta zona es de 1309 mm y la temperatura media anual es de 17°C (datos obtenidos en INIA-GRASS, para el período de años 2009-2018).

El área de estudio forma parte de la región geomorfológica Sierras del Este, la cual ocupa el 14.3% de la superficie de Uruguay y se caracteriza por presentar una gran heterogeneidad en cuanto al relieve, afloramientos rocosos, pendiente y profundidad del suelo (Baeza et al., 2011). En el PPQC y zonas adyacentes los pastizales y pajonales ocupan aproximadamente el 80% del territorio (Gallego, 2014). En general, las áreas bajas y cóncavas del paisaje están dominadas por la comunidad V, que fue clasificada a partir de una aproximación fitosociológica por Lezama et al. (2019). Esta comunidad comprende pastizales altos y densamente vegetados, con un estrato alto, en donde, específicamente en esta región, *E. angustifolius* es la especie dominante.

Obtención de datos por sensores remotos

Se determinaron y delimitaron Sitios Quemados (SQ) en el área de estudio a través de la interpretación visual de imágenes de alta resolución brindadas por la base de datos de Google Earth (Fig. 2b). Se tomaron en cuenta cuatro fechas donde existía disponibilidad de imágenes: agosto de 2009, agosto de 2013, octubre de 2013 y noviembre de 2016.

Por otro lado, se realizó una búsqueda de imágenes Landsat 5, 7 y 8 libres de nubes, a través del sitio web <https://earthexplorer.usgs.gov/> para el período enero de 2008 (un año y medio antes de cuando se tiene el primer registro de quemados) hasta marzo de 2018 (un año y medio después de cuando se tiene el último registro de quemados). Estos satélites cuentan con una resolución espacial de 30x30m y una frecuencia de revisita de 16 días. Se trabajó con imágenes pertenecientes al Path/Row 222-083 y 223-083. Las imágenes contaron con correcciones radiométricas y atmosféricas, así como georreferenciación acorde a la región de estudio (UTM 21S).

Se seleccionaron para el análisis funcional aquellos SQ mayores a 60x60 m, dado que es el tamaño mínimo requerido para la resolución espacial que cuenta la constelación Landsat. Para cada uno de estos sitios se escogió y delimitó, a través de Google Earth, un Sitio Control (SC) adyacente al SQ, similar en cuanto a superficie, características topográficas y de vegetación. De esta forma se contó, para cada fecha, con un grupo de SQ y un grupo de SC adyacente (Fig. 2c).

Se construyó un Sistema de Información Geográfico donde se seleccionaron los polígonos digitalizados que cumplieran con las condiciones de calidad en

cada imagen Landsat (con el fin de evitar, por ejemplo, nubosidad, aerosoles, o bandeados producto del satélite). Posteriormente, se seleccionaron los píxeles “puros” de las imágenes Landsat, es decir que cumplieran con la condición de que su superficie esté ocupada en más del 90 % por los SQ y SC. Se escogieron para analizar los sitios (tanto SQ como SC) que presentaron tres o más píxeles de buena calidad (Fig. 2d). Se descartaron aquellos sitios en que alguno de los integrantes del par SQ-SC no cumpliera con este requisito. Mediante el Software ENVI se realizó una compilación de todas las imágenes (stack) de un mismo Path/Row y se extrajeron los valores de IVN para los píxeles seleccionados previamente. El procesamiento de los datos geográficos se realizó mediante el software QGIS 3.0.

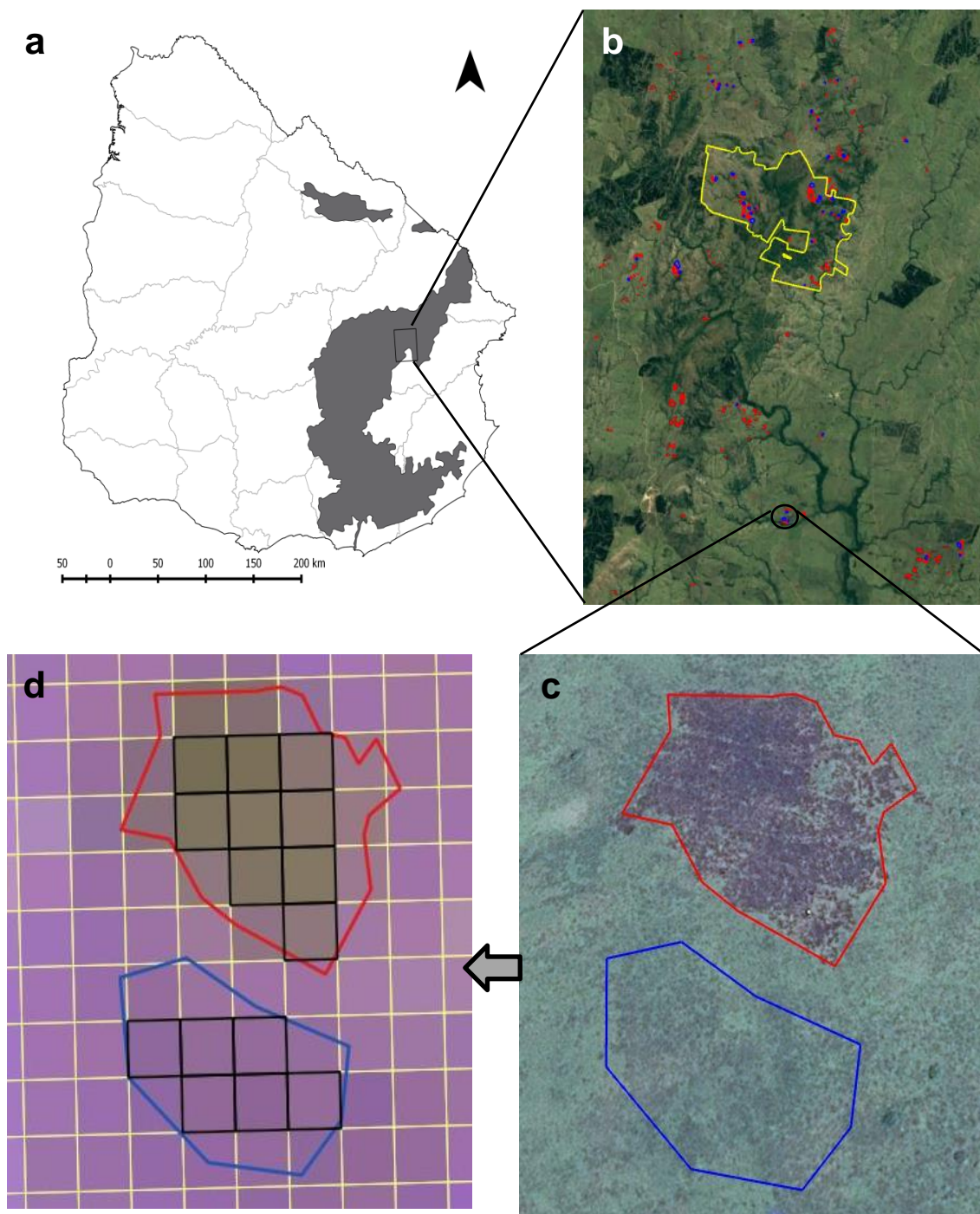


Figura 2. Localización de sitios quemados (SQ) (marcados con rojo) y sitios control (SC) (marcados con azul). **a)** Localización de Área de estudio en territorio nacional (en rectángulo), en gris se muestra la región geomorfológica de Sierras del Este; **b)** localización de los SQ – SC, delimitación del área del Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos (en amarillo); **c)** delimitación del área abarcada por una quema en un SQ (marcado con rojo) y ubicación del par SC (marcado con azul) en el programa Google Earth; **d)** selección de píxeles de 30x30m contenidos dentro de SQ y SC.

El IVN se estimó a partir de la diferencia normalizada entre las longitudes de onda de las bandas correspondientes al rojo e infrarrojo (Ecuación 1):

$$IVN = \frac{(IR - R)}{(IR + R)} \quad \text{Ecuación 1}$$

en donde R e IR corresponden al valor de reflectancia en la porción roja e infrarroja del espectro electromagnético, respectivamente (Tucker, 1979).

Análisis de datos

Los SQ fueron categorizados según su área (Tabla 1). Para ello se definieron categorías según los siguientes criterios: 1) La categoría 1 corresponde a los sitios con superficie insuficiente para ser considerados en el análisis funcional, 2) el resto de los sitios fueron clasificados según rangos de 10.000 m². Se calculó el área total quemada para cada fecha analizada, y por categoría.

Tabla 1. Categorización de los sitios quemados según su área.

Área (m²)	Categorías
1-5000	1
5001-15000	2
15001-25000	3
25001-35000	4
35001 en adelante	5

Se estimó el *daño* promedio ocasionado por la quema, el cual refiere a la magnitud del cambio causado por el fuego, y está expresado en porcentaje de disminución de IVN entre SQ respecto a SC, para cada uno de los eventos de quema (Lentile et al, 2006; Di Bella y Posse, 2014). A su vez, se estimó el *tiempo de recuperación* de los sitios quemados para cada uno de los eventos

de quema detectados. Para esto se consideró el tiempo entre la fecha de quema y la fecha en donde el IVN promedio de SQ y SC no presentó diferencias significativas (Di Bella y Posse, 2014).

A partir del IVN de SQ y SC se calculó el cociente QIVN (Q refiere a cociente) (Ecuación 2), utilizado por Díaz-Delgado et al. (2003). Según estos autores, a través de este cociente se busca minimizar variaciones fenológicas entre los sitios comparados, lo que permite una interpretación directa sobre la capacidad de recuperación fotosintética de la vegetación afectada por fuego, en comparación con sus controles.

$$QIVN = \frac{\text{Promedio } IVN_{SQ}}{\text{Promedio } IVN_{SC}} \quad \text{Ecuación 2}$$

en donde IVN_{SQ} e IVN_{SC} corresponden al valor de IVN en los SQ y los SC, respectivamente (Díaz-Delgado et al, 2003). Este índice puede tomar tres tipos de valores: menores que 1, cuando el promedio de IVN_{SQ} es menor que el promedio de IVN_{SC} ; 1, cuando el promedio de IVN_{SQ} e IVN_{SC} son iguales; mayor a 1, cuando el promedio de IVN_{SQ} es mayor que el promedio de IVN_{SC} .

El QIVN fue calculado considerando el valor promedio de IVN de los pixeles que conforman cada sitio. Se realizaron series temporales de QIVN que se extienden desde dos meses antes de los eventos de quema, hasta el segundo verano luego de cada fecha de quema detectada. De esta forma, quedaron conformadas cuatro series temporales para cada uno de los eventos de quema. Se descartaron los sitios que no presentaron tres o más pixeles de buena calidad con continuidad temporal de imágenes para cada serie temporal.

Para comparar el daño ocasionado por la quema entre los diferentes eventos de quema detectados se realizó un ANOVA de una vía. A su vez, se comparó el IVN de los SQ y SC, previos y posteriores a la quema, para las cuatro series temporales estudiadas, utilizando un ANOVA factorial de medidas repetidas en el tiempo, con un factor entre sujetos con dos niveles (quemado y no quemado) y un factor intra-sujetos con varios niveles que corresponden a las fechas de imágenes Landsat analizadas. Por último, se utilizó el test a posteriori de Tukey para las comparaciones entre fechas. Se realizaron los análisis para el cumplimiento de los supuestos estadísticos que requiere el test (normalidad y homogeneidad de varianza). Los análisis estadísticos se realizaron a partir del Software libre InfoStat.

Resultados

Caracterización de los sitios quemados

Se detectaron 438 sitios quemados para las cuatro fechas analizadas (Tabla 2). En agosto de 2013 fue cuando se registró el menor número de sitios quemados (19% del total), mientras que en octubre de 2013 se registró el mayor número de sitios quemados (31%). La gran mayoría de los sitios quemados correspondieron a la categoría 1 (82%), seguido por la categoría 2 (11%), mientras que las categorías 3 a 5 presentaron el restante 7%. La superficie quemada detectada alcanzo 189 há., sumando aproximadamente 29 há. en noviembre de 2016, 38 há. en agosto de 2009, 59 há. en agosto de 2013, y 63 há. en octubre de 2013.

Tabla 2. Caracterización de los sitios quemados detectados en categorías asignadas según su área en las cuatro fechas de quema analizadas.

		Categorías					Total
		1	2	3	4	5	
Fechas	ago-09	79	20	1	2	1	103
	ago-13	57	13	3	3	4	80
	oct-13	111	10	6	4	3	134
	nov-16	107	9	2	2	1	121
Total		354	52	12	11	9	438

De los 438 sitios quemados detectados, la mayor parte (92%) no cumplieron con la condición de tener tres o más píxeles necesarios para realizar la caracterización funcional, debido a diferentes causas: bandeado, nubosidad, aerosoles, o píxeles con menos del 90% dentro del sitio. Finalmente se utilizaron 35 sitios para esta caracterización. Los sitios seleccionados correspondieron a las categorías 2 a 5 (aunque no comprenden la totalidad de estos) y tuvieron una distribución desigual entre los cuatro eventos de quema, con un mínimo de 5 sitios en agosto de 2013, y un máximo de 12 en octubre de 2013 (Fig. 3). En total, entre los cuatro eventos de quema, existe una disminución en la cantidad de sitios quemados en función del tamaño. Si se focaliza en cada evento de quema, en agosto de 2009 y noviembre de 2016 priman los sitios pertenecientes a la categoría 2, mientras que en los eventos de quema de agosto de 2013 y octubre de 2013, la mayoría de los sitios pertenecen a la categoría 3 (Fig. 3).

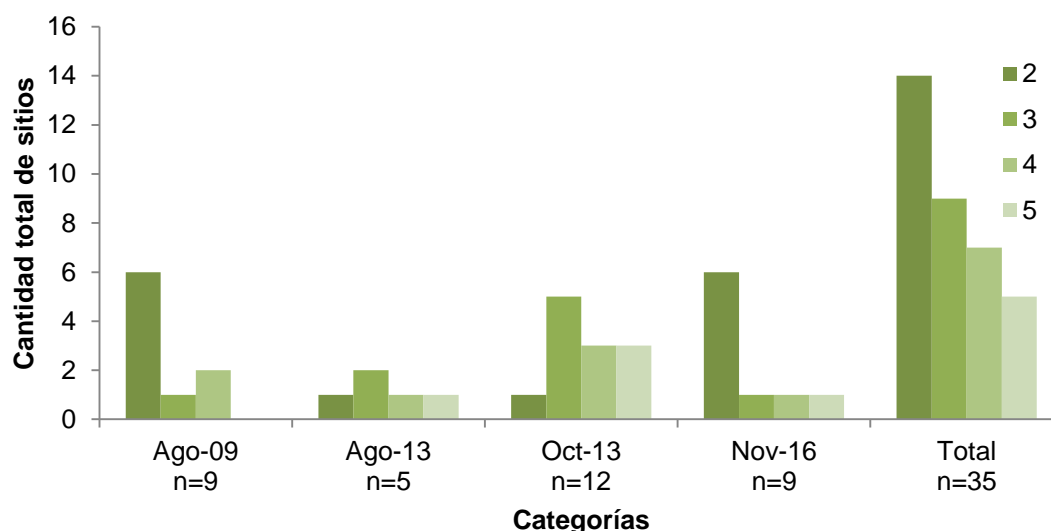


Figura 3. Distribución de categorías de tamaños de los 35 sitios seleccionados, en las diferentes fechas detectadas de quema. Los tamaños fueron clasificados en diferentes categorías: Categoría 2: de 5001 m² a 15000 m²; categoría 3: de 15001 m² a 25000 m²; categoría 4: de 25001 m² a 35000 m²; categoría 5: de 35001 m² en adelante. La categoría 1 comprende los sitios de 1 m² a 5000 m², pero no está representada en esta muestra.

Análisis del funcionamiento ecosistémico

El IVN de los SQ y los SC en fechas previas a los cuatro eventos de quema detectados no presentó diferencias significativas ($p > 0,05$), lo que indica que los sitios seleccionados eran similares en términos del funcionamiento.

Daño y tiempo de recuperación

El daño promedio de los eventos de quema sobre el funcionamiento ecosistémico fue de $21,02 \pm 4,31\%$ y no presentó diferencias significativas entre los cuatro eventos de quema analizados ($F=2,21$ y $p=0,1140$) (Tabla 3; Anexo 1). El tiempo promedio de recuperación de los SQ fue de 72 ± 37 días. La serie temporal que más tiempo tardó en igualar el IVN entre SQ y SC fue la de agosto de 2009. La misma triplicó el tiempo de recuperación en relación a la

serie temporal que menos tiempo tardó en igualar el IVN entre sitios SQ y SC (octubre de 2013) (Tabla 3).

Tabla 3. Porcentaje de daño de los sitios quemados (SQ), y Tiempo de recuperación promedio en días, para cada una de las fechas de quema detectadas.

Fecha de detección de quema	Daño (%)	Tiempo de recuperación (días)
Agosto de 2009	18,98 ± 2,88	126
Agosto de 2013	16,07 ± 6,80	59
Octubre de 2013	23,41 ± 6,27	42
Noviembre de 2016	25,63 ± 9,27	62

Dinámica mensual de IVN

Para todas las series temporales analizadas, se encontraron diferencias significativas entre el IVN de SQ y SC en la fecha posterior al evento de quema, presentando un QIVN con valores inferiores a 1, lo que responde a una caída en el valor de IVN en los SQ con respecto a los SC (agosto de 2009: $F=21,50$, $p>0,0001$; agosto de 2013: $F=27,17$ y $p=0,0001$; octubre de 2013: $F=4,37$ y $p>0,0001$; noviembre de 2016: $F=50,92$ y $p=0,000$; Fig. 4; Anexo 2). Estos valores de QIVN tuvieron una recuperación en la estación estival posterior al evento de quema, y en dos de las cuatro series temporales evaluadas (agosto 2009 y octubre 2013) se observó que los SQ lograron superar y mantenerse con valores superiores a los de los SC durante un tiempo (Fig. 4A y 4C). En las demás series temporales evaluadas (agosto 2013 y noviembre 2016), una vez que el IVN en los SQ igualó al IVN en los SC, se mantuvo a lo largo del tiempo (Fig. 4B y 4D).

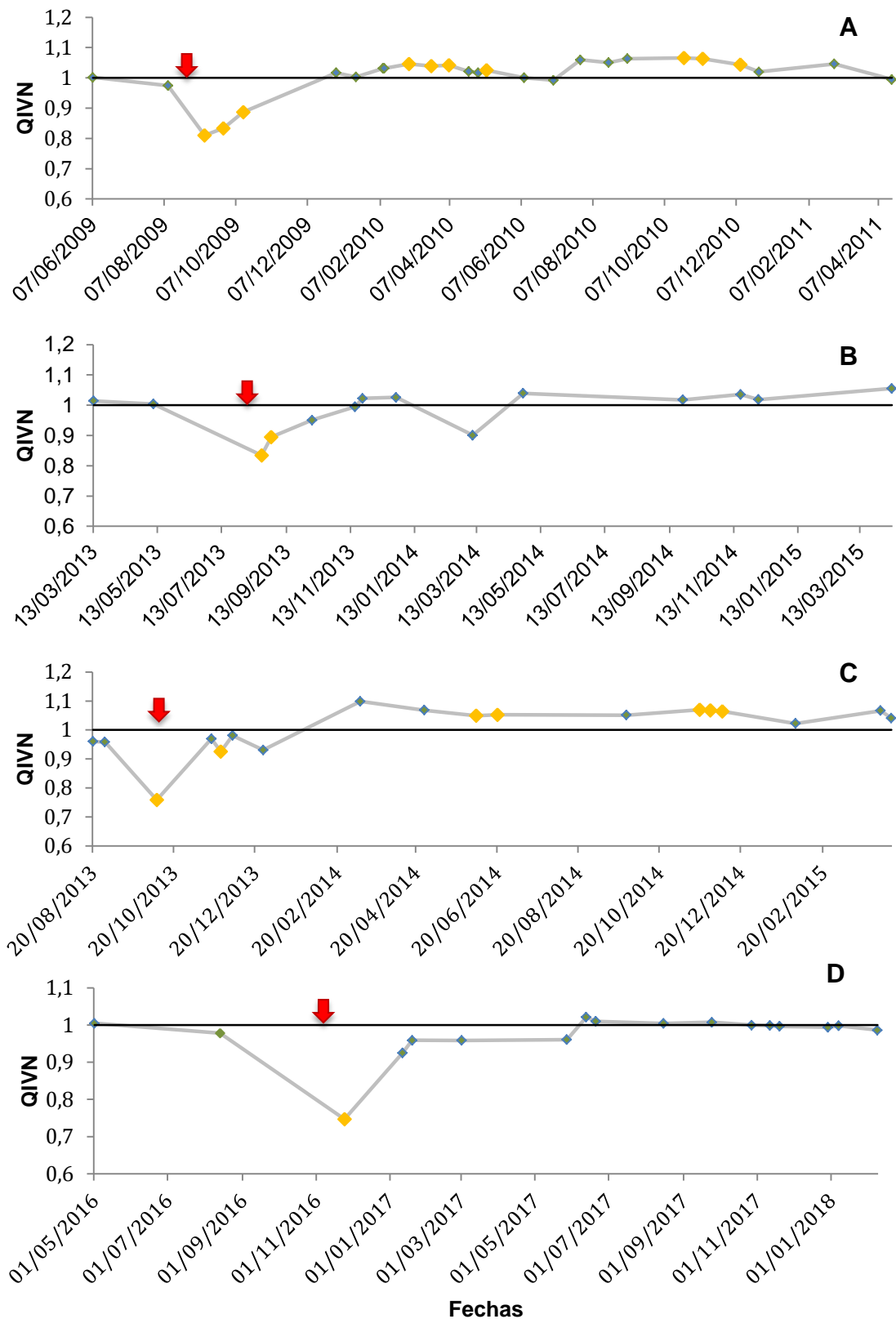


Figura 4. Series temporales de QIVN para cada evento detectado de quema. La figura **A** corresponde a la detección de la quema de agosto de 2009, la **B** a agosto de 2013, la **C** a octubre de 2013, y la **D** a noviembre de 2016. Las flechas rojas indican la fecha de detección de la quema, los rombos amarillos indican las fechas con diferencias significativas entre SQ y SC.

Discusión

El presente estudio muestra una primera caracterización de los eventos de quemados realizados con fines productivos en pastizales de la región Sierras del Este, Uruguay. Por un lado, este trabajo determina el tamaño de los sitios de pastizales quemados en cuatro fechas distintas (entre 2009 y 2016). Por otro lado, representa una de las primeras aproximaciones al estudio del funcionamiento ecosistémico en pastizales con intervenciones de quema en dicha zona. Tal como se esperaba, luego de un evento de quema ocurre una disminución en el IVN en los SQ en comparación con los SC adyacentes. Sin embargo, si bien se observó una recuperación del IVN de los SQ, no necesariamente llegaron a superar los valores de IVN de los SC en todas las fechas de quema evaluadas, como se predecía.

La superficie de sitios quemados que fueron detectadas en cada evento de quema fue variable, y la suma de estos ocupó una superficie muy baja del total del área de estudio. En la cartografía de cobertura vegetal de Sierras del Este realizada por Baeza et al. (2011), la comunidad V y la comunidad I del análisis fitosociológico de Lezama et al. (2011) están agrupadas juntas ya que tienen similar respuesta espectral, por lo que por este método no se puede estimar la proporción de área quemada de la comunidad. A su vez, esto podría estar subestimado si se considera que no se cuenta con una continuidad de imágenes en Google Earth, por lo que la información recabada representa una foto de cuatro momentos puntuales de los años trabajados. En 2013 se contó con imágenes en dos oportunidades (agosto y octubre) y la suma de la superficie de estas casi duplicó a la registrada en los otros dos años. Sumado a esto, podrían existir sitios no detectados por la metodología utilizada. En otras

áreas de Pastizales del Río de la Plata desarrollan las mismas prácticas de quema de pajonales por parte de productores ganaderos (Pillar y Quadros, 1997; Royo Pallarés et al., 2005; Laterra et al., 2003; Overbeck et al., 2007). Al tratarse del mismo tipo de ecosistema y que están sometidos a los mismas perturbaciones (pastoreo y fuego), las superficies de quema registrada podrían ser similares, sin embargo, no se encontraron datos reportados ni en Argentina ni en Brasil. A pesar de estas restricciones, los valores reportados en este trabajo podrían considerarse menores a los registrados en otras zonas de pastizales. Por el contrario en el bioma Cerrado de Brasil, Daldegan et al. (2014) relevaron las quemas ocurridas para un período de 10 años y encontraron que la superficie total de pastizales sometidos a quemas fue de aproximadamente 69% del área en estudio. Cabe destacar que la metodología utilizada en dicho estudio supone una evaluación permanente de la vegetación en los meses de quema, pudiendo abarcar mayores eventos. Por otro lado, el tamaño de cada sitio varió entre 30 y 300 ha. aproximadamente (Daldegan et al., 2014), muy diferente a las características de los SQ detectados en la zona de la Quebrada de los Cuervos. En el área de estudio, la mayor parte son de tamaño pequeño (correspondientes a categoría 1 y 2 de la Tabla 2), y el SQ detectado de mayor tamaño alcanza aproximadamente 8 ha.

El funcionamiento de la vegetación en todos los sitios quemados tuvo una respuesta en el corto y largo plazo. En el corto plazo se observó una caída en los valores de QIVN, es decir que el IVN de los SQ disminuyó considerablemente en comparación con sus pares SC (Ver Anexo 3). Esto previsiblemente responda al consumo de la biomasa vegetal y del material senescente acumulado en pie, que se da por efecto del fuego en este tipo de

vegetación (Latterra, 1998; Royo Pallarés et al., 2005; López-Mársico et al., 2019a). La magnitud del daño ocasionado por el fuego fue de aproximadamente 21%, lo que difiere a lo encontrado en otros ecosistemas, por ejemplo boscosos, en donde la caída de QIVN llega a tomar valores cercanos a 1, es decir, el daño puede ser cercano al 100% (Díaz-Delgado et al., 2003). Las diferencias podrían estar asociadas al tipo de ecosistema en cuestión, uno dominado por pastos y otro por árboles, los cuales presentan biomasa disponible para ser quemada, temperaturas y tiempo de quemadas muy diferentes.

El tiempo de recuperación entre los eventos de quema varió desde 42 días en el caso de la serie temporal de octubre de 2013, a 126 días en el caso de la correspondiente a agosto de 2009. Esto es inferior a lo encontrado por Mari et al. (2007) en una investigación sobre efectos del fuego en diferentes ecosistemas de Argentina, en donde encontraron que el tiempo de recuperación de pastizales, que abarcan un gradiente de humedad a lo largo del chaco seco y chaco húmedo, fue de aproximadamente 150 días. Las características de cada evento de quema pueden condicionar cómo se producirá la recuperación de la vegetación: la intensidad y la estacionalidad del fuego, por ejemplo, determinarán por un lado la biomasa consumida (lo que afectaría a su vez los patrones de recuperación), al mismo tiempo que están relacionadas con distintos mecanismos de respuestas que presentan las plantas al fuego (Chuvienco, 2009). Pausas et al (2004) agruparon a la vegetación en cuatro grupos funcionales según su respuesta al fuego: 1- especies facultativas, que son aquellas que pueden rebrotar o persistir a través de la germinación de semillas; 2- rebrotadoras obligadas, refiriéndose a

aquellas que pueden rebrotar, pero no tienen la capacidad de persistir a partir de semillas; 3- germinadoras obligadas, son las que pueden persistir por germinación de semillas, pero no rebrotar; y 4- las especies que no persisten luego de una quema, son las que no pueden ni rebrotar ni persistir por la germinación de las semillas y su presencia dependerá de la llegada de propágulos de áreas cercanas. Estas características de la vegetación podrían estar variando de un ecosistema a otro, lo que generaría una diferencia en el tiempo de recuperación de cada comunidad vegetal.

A largo plazo, la remoción generada por el fuego produjo una rápida recuperación del IVN en los SQ luego del descenso inicial, e incluso logró superar en algunas ocasiones a los valores de los SC. Esta respuesta posiblemente esté relacionada a un conjunto de factores que actúan de manera simultánea. El fuego, al remover la biomasa verde y el material senescente acumulado en pie de *E. angustifolius*, favorece la llegada de luz a las yemas de renuevo y permiten una mayor producción de biomasa. Al ser *E. angustifolius* una planta estival, con metabolismo fotosintético C₄, su máxima actividad metabólica ocurre en verano (Molina, 1981). En este estudio, cuando se registraron diferencias, correspondieron a la estación estival. Además de los rebrotes de *E. angustifolius*, el incremento en el IVN en los SQ podría deberse a un incremento en la riqueza de especies que se observa en sitios recientemente quemados en comparación con sitios no quemados por más de cinco años (López-Mársico et al. datos no publicados). Altesor et al (2005) también observaron este patrón entre áreas pastoreadas y clausuradas en la región Centro-Sur de Uruguay. Los sitios pastoreados presentaron mayor riqueza de especies y mayor PPNA que los sitios clausurados. Sin embargo,

estos autores también observaron que los sitios clausurados contaban con especies potencialmente más productivas, ya que al provocarles una remoción de biomasa (a través de corte manual), la PPNA fue superior que la obtenida en los sitios pastoreados. Por lo tanto, la presencia del fuego sobre pajonales de *E. angustifolius* en Sierras del Este podría estar jugando un rol similar al de la remoción de la biomasa observado en las clausuras de la región centro sur.

La mayor parte de los estudios que evalúan el impacto de los eventos de quema utilizan información proveniente del sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) (Di Bella et al., 2006; Lentile et al., 2006; Mari et al., 2007; Scott et al., 2014; Landi et al., 2017), cuya resolución espacial es de 250 x 250 m. A su vez, los sensores satelitales de detección automática de eventos de fuego también utilizan datos provenientes de satélites con una resolución espacial menor, pero con una frecuencia de revista más alta, en algunos casos diaria (Di Bella et al., 2006; Lentile et al., 2006; Scott et al., 2014). Estas herramientas, por lo tanto, no son adecuadas para mapear los incendios que ocurren en la zona del Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos ni para evaluar la práctica de quema en pastizales con fines productivos que se hace en Uruguay, dado que el tamaño de los sitios quemados son generalmente más pequeños que la resolución de dichos satélites (Laris, 2005; Daldegan et al., 2014).

Encontrar una serie temporal continua y adecuada para el caso de estudio puede representar uno de los principales desafíos de trabajar con imágenes Landsat (Daldegan et al., 2014). Si bien hubo continuidad temporal de imágenes disponibles para realizar este estudio, permitiendo analizar una amplia serie temporal, existieron casos con vacío de datos que pueden generar

algunos sesgos: en el caso del análisis del daño, la disponibilidad de imágenes Landsat con buena calidad inmediatamente posteriores a las fechas de quema detectada fue, para una de las series temporales, de 1 día, y para las restantes series temporales alrededor de 20 días; a su vez, en algunos casos no hubo datos por un período de 5 meses. La nueva constelación de satélites Sentinel (con imágenes disponibles desde el año 2015), por ejemplo, presenta mayor frecuencia de revisita y resolución espacial (10x10 metros), por lo que brindaría una posibilidad para registrar este tipo de sitios, los tamaños de estos, el grado de fragmentación que presentan, y así generar una caracterización más completa. Finalmente, para profundizar más en este aspecto sería necesario contar con más eventos de quema que correspondan a la misma estación del año, para realizar comparaciones estadísticas más fuertes entre ellas, al mismo tiempo de poder correlacionarlas con otros factores, por ejemplo las variables climáticas: condiciones previas al evento de quema, momentos contrastantes del año en cuanto a precipitación, entre otros. Se ha visto que el factor climático, junto con las actividades humanas, es uno de los factores que más afecta la distribución de fuegos en Sudamérica (Di Bella et al., 2006; Fischer et al., 2007).

Conclusiones

Este estudio representa una primera aproximación al conocimiento general sobre la caracterización de la respuesta funcional frente a quemados en pastizales del territorio nacional. La importancia de estos resultados radica en diferentes aspectos. Por un lado, se registraron 438 sitios quemados

detectados en cuatro fechas diferentes en el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos y sus alrededores, con sus respectivas superficies. Se propone el tamaño mínimo necesario de estos sitios para ser analizados con datos provenientes de satélites Landsat, ya que aportan positivamente a la línea de investigación en esta temática que se está desarrollando a nivel nacional. Los resultados obtenidos constituyen una muestra para determinar el daño y el tiempo de recuperación del pastizal ante el fuego. A través de la información proveniente de sensores remotos se pudo profundizar en el conocimiento del fuego y da nuevos insumos para poner el foco en una temática que, si bien es una práctica habitual en los productores de la zona de Sierras del Este, no se ha estudiado en profundidad los efectos que ésta tiene sobre el ecosistema. Por último, este trabajo constituye un eventual punto de inicio para futuras investigaciones, que puedan trascender las limitantes detectadas, poniendo el foco en las consecuencias de los eventos de quema sobre el funcionamiento ecosistémico en pastizales de Uruguay.

Referencias bibliográficas

- Altesor, A., Oesterheld, M., Leoni, E., Lezama, F., Rodríguez, C. (2005). Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. *Plant Ecology*, 179(1), p. 83-91.
- Baeza, S., Paruelo, J. M., Lezama, F., Altesor, A. (2011). Caracterización funcional en pastizales y sus aplicaciones en Uruguay. *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA*, (26).
- Baeza, S., & Paruelo, J. M. (2018). Spatial and temporal variation of human appropriation of net primary production in the Rio de la Plata grasslands. *ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing*, 145, 238-249.
- Baldi, G., Paruelo, J. M. (2008). Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society*, 13(2).
- Berretta, E. J. (2006). Country pasture / forage resource profiles, FAO.
- Bond, W. J., Keeley, J. E. (2005). Fire as a global “herbivore”: The ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology Evolution* 20, p. 387–394.
- Bond, W. J., van Wilgen (1996). *Fire and Plants*. Londres, Inglaterra. Chapman & Hall.
- Cabello, J., Paruelo, J. M. (2008). La teledetección en estudios ecológicos. *Revista Científica y Técnica Ecología y Medio Ambiente* 17, p. 1–3.
- Chapin, F. S., Matson, P. A., Vitousek, P. (2011). *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer Science & Business Media.

- Chuvieco, E. (2009). *Earth observation of wildland fires in Mediterranean ecosystems*. Dordrecht, The Netherlands: Springer
- Cuello, N. (2019). *Respuesta del banco de semillas de un pastizal de Uruguay ante señales de fuego: calor y humo*. Tesis de Grado, Universidad de la República.
- Daldegan, G.A., de Carvalho Júnior, O.A., Guimarães, R.F., Gomes, R.A.T., Ribeiro, F. de F., McManus, C. (2014). Spatial patterns of fire recurrence using remote sensing and GIS in the Brazilian savanna: Serra do Tombador Nature Reserve, Brazil. *Remote Sensing* 6, p. 9873–9894.
- Díaz-Delgado, R., Lloret, F., Pons, X. (2003). Influence of fire severity on plant regeneration by means of remote sensing imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 24(8), p. 1751-1763.
- Di Bella, C. M., Jobbágy, E. G., Paruelo, J. M., Pinnock, S. (2006). Continental fire density patterns in South America. *Global Ecology and Biogeography*, 15(2), p. 192-199.
- Di Bella, C., Posse, G. (2014). Estudio y seguimiento de los incendios. En: Paruelo, J. M., Di Bella, C., Milkovic, M. *Percepción remota y sistemas de información geográfica. Sus aplicaciones en Agronomía y Ciencias Ambientales*. Buenos Aires, Hemisferio Sur, p. 337-358.
- Dixon, A.P., Faber-Langendoen, D., Josse, C., Morrison, J., Loucks. C.J. 2014. Distribution mapping of world grassland types. *Journal of Biogeography* 41(11), p. 2003-2019.

- Farías, L. (2019). *Efecto del calor y el humo sobre la germinación de especies de pastizales de Sierras del Este, Uruguay*. Tesis de Grado, Universidad de la República.
- Fischer, M. Á., Di Bella, C. M., Jobbágy, E. G. (2007). Factores que controlan la distribución espacio-temporal de los incendios en la región semiárida argentina. En *XII Congreso de la Asociación Española de teledetección*.
- Fuhlendorf, S. D., Engle, D. M., Kerby, J. A. Y., Hamilton, R. (2009). Pyric herbivory: rewilding landscapes through the recoupling of fire and grazing. *Conservation Biology*, 23(3), p. 588-598.
- Gallego, F. (2014). *Servicios ecosistémicos del pastizal: el seguimiento de un área protegida como sistema de referencia*. Tesis de Maestría, Universidad de la República.
- Gibson, D. J. (2009). *Grasses and Grassland Ecology*. OUP Oxford. 323p.
- Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H., Roberts, C. (2005). Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology letters*, 8(1), p. 23-29.
- Incerti, G., Giordano, D., Stinca, A., Senatore, M., Termolino, P., Mazzoleni, S., Bonanomi, G. (2013). Fire occurrence and tussock size modulate facilitation by *Ampelodesmos mauritanicus*. *Acta oecologica*, 49, p. 116-124.
- Knapp, A. K., Blair, J. M., & Briggs, J. M. (1998). Long-term ecological consequences of varying fire frequency in a humid grassland. En *Fire in ecosystem management: shifting the paradigm from suppression to*

prescription. Tall Timbers Fire Ecology Conference Proceedings. Vol. 20,
p. 173-178

Landi, M., Di Bella, C., Ojeda, S., Salvatierra, P., Bellis, L. (2013). Detección de áreas control para estudios ecológicos a través de la comparación de series temporales. 5° Simposio en Estadística Espacial y Modelamiento de Imágenes, At Facultad de Matemática, Astronomía y Física. Universidad Nacional de Córdoba.

Landi, M. A., Ojeda, S., Di Bella, C. M., Salvatierra, P., Argañaraz, J. P., Bellis, L. M. (2017). Selección de parcelas control para estudios de la dinámica post-incendio: desempeño de rutinas no paramétricas y autorregresivas. *Revista de Teledetección* (49), p. 79-90.

Laris, P. S. (2005). Spatiotemporal problems with detecting and mapping mosaic fire regimes with coarse-resolution satellite data in savanna environments. *Remote sensing of environment*, 99(4), p. 412-424.

Laterra, P., Vignolio, O. R., Hidalgo, L. G., Fernández, O. N., Cauhépé, M. A., Maceira, N. O. (1998). Dinámica de pajonales de paja colorada (*Paspalum* spp.) Manejados. *Ecotrópicos*, 11(2), p. 141-149.

Laterra, P., Vignolio, O. R., Linares, M. P., Giaquinta, A., Maceira, N. (2003). Cumulative effects of fire on a tussock pampa grassland. *Journal of Vegetation Science*, 14(1), p. 43-54.

Lentile, L. B., Holden, Z. A., Smith, A. M., Falkowski, M. J., Hudak, A. T., Morgan, P., Benson, N. C. (2006). Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. *International Journal of*

Wildland Fire, 15(3), p. 319-345.

Lezama, F., Pereira, M., Altesor, A., Paruelo, J. M. (2019). Grasslands of Uruguay: classification based on vegetation plots. *Phytocoenologia*

López-Mársico, L., Lezama, F., Altesor, A., (2019 a). ¿Qué sabemos sobre los efectos del fuego en pastizales?, en: Altesor, A., López-Mársico, L., Paruelo, J.M (Eds) *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II*. FPTA-INIA, Montevideo, p. 109-119.

López-Mársico, L., Farías-Moreira, L., Lezama, F., Altesor, A., Rodríguez, C., (2019 b). Light intensity triggers different germination responses to fire-related cues in temperate grassland species. *Folia geobotánica*.

Marcos, B., Gonçalves, J., Alcaraz-Segura, D., Cunha, M., Honrado, J. P. (2019). Improving the detection of wildfire disturbances in space and time based on indicators extracted from MODIS data: a case study in northern Portugal. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 78, p. 77–85.

Mari, N., Di Bella, C., Fischer, M. de los Á., Ferrer, F., Kanpandegi, J. A. (2007). Respuesta Espectral de la vegetación quemada para distintos Ecosistemas de la Argentina. *Teledetección - Hacia un Mejor entendimiento la dinámica Global y Regional*, p. 237–243.

Milchunas, D. G., Lauenroth, W. K. (1995). Inertia in plant community structure: state changes after cessation of nutrient enrichment stress. *Ecological Applications* 5, p. 1995–2005.

Mingo, A., Oesterheld, M. (2009). Retention of dead leaves by grasses as a

defense against herbivores. A test on the palatable grass *Paspalum dilatatum*. *Oikos* 118, p. 753–757.

Molina, A. M. (1981). El género *Erianthus* (Gramineae) en la Argentina y países limítrofes. *Darwiniana*, p. 559-585.

Oesterheld, M., Loreti, J., Semmartin, M., Paruelo, J. M. (1999). Grazing, fire, and climate effects on primary productivity of grasslands and savannas. *Ecosystems of the world*, 287-306.

de Oliveira, T. E., de Freitas, D. S., Gianezini, M., Ruviaro, C. F., Zago, D., Mércio, T. Z., Diaz, E. A., Lampert, V. N., Barcellos, J. O. J. (2017). Agricultural land use change in the Brazilian Pampa Biome: The reduction of natural grasslands. *Land use policy*, 63, p. 394-400.

Overbeck, G. E., Müller, S. C., Pillar, V. D., Pfadenhauer, J. (2005). Fine-scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland. *Journal of Vegetation Science*, 16(6), p. 655-664.

Overbeck, G. E., Müller, S. C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V. D., Blanco, C. C., Both, R., Forneck E.D. (2007). Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9(2), p. 101-116.

Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., Piñeiro, G., Jobbagy, E. G., Verón, S. R., Baldi, G., Baeza, S. (2006). Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia*, 10(2), p. 47-61.

Paruelo, J. M. (2008). La caracterización funcional de ecosistemas mediante

sensores remotos. *Ecosistemas* 17, p. 4–22.

Pausas, J. G., Bradstock, R. A., Keith, D. A., Keeley, J. E. (2004). Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems. *Ecology*, 85(4), p. 1085-1100.

Pillar, V. D. P., Quadros, F. (1999). Grassland-forest boundaries in southern Brazil. In *Conference on Recent Shifts in Vegetation Boundaries of Deciduous Forests, Especially Due to General Global Warming*, p. 301-316.

Prince, S. D. (1991). A model of regional primary production for use with coarse resolution satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, 12(6), p. 1313–1330.

Royo Pallarés, O., Berretta, E. J., Maraschin, G. E. (2005). The South American Campos ecosystem. *Grasslands of the world*, p. 171–219.

Sala, O.E.; Laurenroth, W.K.; McNaughton, S.J.; Rusch G., Zhang X. (1996). Biodiversity and ecosystem functioning in grasslands. En: *Functional Roles of Biodiversity: A Global Perspective*. Mooney, H. A. et al. (eds). England. p. 129-149.

Scott, A.C., Bowman, D.M.J.S., Bond, W.J., Pyne, S.J., Alexander M.E. (2014). *Fire on earth: an introduction*.

Seastedt, T. R., Knapp, A. K. (1993). Consequences of nonequilibrium resource availability across multiple time scales: the transient maxima hypothesis. *The American Naturalist* 141, p. 621–633.

- Soriano, A. (1991). Río de la Plata Grasslands. Ecosistemas World 8A. Natural Grassland. Introd. West. Hemisphere.
- Tucker, C. J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing Environment*, 8 150, p. 127–150.
- Turner, M. G., Gardner, R. H., O'Neill, R. V., O'Neill, R. V. (2001). *Landscape ecology in theory and practice*. New York: Springer.
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). (<http://www.iucn.org/es/>).
- White, P.S., Pickett, S. T. A. (1985). Natural Disturbance and Patch Dynamics: an introduction.
- Zedler PH. (2007). En: Johnson E, Miyanishi M. (Eds.). Fire effects on grasslands. *Plant Disturbance Ecology: The Process and the Response*. Academic Press Elsevier, p. 397-439.

Anexos

Anexo 1.

Análisis ANOVA para evaluar la diferencia entre valores daño por eventos de fuego, en sitios quemados para las cuatro fechas analizadas.

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
Daño	27	0,22	0,12	31,93

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	329,74	3	109,91	2,21	0,1140
Evento de quema	329,74	3	109,91	2,21	0,1140
Error	1142,96	23	49,69		
Total	1472,71	26			

Anexo 2.

Análisis ANOVA factorial de medidas repetidas en el tiempo, para evaluar la diferencia entre valores de IVN de Sitios Quemados (SQ) y Sitios Control (SC), en cada serie temporal elaborada para cada fecha de quema detectada. Se utilizó el test a posteriori de Tukey para las comparaciones entre fechas.

- **Valores estadístico para fechas de quema de Agosto de 2009**

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	273914477,77	51	5370872,11	27,17	<0,0001
Tratamiento	222423,32	1	222423,32	1,13	0,2895
Fecha	261053987,45	25	10442159,50	52,83	<0,0001
Tratamiento*Fecha	11364808,34	25	454592,33	2,30	0,0005
Error	66408273,87	336	197643,67		
Total	340322751,64	387			

- **Valores estadístico para fechas de quema de Agosto de 2013**

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	92006968,91	27	3407665,52	50,92	<0,0001
Tratamiento	71071,31	1	71071,31	1,06	0,3056
Fecha	89222216,93	13	6863247,46	102,56	<0,0001
Tratamiento*Fecha	2777991,65	13	213691,67	3,19	0,0006
Error	5888869,98	88	66918,98		
Total	97895838,89	115			

- **Valores estadístico para fechas de quema de Octubre de 2013**

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	156443301,00	35	4469808,60	21,50	<0,0001
Tratamiento	508153,38	1	508153,38	2,44	0,1190
Fecha	140408171,50	17	8259304,21	39,73	<0,0001
Tratamiento*Fecha	14850610,24	17	873565,31	4,20	<0,0001
Error	63605867,51	306	207862,31		
Total	220049168,51	341			

- **Valores estadístico para fechas de quema de Noviembre de 2016**

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	71422335,86	33	2164313,21	4,37	<0,0001
Tratamiento	1714030,72	1	1714030,72	3,46	0,0641
Fecha	58032468,60	16	3627029,29	7,33	<0,0001
Tratamiento*Fecha	11340510,60	16	708781,91	1,43	0,1282
Error	109862188,19	222	494874,72		
Total	181284524,05	255			

Anexo 3.

Series temporales de QIVN para cada evento detectado de quema. La figura **A** corresponde a la detección de la quema de agosto de 2009, la **B** a agosto de 2013, la **C** a octubre de 2013, y la **D** a noviembre de 2016. La línea roja corresponde a SQ, la línea azul corresponde a SC. Las flechas rojas indican la fecha de detección de la quema.

