

Efectos del fuego en la comunidad de aves de pastizal del Parque Nacional Quebrada del Condorito

Palabras claves: disturbio, fuego, aves de pastizal, pastizales de altura, heterogeneidad ambiental.

Introducción

Los disturbios juegan un papel fundamental como estructuradores de las comunidades biológicas ya que modifican los hábitats y, con ellos, la disponibilidad de recursos que son utilizados por las especies que las componen (Bock et al., 1993; Moreira et al., 2003; Adeney et al., 2006; Allen et al., 2006; Martin & McIntyre, 2007). Entre los disturbios más frecuentes, los incendios son unos de los principales estructuradores en los ecosistemas terrestres (Bond et al., 2003; Barlow & Peres, 2004; Bock & Block, 2005). En las últimas décadas, aquellos incendios provocados por el hombre han cobrado cada vez más importancia a escala global debido a un aumento en su frecuencia e intensidad, y se prevé que para fines de este siglo se incrementen aun más en todo el mundo (Moritz et al., 2012).

En ecosistemas como los pastizales, el fuego crea parches de vegetación con distintos estadios sucesionales, tanto verticales como horizontales, que funcionan como un mosaico que varía a diferentes escalas espaciales y temporales, condicionando así su uso por múltiples organismos de diferentes niveles tróficos (Robel et al., 1998; Shriver & Vickery, 2001; Pons et al., 2003a; Fuhlendorf et al., 2006). Debido a este efecto estructurador de los incendios en los pastizales, es importante detectar indicadores de dichos disturbios, para el conocimiento, conservación y manejo de estos ecosistemas y su dinámica.

Las aves están fuertemente relacionadas con la estructura vertical y horizontal de la vegetación, por lo que son sensibles a disturbios como el fuego (Reinking, 2005; Coppedge et al., 2008). A pesar de que los incendios no provocan una alta mortalidad en las aves adultas en forma directa (debido a que éstas presentan una gran movilidad; Bendell, 1974; Reichman, 1987; Zimmerman, 1997; Pons et al., 2003b), los huevos y pichones pueden verse afectados (Zimmerman, 1997; Robbins et al., 2002), y aunque muchas especies de aves pueden volver a nidificar en una misma temporada, otras no lo hacen. Dependiendo de la época en la que se produce el incendio, el éxito reproductivo de las aves de pastizal puede incrementarse por la formación de hábitats favorables para la nidificación y por una disminución en la predación y el parasitismo (Johnson & Temple, 1990; Rohrbaugh et al., 1999; Perkins et al., 2009), o verse negativamente afectado por estos mismos procesos (Zimmerman, 1997; Rohrbaugh et al., 1999).

Luego de un incendio, los pastizales pueden manifestar un aumento en la productividad primaria (Hulbert, 1988; Collins & Wallace, 1990), lo que podría traducirse en una mayor disponibilidad de alimento para la avifauna. A pesar de esto, Zimmerman (1997) en Norteamérica demostró que el alimento no era una característica limitante para las aves de pastizal tanto en sitios quemados como en no quemados. Debido a que la selección del hábitat por parte de la avifauna de pastizales es especie-específica (Griebel et al., 1998; Vickery & Herkert, 2001; Báldi et al., 2005; Coppedge et al., 2008) es de vital importancia comprender los efectos del fuego en estos ecosistemas para así poder evaluar si es beneficioso o perjudicial para las mismas.

Debido a que las aves de pastizal han sufrido una disminución en sus poblaciones naturales en las últimas décadas, existe una gran cantidad de estudios sobre los efectos del fuego sobre las mismas en las praderas bajas de Estados Unidos (p. ej. Knopf & Samson, 1997; Smith et al., 2000; Reinking, 2005; Askins et al., 2007) y en los pastizales de Europa (p. ej. López Zozaya, 2011; Moreira et al., 2001; Pons & Bas Lay, 2005; Pons & Clavero, 2010). Sin embargo, en Sudamérica la información al respecto es mucho más escasa (por ej. Comparatore et al., 2006; Ordano et al., 2008; Azpiroz et al., 2012), sobre todo en pastizales de montaña (por ej. Albanesi et al., 2014).

Los pastizales de las serranías centrales de la Argentina presentan una larga historia de incendios. Las comunidades nativas prehispánicas probablemente utilizaban el fuego como herramienta de caza de los grandes herbívoros nativos que allí habitaban (Díaz et al., 1994; Pastor & Berberían, 2007; Diego Rivero, com. pers.). Con la llegada de los inmigrantes españoles hace 400 años, se comenzó a utilizar el fuego para producir el rebrote de pastos palatables para el ganado doméstico introducido (Cingolani et al., 2013). De este modo, la comunidad de aves de pastizal en este sitio habría convivido con el fuego durante miles de años, y por lo tanto es posible que esté adaptada a este disturbio.

Con el objetivo de conservar las nacientes de las cuencas hídricas más importantes de la provincia, además de la biodiversidad (incluidas numerosas especies y subespecies endémicas), en 1996 se creó en una porción de las Sierras Grandes de Córdoba el Parque Nacional Quebrada del Condorito (PNQC; Rodríguez Groves & Peyroti, 2004). Como medida de manejo, se procedió en 1998 a retirar el ganado de algunas zonas del PNQC para evitar la erosión de los suelos y favorecer la recuperación del sistema (Teich et al., 2005). Con una ausencia total de grandes herbívoros y con el control inmediato de los incendios, se expandió un pasto grueso nativo (*Poa stuckertii*) provocando una disminución en la avifauna del lugar, lo que resultó preocupante considerando la cantidad de endemismos que existen (Cingolani et al., 2003; García

et al., 2008). Para restaurar el efecto provocado por la herbivoría natural y a la vez evitar la erosión del suelo, se optó por mantener el ganado a bajas cargas en algunas zonas y se reintrodujeron guanacos (*Lama guanicoe*) en otras. Ninguna de las medidas resultó exitosa para controlar el avance del pastizal de *Poa stuckertii* (Barri & Cufre, 2014; Cingolani et al., 2014) por lo que las comunidades de pastizal, entre ellas las aves, podrían estar siendo afectadas.

A fines de agosto del año 2015 se produjo un incendio descontrolado que se prolongó por 21 días dentro del PNQC, el mismo afectó aproximadamente 10.000 de las 37.344 has que protege el Parque (Parquesnacionales.gob.ar, 2017). Ante este escenario, la Administración del PNQC convocó a investigadores de la Universidad Nacional de Córdoba para evaluar los efectos del fuego sobre diversos componentes del ecosistema de pastizal, entre ellos las aves.

Objetivo general

Evaluar los cambios en la estructura y dinámica de las comunidades de aves de pastizal durante un ciclo anual luego del incendio en sitios quemados y sitios control (no quemados), en relación a la estructura de la vegetación.

Objetivos específicos

- Determinar la variación en la riqueza, abundancia y composición específica de la comunidad de aves que usan el pastizal en sitios quemados recientemente y no quemados, con diferente vegetación predominante, a lo largo de un ciclo anual luego del incendio.
- Determinar la variación en la riqueza y la abundancia dentro de grupos funcionales de aves que usan el pastizal en sitios quemados recientemente y no quemados, con diferente vegetación predominante, a lo largo de un ciclo anual luego del incendio.
- Establecer los cambios en la estructura de la vegetación en los pastizales en sitios quemados recientemente y no quemados, con diferente vegetación predominante, a lo largo de un ciclo anual luego del incendio.
- Evaluar la relación entre la evolución de la estructura de la vegetación y de la comunidad de aves de pastizal en sitios quemados recientemente a lo largo de un ciclo anual posterior al incendio, en relación a los sitios no quemados, con diferente vegetación predominante.

Hipótesis

La recuperación de la comunidad de aves de pastizal luego del incendio está relacionada a la recuperación de los pastizales.

Predicciones

- 1) Se espera encontrar una similitud creciente en la estructura de la vegetación (altura máxima y cobertura) entre sitios quemados y sitios control (no quemados) a lo largo del ciclo anual luego del incendio.
- 2) Se espera encontrar una similitud creciente en la riqueza, abundancia y composición específica de la comunidad de aves de pastizal entre sitios quemados y sitios control (no quemados) a lo largo del ciclo anual luego del incendio.
- 3) Se espera encontrar una similitud creciente en la abundancia dentro de grupos tróficos (independientemente del número e identidad de las especies) entre sitios quemados y sitios control (no quemados) a lo largo del ciclo anual luego del incendio.
- 4) Alternativamente, si el fuego constituye un componente natural estructurador del ecosistema, se espera encontrar una similitud creciente en la riqueza, abundancia y composición específica de la comunidad de aves de pastizal, y en la abundancia dentro de grupos funcionales, entre sitios quemados recientemente y sitios control (no quemados).
- 5) Debido a la simplificación en la estructura del hábitat producida por el fuego, se espera que los sitios quemados presenten más especies generalistas inmediatamente después del incendio, y que el número de especialistas se incremente con el tiempo.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en el Parque Nacional Quebrada del Condorito, que se encuentra en el piso superior del cordón montañoso de las Sierras Grandes en la provincia de Córdoba, a unos 2200 m.s.n.m. A esta altitud no hay meses libres de heladas y las temperaturas promedios de los meses más fríos y más cálidos son 5 y 11,4°C, respectivamente (Cingolani et al., 2014). La precipitación anual promedio es de 900 mm, lloviendo mayormente en los meses cálidos, en el periodo octubre-abril (Colladon et al., 2010). El paisaje consiste en un mosaico de áreas con roca madre expuesta, bosques de *Polylepis australis*, comunidades de afloramientos, pastizales finos dominados por *Deyeuxia hieronymi* y *Festuca tucumanica*, y pastizales gruesos dominados por *Poa stuckertii* (Cingolani et al., 2004). Si bien es un sitio que se encuentra en una matriz de dominio Chaqueño, la historia natural de los organismos que allí habitan indica que los mismos se encuentran más relacionados con organismos de linaje andino y que han sufrido un proceso evolutivo diferente (Chiappella & Demaio, 2015; Martínez et al., 2017).

Diseño de muestreo y trabajo de campo

Se realizaron campañas cada 2 meses aproximadamente, durante el periodo 2016-2017, comenzando a los 5 meses del incendio de fines de agosto de 2015 y totalizando 7 campañas. Las mismas se realizaron en 3 días en total, entre los días 20 y 30 de los meses enero, marzo, mayo, agosto, octubre y diciembre de 2016 y la séptima a principios de marzo de 2017. Se seleccionaron 3 sitios de muestreo de entre 30 y 50 hectáreas con similar topografía, uno dentro de la zona quemada en 2015 (QR) y dos zonas controles no quemadas en 16 años por lo menos (Jaacks, 2016), una de las cuales con vegetación predominante de pajonales gruesos (NQG) y la otra con vegetación predominante de pajonales finos (NQF; Rodríguez Groves & Peyroti, 2004). Los sitios control poseían cargas de ganadería menores a la mínima recomendada (0,12 ug/ha; Cingolani & Ferioli, 2006) mientras que en el sitio quemado se retiró el ganado luego del incendio. A pesar de esto, se detectó en este último sitio una manada de 8 individuos de *Lama guanicoe* y la zona era frecuentada por un ganadero vecino con sus ovejas (estimamos una carga ganadera equivalente de 0 a 0,08 ug/ha dependiendo de la fecha de muestreo y siempre por debajo de la carga mínima recomendada; Cingolani & Ferioli, 2006) por lo que sería similar al resto de los sitios. Cada lugar de muestreo se encontraba separado de los restantes por una distancia mínima de 500 m.

En cada sitio y fecha de muestreo se tomaron medidas de la vegetación, para lo cual en cada lugar se establecieron 5 transectas al azar y separadas entre sí por al menos 20 m. Dentro de cada transecta se determinaron 5 puntos de recolección de datos, equidistantes 20 m. Mediante el uso de una cuadrata de 1 x 1 m dividida en 4 cuadrantes, se determinó para cada uno de estos puntos el porcentaje de cobertura total en la cuadrata (viva o muerta vista desde arriba) y el promedio de la altura máxima en centímetros de la vegetación de cada cuadrante (viva o muerta y sin enderezar).

También se establecieron al azar en cada sitio de muestreo 10 transectas de 100 m de largo y 30 m de faja a ambos lados; las transectas se hallaban separadas entre sí por al menos 200 m, considerando que dicha distancia fue suficiente como para asumir independencia estadística entre transectas. Dentro de los límites de las transectas, se registraron en forma visual y auditiva todas las especies de aves que hacían uso del pastizal, y la abundancia de cada una de ellas. Los muestreos se realizaron desde la salida del sol hasta 4 horas después, que fue el período observado de mayor actividad de la avifauna en muestreos preliminares.

Análisis de datos

VARIABLES AMBIENTALES

Se construyó una matriz para el análisis de la vegetación en donde las columnas representaron los valores promedio de altura y cobertura dentro de cada transecta, y las filas fueron constituidas por cada una de las transectas realizadas por tratamiento y fecha. Antes de comenzar los análisis, los valores de altura fueron transformados mediante la fórmula $\log_{(x+1)}$ (Quinn & Keough, 2002; Clarke et al., 2006), siendo x el valor de la variable en centímetros, y el porcentaje de cobertura mediante el $\arcsen(\sqrt{x})$ (Quinn & Keough, 2002), siendo x el valor de la variable en proporción, para luego normalizar (Clarke & Gorley, 2006) ambas variables. Estas transformaciones se realizaron para convertir las variables a la normalidad y a escalas de medida comparables. En base a esta matriz cruda, se obtuvo otra matriz con el promedio de la altura y cobertura de la vegetación registradas en todas las transectas de cada tratamiento por fecha de muestreo y se calculó una tabla de similitud con el índice Euclidiano (Clarke et al., 2006) para la matriz cruda y la promedio. Con la tabla de similitud promedio, se ordenó a los sitios de muestreo según la estructura de su vegetación con un Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS; Clarke, 1993). Luego, a partir de la tabla de similitud cruda, se realizó un Análisis de Similitudes (ANOSIM) de dos vías (Clarke, 1993) con 1000 permutaciones en donde los factores fueron fuego y fecha de muestreo. En caso de encontrarse diferencias significativas, se procedió a realizar un ANOSIM de una vía con 1000 permutaciones en donde los factores fuego y tiempo de muestreo se combinaron en uno solo para obtener un test a posteriori que permitió discernir qué sitio y en qué fecha es diferente al resto. De cumplirse la predicción 1, los contrastes “recientemente quemado” vs “no quemado con pajonal grueso” (o alternativamente “recientemente quemado” vs “no quemado con pajonal fino”) deberían ser significativamente diferentes en las primeras fechas, y similares en las últimas. Cuando se observaron diferencias significativas, el test ANOSIM fue acompañado de un análisis de Porcentaje de Similitud (SIMPER; Clarke, 1993) para identificar cuál de los componentes de la estructura de la vegetación, altura y cobertura, fue el principal responsable de las diferencias observadas.

Comunidad de aves

Paralelamente, con los datos obtenidos durante los censos de aves se construyó una matriz en donde las columnas fueron constituidas por las abundancias de cada una de las especies registradas, mientras que las filas representaron cada una de las transectas realizadas por tratamiento y fecha. A las abundancias de las especies registradas se les aplicó el $\log_{(x+1)}$, siendo

x la abundancia de las mismas, con el objetivo de lograr que la distribución de dicha variable sea más simétrica y ponderar las especies menos abundantes (Quinn & Keough, 2002; Clarke et al., 2006). De manera similar a la vegetación pero utilizando una matriz de similitud con el índice Bray-Curtis (Bray & Curtis, 1957), se realizó un NMDS para ordenar los sitios de muestreo por similitud de su comunidad de aves de pastizal de todas las transectas de cada tratamiento por fecha de muestreo; seguido de un ANOSIM de dos vías con 1000 permutaciones. En caso de encontrarse diferencias significativas, se procedió a realizar un ANOSIM de una vía con 1000 permutaciones en donde los factores fuego y tiempo de muestreo se combinaron en uno solo. De cumplirse la predicción 2 (o alternativamente la 4), los contrastes “recientemente quemado” vs “no quemado con pajonal grueso” (o alternativamente “recientemente quemado” vs “no quemado con pajonal fino”) deberían ser significativamente diferentes en las primeras fechas, y similares en las últimas. En segunda instancia se construyó una matriz similar a la matriz cruda, pero las abundancias por especie fueron reemplazadas por la biomasa por grupo funcional. Esto se calculó mediante la suma de las abundancias de todas las especies dentro de cada grupo funcional multiplicada por el peso promedio de individuos de cada especie (Nores, 1986; Salvador, 1988, 1990, 2014; Navas & Bó, 2001), y posterior transformación a $\log_{(x+1)}$. Las especies de aves registradas fueron agrupadas en ocho grupos funcionales: las que se alimentan principalmente de insectos en el suelo, insectívoros terrestres (Ins ter); las que cazan insectos en el aire, insectívoros aéreos (Ins aer); las que se alimentan principalmente de insectos acuáticos en vegas, invertívoros (Inv); las que predan insectos en el follaje del pajonal, insectívoros de vegetación (Ins veg); las que consumen principalmente semillas del suelo, granívoros (Gra); las que se alimentan principalmente de néctar, nectarívoros (Nec); las especies con dieta generalizada, omnívoros (Omn); y las que cazan principalmente vertebrados, predadores (Pre). En los casos en donde se observaron diferencias significativas entre cualquier par de grupos con la matriz de abundancia de especies y la de gremios, el test ANOSIM fue acompañado de un análisis de Porcentaje de Similitud (SIMPER; Clarke, 1993) para identificar cuáles de las especies (o grupos funcionales) fueron responsables de al menos el 75% de las diferencias observadas. A su vez, se realizó otro análisis de SIMPER con las matrices de abundancia de cada especie y con la de biomasa de los grupos funcionales utilizando solo el factor tiempo y solo en los sitios no quemados, para evaluar el aporte de las variables evitando el sesgo provocado por el factor fuego.

Resultados

Variables ambientales

Se observaron diferencias marginalmente significativas en la estructura de la vegetación entre los distintos meses de muestreo ($R=0,061$, $p=0,054$), mientras que entre los niveles del tratamiento fuego se observaron diferencias significativas y un mayor efecto que el tiempo ($R=0,132$, $p=0,002$). Dichas diferencias entre los grupos fuego se observaron entre los niveles NQF vs NQG ($R=0,119$, $p=0,028$), NQF vs QR ($R=0,105$, $p=0,039$) y entre NQG vs QR ($R=0,171$, $p=0,005$). A partir de estos resultados, se realizó el ANOSIM a una vía con los factores tiempo y fuego combinados en uno solo, para así obtener una comparación de a pares entre los distintos sitios y fechas de muestreo. Solo se observaron diferencias significativas en la vegetación en el primer muestreo (enero de 2016) y solamente entre los sitios NQF vs NQG ($R=0,584$; $p=0,008$) y entre NQG vs QR ($R=0,944$; $p=0,008$). En cuanto a los restantes test a posteriori, se obtuvieron diferencias marginalmente significativas entre los sitios NQF vs QR del muestreo de enero de 2016 ($R=0,196$, $p=0,135$) y entre los sitios NQF vs NQG ($R=0,208$, $p=0,095$), NQF vs QR ($R=0,180$, $p=0,087$) y NQG vs QR ($R=0,240$, $p=0,071$) del muestreo de marzo de 2016, las cuales sin embargo se tendrán en cuenta considerando sus diferencias estadísticas en el test global, y porque se observó una tendencia a la igualdad en la vegetación entre los sitios a partir del segundo muestreo (Fig. 1A). Se detectó que el componente que contribuía con más del 55% a la diferencia de la estructura de la vegetación entre la combinación de los distintos tratamientos en el muestreo de enero de 2016 fue la altura del pajonal, siendo el sitio NQG el que presentó mayor altura promedio (102,69 cm), seguido por el sitio NQF (59,93 cm) y el sitio QR (41,08 cm). En cuanto al muestreo de marzo de 2016, se observó que la diferencia entre los sitios NQF vs QR fue explicado en un 71,11% por la cobertura de la vegetación, con un porcentaje de cobertura promedio del 86,44% en el sitio NQF y un 80,04% en el sitio QR, mientras que entre los sitios NQF vs NQG y NQG vs QR se observó que la altura del pajonal aportó con más del 55% de la diferencia entre los mismos, con un promedio de 34,97 cm para el sitio NQF, 66,71 cm para el sitio NQG y 38,24 cm para el sitio QR (Fig. 2 y Anexo 2).

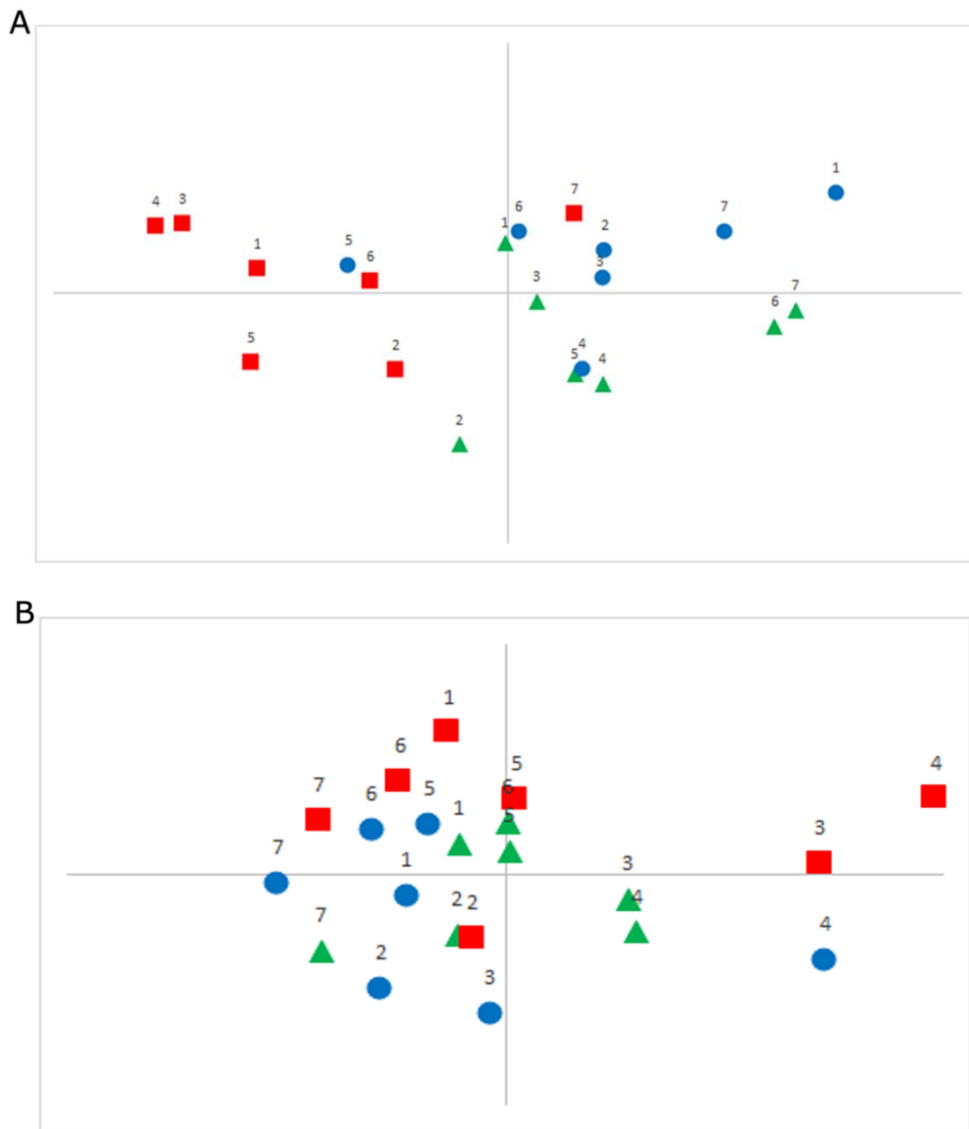


Fig. 1. Gráfico del Escalamiento Multidimensional No Métrico del promedio de las diez transectas por sitio en cada muestreo en PNQC de acuerdo a: (A) su estructura de vegetación, altura y cobertura (Stress = 0) y (B) su comunidad de aves de pastizal (Stress = 0,14). Triángulos verdes = sitios NQF, círculos azules = sitios NQG, y cuadrados rojos = sitios QR. 1, muestreo de enero 2016; 2, muestreo de marzo de 2016; 3, muestreo de mayo 2016; 4, muestreo de agosto de 2016; 5, muestreo de octubre de 2016; 6, muestreo de diciembre de 2016; y 7 muestreo de marzo del 2017.

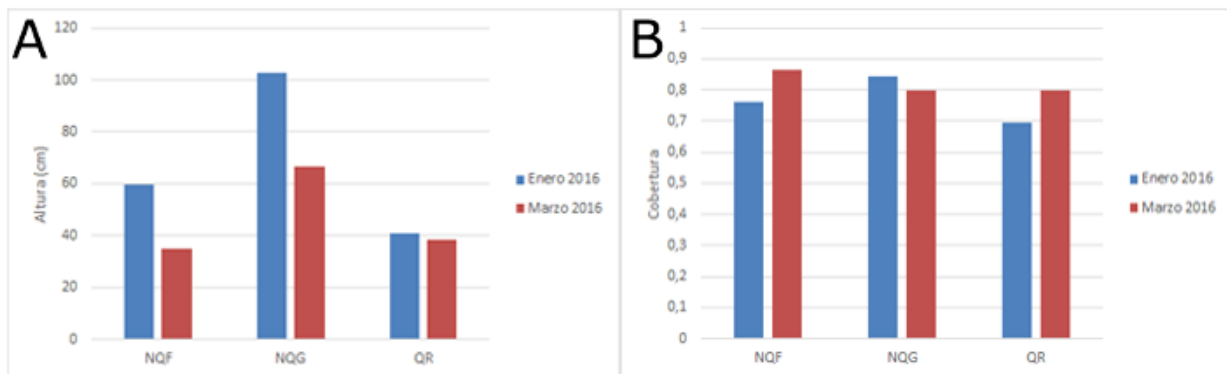


Fig. 2. Altura promedio en centímetros (A) y porcentaje de cobertura en proporción (B) del pajonal dentro del PNQC en los sitios NQF, NQG y QR para los meses con diferencias significativas observadas, enero y marzo.

Comunidad de aves

En el presente estudio se registraron 1108 individuos de 35 especies de aves en total. Dentro del sitio NQF se registraron 342 individuos de 22 especies, en el sitio NQG 313 individuos de 23 especies y en el sitio QR 453 individuos de 27 especies (Anexo 1). Se observaron diferencias significativas en la comunidad de aves de pastizal tanto por efecto del tiempo de muestreo ($R=0,167$, $p=0,001$) como del fuego ($R=0,057$, $p=0,002$). Las especies que más aportaron a la variación estacional fueron *Cistothorus platensis*, *Hymenops perspicillatus*, *Sturnella loyca* y *Geospizopsis unicolor*, siendo las dos primeras más abundantes en primavera y las dos últimas presentando dos picos, uno en primavera-verano (Diciembre y enero de 2016) y el otro en invierno (agosto de 2016; Fig. 3A). En cuanto al efecto del fuego, la variación observada fue provocada por la disimilitud entre los sitios NQF vs QR ($R=0,061$, $p=0,013$) y NQG vs QR ($R=0,106$, $p=0,001$); mientras que entre los sitios control no se observaron diferencias significativas ($R=0,004$, $p=0,40$). Las diferencias entre los sitios NQF vs QR se observaron en los muestreos de enero del 2016 ($R=0,217$; $p=0,021$), en diciembre del mismo año ($R=0,125$; $p=0,025$) y en marzo del 2017 ($R=0,117$; $p=0,027$); mientras que las diferencias entre los sitios NQG vs QR se observaron en enero del 2016 ($R=0,262$; $p=0,005$), mayo del mismo año ($R=0,126$; $p=0,034$) y diciembre del 2017 ($R=0,237$; $p=0,001$; Fig. 1B). Entre las especies que más aportaron a las diferencias observadas ($\approx 75\%$) se encuentran algunas cuyas abundancias son mayores en los sitios control que en el sitio quemado en los muestreos de enero y mayo de 2016, pero luego son igualadas o menores que el sitio QR en los muestreos de diciembre de 2016 y marzo de 2017, como la Ratona Aperdizada (*Cistothorus platensis*; Fig. 4A,B,C,D y Anexo 3), y otras mostrando lo opuesto, es decir fueron más abundantes en el sitio quemado que en los controles pero con una tendencia a la igualdad en los muestreos posteriores, como el Pico de Plata (*Hymenops perspicillatus*; Fig. 4A,C,D y Anexo 3).

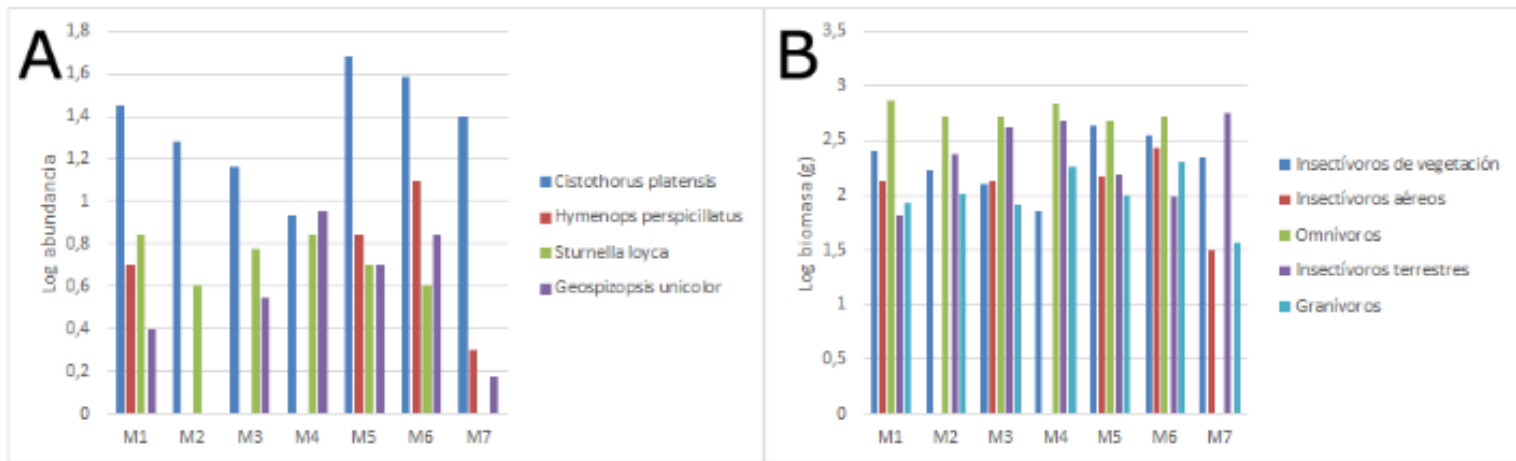


Fig. 3. Log de la abundancia de las especies que más aportan ($\approx 75\%$) a la diferencia observada en las distintas estaciones (A) y Log de la biomasa en gramos de los gremios que más aportan ($\approx 75\%$) a la diferencia observada en las distintas estaciones (B). M1= enero 2016, M2= marzo 2016, M3= mayo 2016, M4= agosto 2016, M5= octubre 2016, M6= diciembre 2016, M7= marzo 2017.

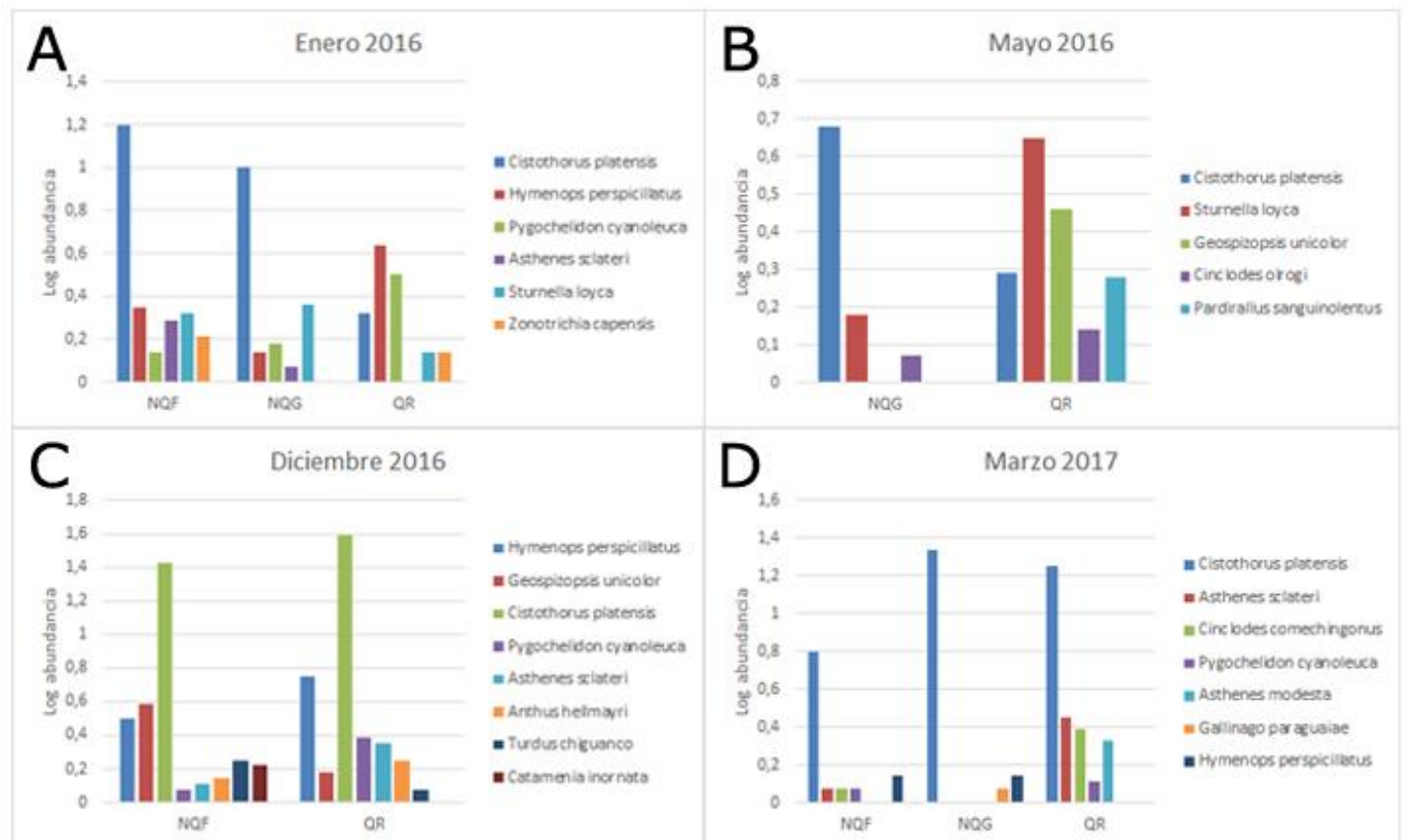


Fig. 4. Log de la abundancia promedio de las especies que más explican las diferencias encontradas en la comunidad de aves de pastizal ($\approx 75\%$) en enero del 2016 (A), mayo del 2016 (B), diciembre del 2016 (C) y marzo del 2017 (D) en los sitios NQF, NQG y QR. En los gráficos con triple comparación de sitios (Enero 2016, Marzo 2017), las especies sin abundancia puede deberse a especies no registradas en ese sitio o que su contribución a la diferencia es despreciable.

El análisis por gremios arrojó diferencias significativas para el factor tiempo de muestreo ($R=0,163$; $p=0,001$) y factor fuego ($R=0,094$; $p=0,001$). Los gremios que más aportaron a las diferencias observadas producto del factor tiempo fueron los insectívoros de vegetación y aéreos, con mayor biomasa en primavera-verano (pico en el muestreo 3 por la presencia de *Aeronautes andecolus*, especie residente); y omnívoros, insectívoros terrestres y granívoros, con picos de biomasa en invierno y primavera-verano (Fig. 3B). En cuanto al efecto del fuego, se observaron diferencias entre los sitios NQF vs QR ($R=0,102$; $p=0,001$) y NQG vs QR ($R=0,156$; $p=0,001$). Estas diferencias ocurrieron en el muestreo de enero del 2016 entre NQF vs QR ($R=0,238$; $p=0,009$) y entre NQG vs QR ($R=0,272$; $p=0,014$); en mayo entre NQG vs QR ($R=0,126$; $p=0,045$); en diciembre entre NQF vs QR ($R=0,418$; $p=0,001$) y entre NQG vs QR ($R=0,165$; $p=0,018$); y en el muestreo de marzo del 2017 entre NQF vs QR ($R=0,123$; $p=0,035$) y entre NQG vs QR ($R=0,322$; $p=0,003$). Los gremios que más contribuyeron a las diferencias observadas en los primeros muestreos fueron los insectívoros de vegetación y los aéreos (Fig. 5A,B), pero al avanzar en el tiempo estos gremios perdieron porcentaje de contribución y fueron reemplazados por los insectívoros terrestres e invertívoros (Fig. 5C,D y Anexo 4).

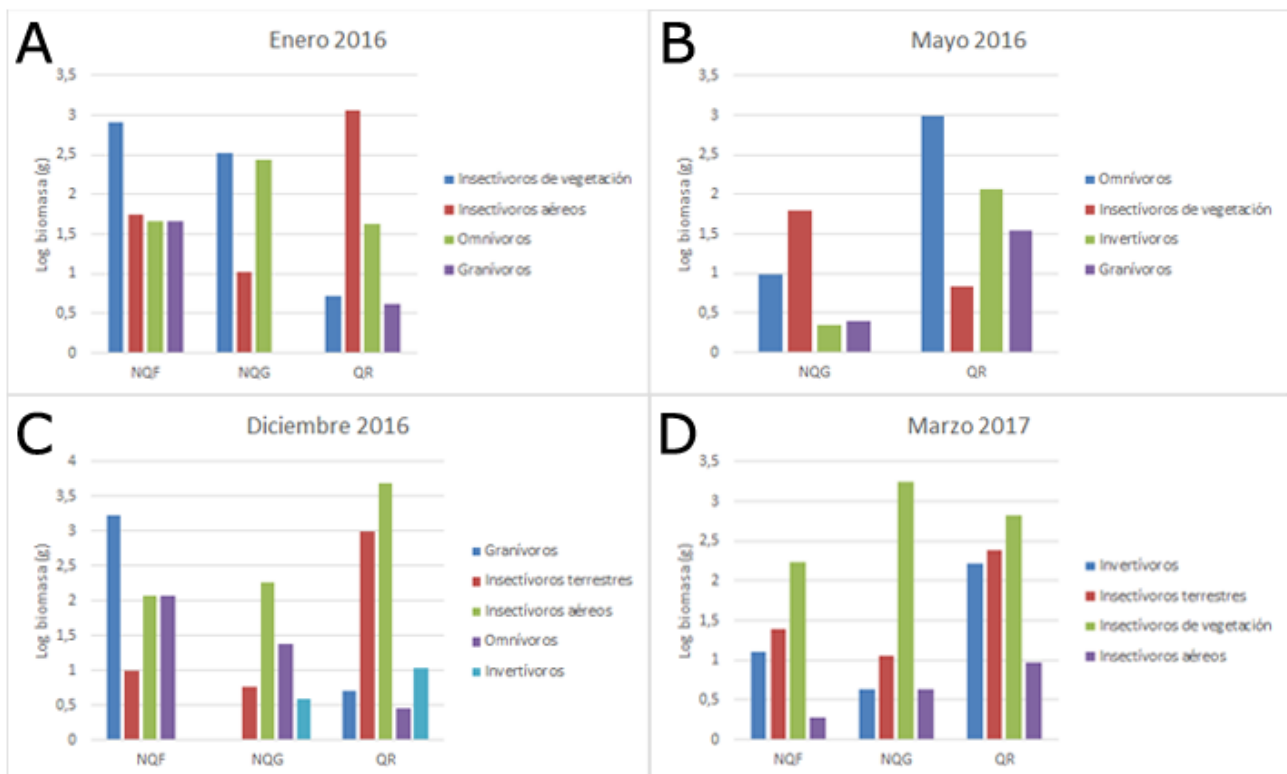


Fig. 5. Log de la biomasa, en gramos, promedio de los gremios que más explican las diferencias encontradas en la comunidad de aves de pastizal ($\approx 75\%$) en enero del 2016 (A), mayo del 2016 (B), diciembre del 2016 (C) y marzo del 2017 (D) en los sitios NQF, NQG y QR. En los gráficos con triple comparación de sitios (Enero 2016, Diciembre 2016, Marzo 2017), la omisión de algunos gremios es debida a que su contribución a las diferencias es despreciable.

Discusión

Observamos una recuperación de la estructura del pastizal y una mayor riqueza, abundancia y composición específica en la comunidad de aves asociada a esta vegetación en el Parque Nacional Quebrada del Condorito al año de un incendio, siendo los gremios los mejores indicadores de este cambio. Esto se encuentra, parcialmente, en concordancia con las predicciones que planteamos. Lo que no esperábamos fue que al comienzo del estudio se observara un aumento en la abundancia de los insectívoros aéreos (y no los omnívoros generalista) y al finalizar el mismo la mayoría de las especies y gremios presentaran más abundancia en el sitio quemado. La mayoría de las especies parecerían beneficiarse por los cambios en la vegetación provocados por el fuego, pero no por la estructura sino la composición de la misma durante la sucesión natural; lo mismo fue observado por Ordano et al. (2008) en aves de pastizal del Parque Nacional Mburucuyá de Argentina sometido a ganadería y fuego.

Variables ambientales

La variabilidad observada en la estructura de la vegetación a lo largo del presente estudio se debe sobre todo al efecto del incendio más que a los cambios intra-anales. En los pastizales de altura aquí estudiados, se observó que los sitios intensamente pastoreados presentaban variación estacional en la biomasa aérea total, mientras que las zonas no pastoreadas no registraban cambios significativos (Pucheta et al., 1998b), esto se corresponde con nuestros resultados ya que la carga ganadera de los sitios muestreados era baja o nula. Las diferencias observadas entre los sitios no quemados podrían deberse a que en el verano en el que comenzó el presente estudio llovió lo suficiente como para que el sitio con paja fina se anegara (BCCBA, 2015; BCCBA, 2016), lo cual podría ser preferido por el ganado, ejerciendo un mayor efecto sobre la altura del pajonal en esas zonas que en las demás (Falczuk, 2002; Cingolani et al, 2003).

En cuanto al tratamiento fuego, se observó una rápida recuperación del pajonal con respecto a la estructura del mismo ya que se detectó un leve efecto global, evidenciándose solo en los primeros dos muestreos para luego desaparecer. La altura fue el componente de la estructura de la vegetación que más aportó a las diferencias observadas, aunque se recuperó por completo a los 9 meses del incendio junto con la cobertura. Este resultado se encuentra en concordancia con lo observado en otros pastizales de altura de la Provincia de Córdoba. En la misma Pampa de Achala se observó que la cobertura del pajonal se recupera de los incendios por rebrote en 1 o 2 años, incluso si los parches quemados eran luego pastoreados (Cingolani et al., datos no publicados). En pastizales de altura de otros cordones montañosos de la provincia, se observó

que las Poacea C3 presentan un mayor crecimiento al año del incendio y las Poacea C4 entre los 2 y 3 años (Núñez et al., 2002). También se observó una rápida recuperación en pajonales pampeanos quemados, aproximadamente al año y viéndose afectada la altura y no la cobertura de la vegetación en una marisma (Isacch et al., 2004); y a los 3 y 4 años la cobertura y la broza, respectivamente, de un pajonal que rodea la vegetación de lagunas de agua dulce, siendo esta recuperación del fuego dependiente del banco de semillas y de un incremento inicial en la diversidad (Feldman & Lewis, 2005). Nuestros resultados no solo concuerdan con lo observado en Argentina sino también en el mundo, con registros de recuperación de la vegetación luego de un incendio en aproximadamente 3 años en ambientes montañosos de Estados Unidos y Tanzania (Antos et al., 1983; Beck et al., 1986), y entre 1 y 2 años en pajonales de baja altitud de Estados Unidos e Israel (Abrahamson, 1984; Noy-Meir, 1995). En algunos pajonales se recomienda mantener periodos cortos entre incendios para que el mismo permanezca en su estado original, caso contrario la especie dominante produce una capa gruesa de materia muerta en el suelo lo que disminuye la productividad de todo el ambiente, quedando poca materia viva en pie (Knapp & Seastedt, 1986; Morgan & Lunt, 1999); aunque este efecto no se observó en el pajonal del presente estudio luego de 15 años de exclusión ganadera (Pucheta et al., 1998b). Dentro de los pastizales del mundo, el sitio aquí estudiado presenta una de las tasas de recuperación más altas, lo que podría deberse a la elevada productividad de este pajonal (Pucheta et al., 1998a; Pucheta et al., 1998b) comparado con sistemas similares (Sims & Singh, 1978; Lauenroth, 1979; Sala et al., 1981; Briggs & Knapp, 1995; Menghi et al., 1998) y por la activación del banco de semillas luego del incendio (Jaacks, 2015).

Comunidad de aves

La variabilidad observada en la comunidad de aves de pastizal en los distintos muestreos se vio explicada principalmente por la variación estacional, presentándose una mayor abundancia en primavera-verano principalmente por especies con comportamiento migrador altitudinal. Esto se encuentra en concordancia con lo registrado por Ordano (1996), el cual observó una mayor riqueza y abundancia de aves en primavera-verano y menor en otoño-invierno. Las migraciones, sobre todo las altitudinales, pueden estar condicionadas por la disponibilidad de alimento y el hábitat (Levey & Stiles, 1992). En el presente trabajo se observó que los gremios que presentaban mayor variación en sus abundancias fueron los granívoros, omnívoros e insectívoros terrestres (en otoño-invierno), y el resto de los insectívoros (en primavera-verano). Ordano (1996) sugiere que en invierno podría existir un déficit de insectos y un sesgo al contabilizar las especies granívoras, ya que estas tienden a agruparse en dicha época. Si bien se observaron algunas

especies formando bandadas en época invernal (obs. pers.), lo cual podría deberse a un mecanismo para aumentar la eficiencia de forrajeo o evadir predadores al igual que en las bandadas mixtas (Herzog et al., 2002; Ippi & Trejo, 2003; Fanjul & Echevarria, 2015), dicho incremento en la abundancia también podría responder a un aumento en la disponibilidad de semillas en el ambiente (Márquez et al., 2002) y, por lo tanto, sostener una mayor cantidad de granívoros y omnívoros que se alimentarían principalmente de las mismas (Mosa, 1993; Weathers & Sullivan, 1993; McGehee & Eitniear, 2007). En cambio, la disminución en la biomasa de insectívoros en otoño-invierno podría deberse a una pérdida en el recurso de artrópodos en las estaciones frías por una disminución en la densidad o en la actividad de los mismos (Arroyo et al., 1985; Sømme, 1986; Ordano, 1996; Scheibler & Debandi, 2008). Sin embargo, cabe destacar que en el presente estudio se detectó la presencia (*Cistothorus platensis*, *Colaptes melanochloros* y *Vanellus chilensis*) o incluso el aumento (*Asthenes sclateri*) de individuos de especies insectívoras terrestres durante el invierno, lo cual no fue observado por Ordano (1996). Teniendo en cuenta que dicho estudio fue realizado antes de la creación del PNQC, es probable que la disminución de la carga ganadera luego de la creación del Parque haya provocado la expansión del pajonal alto y un aumento de materia muerta sobre el suelo (Pucheta et al., 1998a; Cingolani et al., 2003), lo cual podría ser utilizado como refugio contra las heladas por las aves (Herkert et al., 1996) o por los artrópodos (Sømme, 1986), y así aumentar el recurso alimenticio en invierno para las mismas.

La similitud en la comunidad de aves de pastizal entre los sitios no quemados pero con distinta vegetación dominante se corresponde, en parte, con lo observado por García et al. (2008). Mientras que nosotros no percibimos diferencias ni en especies ni en gremios, dichos autores registraron diferencias entre ciertos gremios y unidades de vegetación. Esto puede deberse a que nuestro trabajo fue realizado a una mayor escala, incorporando varias unidades de vegetación, discriminadas por García et al. (2008), en un mismo sitio, disolviendo así los posibles efectos a microescala. En cuanto a la similitud observada entre todos los sitios en los muestreos de marzo, agosto y octubre de 2016, los mismos coincide con la época en que varias especies están migrando, tanto al llegar en primavera como al partir en otoño (Ordano, 1996), lo que sugiere que parte del efecto del fuego observado en el resto de los muestreos estaría afectando en particular a dichas especies migrantes.

A los 5 meses del incendio (primer muestreo) las especies que más explicaron la diferencia entre sitios, salvo las insectívoras aéreas, presentaron una menor abundancia en la zona quemada. Esto puede deberse a una simplificación estructural de la vegetación producida por el fuego

(Zimmerman, 1992; Reinking, 2005), pudiendo afectar las zonas de nidificación y alimentación de las aves. Dado que de 34 especies registradas nidificando en la zona, 24 (9 endemismos) anidan en paredones de piedra, acantilados y barrancas de tierra, mientras que las 10 (2 endemismos) restantes anidan en matas de pajonal (Nores & Yzurieta, 1983; Salvador & Narosky, 1983; Salvador & Narosky, 1984; Salvador, 1992; Salvador, 2012; Salvador & Salvador, 2012), las únicas especies que pudieron ver afectados sus sitios de nidificación (de las que explican mayormente las diferencias observadas) fueron *Cistothorus platensis* y *Sturnella loyca* (Comparatore et al., 1996; Salvador & Salvador, 2012). Por lo tanto, la disponibilidad de alimento sería el factor que mejor explicaría la menor abundancia de aves en la zona quemada en esta etapa de la sucesión ecológica.

Las únicas especies que mostraron mayor abundancia en el sitio quemado a lo largo de todo el estudio fueron *Hymenops perspicillatus* y *Pygochelidon cyanoleuca* (no se registraron en otoño-invierno por ser especies migradoras altitudinales). Ambas especies son insectívoras aéreas, por lo que esta respuesta podría deberse a una mayor disponibilidad de alimento. Se ha comprobado que las especies con esta estrategia de forrajeo prefieren los pajonales bajos creados por el fuego (Bock et al., 1976; Comparatore et al., 1996; Bock & Block, 2005; Coppedge et al., 2008), lo que podría deberse a un aumento en la abundancia de artrópodos luego de un incendio, como fue estudiado dentro del PNQC (Müller et al., 2018) y otros pastizales del mundo (Shochat et al., 2005a,b). En los últimos dos muestreos (diciembre de 2016 y marzo de 2017) se observó un aumento en la biomasa de insectívoros en los sitios quemados aunque, como se mencionó antes, la altura y cobertura de la vegetación no evidenciaba diferencias significativas. Esto podría ser efecto de una mayor riqueza de artrópodos en los sitios quemados al segundo año del incendio (Müller et al., 2018) como consecuencia de un aumento en la riqueza y composición de especies vegetales en los mismos sitios (Jaacks, 2015; p. ej. Siemann, 1998; Perner et al., 2005). Estas diferencias en la comunidad de artrópodos podrían haber beneficiado de alguna forma a los insectívoros (Söderström et al., 2001).

En el muestreo de mayo del presente estudio, las especies que explican la diferencia observada entre los sitios no quemado de paja gruesa y quemado pertenecen a los gremios granívoros, omnívoros e invertívoros. En el caso de los granívoros y omnívoros, la mayor abundancia en el sitio quemado se observó en la época de otoño-invierno, cuando se encuentra mayor disponibilidad de semillas en el suelo (Márquez et al., 2002). Esto podría deberse a la competencia por el recurso entre los roedores y las aves (Thompson et al., 1991; Christensen & Whitham, 1993; García et al., 2008), siendo estas últimas desplazadas ya que los primeros se

encuentran en mayor abundancia en pajonales desarrollados (Heredia Puigdemívol et al., 2017). En cuanto a los invertívoros, las diferencias entre sitios podrían deberse a una menor acumulación de agua en el sitio con pajonal grueso (pers. obs.) por el consumo elevado de agua de la especie dominante (*Poa stuckertii*) en este ambiente (Cingolani et al., 2015); o debido a algún cambio en la vegetación no detectable con nuestro muestreo que podría facilitar la localización de insectos acuáticos en épocas de menor densidad de los mismos (Scheibler, & Debandi, 2008). A su vez, dicho muestreo podría representar un estadio intermedio de recuperación para *Cistothorus platensis* ya que, en comparación con las abundancias del muestreo de enero, el sitio con paja gruesa experimentaría un mayor abandono que el sitio quemado entrando en la época de sequía y frío (la mayor parte de la población migra), igualándose en los meses posteriores de invierno.

La avifauna aquí estudiada presentó una mayor riqueza, abundancia y composición específica en los sitios quemados pasado un año del incendio (segunda época de nidificación), lo cual podría ser beneficioso para objetivos de conservación que persigan un aumento de la diversidad de aves del lugar. Sin embargo, cabe aclarar que tres especies mostraron menor abundancia en el sitio quemado en el muestreo de diciembre de 2016, *Geospizopsis unicolor*, *Turdus chiguanco* y *Catamenia inornata cordobensis* (endemismo), lo cual podría deberse a una variación dentro de los sitios de muestreos en la primera especie ya que se ha visto asociada a céspedes y a que las dos últimas prefieren los bosques de altura (García et al., 2008). La mayor abundancia de individuos observada en el sitio quemado no se relacionaría con la estructura de la vegetación, sino con la riqueza y composición de la misma pudiendo tener esto un efecto en la riqueza de insectos y a su vez en las aves (Jaacks, 2015; Müller et al., 2018). Como se recupera la avifauna de una zona afectada por el fuego depende del ambiente y de las especies de aves en sí. Por ejemplo, en los Pirineos Catalanes orientales se observó que incendios prescritos pequeños cada 1-7 años eran beneficiosos para la conservación de las aves (Pons et al., 2003a), pero al estudiar el mismo ecosistema a una mayor escala, incluyendo zonas de mayor altitud, y con fuegos más intensos, se concluyó que este disturbio tiene un efecto negativo en la avifauna, llegando a demorar 20 años la recuperación de algunas especies (Pons & Clavero, 2010). En las Montañas Rocosas de Montana se observó que algunas especies de aves aumentaron más del doble, mientras que otras disminuyeron más de la mitad su abundancia luego de dos años de un incendio debido a que las especies que anidan en árboles vivos o forrajean en el follaje se ven particularmente afectadas (Smucker et al., 2005); a su vez, López Zozaya (2011) observó que la colonización de una zona quemada por parte de las aves depende de la atracción de conoespecíficos y la conectividad del paisaje. El tiempo de recuperación observado por nosotros

coincide con lo registrado en otros pajonales de Argentina (Isacch et al., 2004; Ordano et al., 2008) y el mundo (Robel et al., 1998; Smith et al. 2000; Bock & Block, 2005; Azpiroz et al., 2012), variando de 1 a 5 años dependiendo del lugar. Los mayores tiempos de recuperación de la comunidad de aves se observaron en pajonales con mayor presencia de especies vegetales arbustivas o arbóreas y con aves adaptadas a ellas (Brawn et al., 2001; Pons et al., 2010).

Recomendaciones de manejo

El fuego crea parches de distintos micoambientes dentro de este ecosistema, aumentando la heterogeneidad del mismo, lo que podría ser usado diferencialmente por las especies de aves que lo habitan (Fuhlendorf et al., 2006; Codesido et al., 2013). Por esta razón, se recomienda realizar quemas prescritas con frecuencias mayores al año para mantener esta complejidad del paisaje, como fue recomendado en otros pastizales (Kirkpatrick et al., 2002; Powell, 2006; Azpiroz et al., 2012), y mantener la heterogeneidad con ganadería en bajas cargas (García et al., 2008). A su vez, es recomendable realizar estudios a largo plazo, aumentando los sitios muestreados (debido a la gran variabilidad dentro de un mismo tratamiento), teniendo en cuenta la composición de la comunidad vegetal, realizando muestreos en otoño-invierno, evaluando distintas intensidades de incendios por el efecto erosivo del mismo (Cingolani et al., 2013) y determinando el éxito reproductivo, la predación y el parasitismo sobre las aves (Shochat et al., 2005a; Coppedge et al., 2008).

Agradecimientos

Agradezco a Ricardo Torres por los consejos y sugerencias tanto en el muestreo como en la escritura del presente trabajo. A la Administración del Parque Nacional Quebrada del Condorito y en particular al guardaparques nacional Hernán Luisi por la ayuda en las campañas de muestreo. A Martín y Lucía López por el hospedaje y buen trato durante el muestreo. A Eliseo Heredia por el traslado en las campañas. A Vanesa Heredia, Ana Cobo, Luna Silvetti, Leandro Bareiro, Soledad Piacenza, Francis Merlo y Florencia Córdoba por la buena predisposición para ayudarme en el campo. Y finalmente a mis padres y hermanos que fueron mi sostén todo este tiempo de carrera.

Bibliografía

- Abrahamson, W. G. (1984). Post-fire recovery of Florida Lake Wales ridge vegetation. *American Journal of Botany*, 9-21.
- Adeney, J. M., Ginsberg, J. R., Russell, G. J., & Kinnaird, M. F. (2006). Effects of an ENSO-related fire on birds of a lowland tropical forest in Sumatra. *Animal conservation*, 9(3), 292-301.

- Albanesi, S., Dardanelli, S., & Bellis, L. M. (2014). Effects of fire disturbance on bird communities and species of mountain Serrano forest in central Argentina. *Journal of Forest Research*, 19(1), 105-114.
- Allen, J. C., Krieger, S. M., Walters, J. R., & Collazo, J. A. (2006). Associations of breeding birds with fire-influenced and riparian-upland gradients in a longleaf pine ecosystem. *The Auk*, 123(4), 1110-1128.
- Antos, J. A., McCune, B., & Bara, C. (1983). The effect of fire on an ungrazed western Montana grassland. *American Midland Naturalist*, 354-364.
- Arroyo, M. T. K., Armesto, J. J., & Primack, R. B. (1985). Community studies in pollination ecology in the high temperate Andes of central Chile II. Effect of temperature on visitation rates and pollination possibilities. *Plant systematics and evolution*, 149(3-4), 187-203.
- Askins, R. A., Chávez-Ramírez, F., Dale, B. C., Haas, C. A., Herkert, J. R., Knopf, F. L., & Vickery, P. D. (2007). Conservation of grassland birds in North America: understanding ecological processes in different regions. *Ornithological Monographs*, 64(1), 1-46.
- Azpiroz, A. B., Isacch, J. P., Dias, R. A., Di Giacomo, A. S., Fontana, C. S., & Palarea, C. M. (2012). Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: a review. *Journal of Field Ornithology*, 83(3), 217-246.
- Báldi, A., Batáry, P., & Erdős, S. (2005). Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. *Agriculture, ecosystems & environment*, 108(3), 251-263.
- Barlow, J., & Peres, C. A. (2004). Avifaunal responses to single and recurrent wildfires in Amazonian forests. *Ecological Applications*, 14(5), 1358-1373.
- Barri, F. R., & Cufre, M. (2014). Supervivencia de guanacos (*Lama guanicoe*) reintroducidos con y sin período de preadaptación en el parque nacional Quebrada del Condorito, Córdoba, Argentina. *Mastozoología neotropical*, 21(1), 09-16.
- BCCBA. (2015). *Informe meteorológico: Anuario meteorológico 2015*. Red de estaciones meteorológicas, Departamento de Información Agroeconómica, Bolsa de Cereales de Córdoba.
- BCCBA. (2016). *Informe meteorológico: Anuario meteorológico 2016*. Red de estaciones meteorológicas, Departamento de Información Agroeconómica, Bolsa de Cereales de Córdoba.
- Beck, E., Scheibe, R., & Schulze, E. D. (1986). Recovery from fire: observations in the alpine vegetation of western Mt. Kilimanjaro (Tanzania). *Phytocoenologia*, 55-77.
- Bendell, J. F. (1974). Effects of fire on birds and mammals. *Fire and ecosystems*, 73-138.
- Bock, C. E., & Block, W. M. (2005). Fire and burns in the southwestern United States. *Studies in Avian Biology* 30:14– 32.
- Bock, C.E., Saab, V.A., Rich, T.D., & Dobkln, D.S. (1993). Effects of livestock grazing on Neotropical migratory landbirds in western North America. Páginas 296-309 en Finch, D. M. & Stangel, P.W., editors. Status and management of Neotropical migratory birds. General Technical Report RM-229. U.S. Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, Colorado.
- Bock, J. H., Bock, C. E., & McKnight, J. R. (1976). A study of the effects of grassland fires at the Research Ranch in southeastern Arizona. *Journal of the Arizona Academy of Science*, 11(2), 49-57.
- Bond, W. J., Midgley, G. F., & Woodward, F. I. (2003). The importance of low atmospheric CO₂ and fire in promoting the spread of grasslands and savannas. *Global Change Biology*, 9(7), 973-982.
- Brawn, J. D., Robinson, S. K., & Thompson III, F. R. (2001). The role of disturbance in the ecology and conservation of birds. *Annual review of Ecology and Systematics*, 32(1), 251-276.
- Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological monographs*, 27(4), 325-349.

- Briggs, J. M., & Knapp, A. K. (1995). Interannual variability in primary production in tallgrass prairie: climate, soil moisture, topographic position, and fire as determinants of aboveground biomass. *American Journal of Botany*, 1024-1030.
- Chiapella, J. O., & Demaio, P. H. (2015). Plant endemism in the Sierras of Córdoba and San Luis (Argentina): understanding links between phylogeny and regional biogeographical patterns. *PhytoKeys*, (47), 59.
- Christensen, K. M., & Whitham, T. G. (1993). Impact of insect herbivores on competition between birds and mammals for pinyon pine seeds. *Ecology*, 74(8), 2270-2278.
- Cingolani, A. M., Cabido, M. R., Renison, D., & Solís Neffa, V. (2003). Combined effects of environment and grazing on vegetation structure in Argentine granite grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 14(2), 223-232.
- Cingolani, A. M., Poca, M., Giorgis, M. A., Vaieretti, M. V., Gurvich, D. E., Whitworth-Hulse, J. I., & Renison, D. (2015). Water provisioning services in a seasonally dry subtropical mountain: Identifying priority landscapes for conservation. *Journal of Hydrology*, 525, 178-187.
- Cingolani, A. M., Renison, D., Zak, M. R., & Cabido, M. R. (2004). Mapping vegetation in a heterogeneous mountain rangeland using Landsat data: an alternative method to define and classify land-cover units. *Remote sensing of environment*, 92(1), 84-97.
- Cingolani, A. M., Vaieretti, M. V., Giorgis, M. A., La Torre, N., Whitworth-Hulse, J. I., & Renison, D. (2013). Can livestock and fires convert the sub-tropical mountain rangelands of central Argentina into a rocky desert?. *The Rangeland Journal*, 35(3), 285-297.
- Cingolani, A. M., Vaieretti, M. V., Giorgis, M. A., Poca, M., Tecco, P. A., & Gurvich, D. E. (2014). Can livestock grazing maintain landscape diversity and stability in an ecosystem that evolved with wild herbivores?. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 16(4), 143-153.
- Cingolani, A. M., & Ferioli, M. (2006). *Propuesta de manejo 2006-2008 del Parque Nacional Quebrada del Condorito*. Documento de la Administración de Parques Nacionales, Argentina.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18:117-143.
- Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2006). *PRIMER V6: user manual-tutorial*. Plymouth Marine Laboratory.
- Clarke, K. R., Chapman, M. G., Somerfield, P. J., & Needham, H. R. (2006). Dispersion-based weighting of species counts in assemblage analyses. *Marine Ecology Progress Series*, 320, 11-27.
- Codesido, M., González-Fischer, C. M., & Bilenca, D. N. (2013). Landbird Assemblages in Different Agricultural Landscapes: A Case Study in the Pampas of Central Argentina: Ensamblajes de Aves Terrestres en Diferentes Paisajes Rurales: Un Estudio de Caso en las Pampas del Centro de Argentina. *The Condor*, 115(1), 8-16.
- Colladon, L., Felici, G., & Pazos, I. (2010). *Anuario pluviométrico 2005-2010*. Cuenca del Río San Antonio. Sistema del Río Suquía-Provincia de Córdoba. Instituto Nacional del Agua y del Ambiente (INA) y Centro de Investigaciones de la Región Semiárida (CIRSA), Córdoba, Argentina.
- Collins, S. L., & Wallace, L. L. (1990). *Fire in North American tallgrass prairies*. Norman, OK: University of Oklahoma. Press.
- Comparatore, V. M., Martínez, M. M., Vassallo, A. I., Barg, M., & Isacch, J. P. (1996). Abundancia y relaciones con el hábitat de aves y mamíferos en pastizales de *Paspalum quadrifarium* (Paja Colorada) manejados con fuego (Prov. de Buenos Aires, Argentina). *Interciencia-Caracas*, 21, 228-237.
- Coppedge, B. R., Fuhlendorf, S. D., Harrell, W. C., & Engle, D. M. (2008). Avian community response to vegetation and structural features in grasslands managed with fire and grazing. *Biological Conservation*, 141(5), 1196-1203.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.

- Díaz, S., Acosta, A., & Cabido, M. (1994). Community structure in montane grasslands of central Argentina in relation to land use. *Journal of Vegetation Science*, 5(4), 483-488.
- Falczuk, V. (2002). Relaciones entre selección de dieta de grandes herbívoros, disponibilidad y características físico-químicas de las plantas en un pastizal de altura de las Sierras de Córdoba. *Graduation Thesis. UNC, Argentina*.
- Fanjul, M. E., & Echevarria, A. L. (2015). Composición, estructura y rol social de las bandadas mixtas de aves de la selva montana de Yungas, provincia de Tucumán, Argentina. *Acta zoológica lilloana*, 59(1-2), 141-154.
- Feldman, S. R., & Lewis, J. P. (2005). Effects of fire on the structure and diversity of a *Spartina argentinensis* tall grassland. *Applied Vegetation Science*, 8(1), 77-84.
- Fuhlendorf, S. D., Harrell, W. C., Engle, D. M., Hamilton, R. G., Davis, C. A., & Leslie, D. M. (2006). Should heterogeneity be the basis for conservation? Grassland bird response to fire and grazing. *Ecological Applications*, 16(5), 1706-1716.
- García, C., Renison, D., Cingolani, A. M., & Fernández-Juricic, E. (2008). Avifaunal changes as a consequence of large-scale livestock exclusion in the mountains of Central Argentina. *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 351-360.
- Griebel, R. L., Winter, S. L., & Steuter, A. A. (1998). Grassland birds and habitat structure in sandhills prairie managed using cattle or bison plus fire. *Great Plains Research*, 255-268.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9 pp.
- Heredía Puigdemívol, B. V., Orso, G., Torres, R., & Cobo, A. L. (2017). Efectos sobre la comunidad de micromamíferos terrestres por quema no controlada en Parque Nacional Quebrada del Condorito. *V Congreso Nacional de Conservación de la Biodiversidad*. 19 al 22 de septiembre de 2017, Río Negro, Argentina. Resultados preliminares disponibles en libro de resúmenes.
- Herkert, J. R., Sample, D. W., & Warner, R. E. (1996). Management of midwestern grassland landscapes for the conservation of migratory birds. Pages 89–116 in *Management of Midwestern Landscapes for the Conservation of Neotropical Migratory Birds* (F. R. Thompson III, Ed.). U.S. Department of Agriculture, Forest Service General Technical Report, no. NC-187.
- Herzog, S. K., Soria, R., Troncoso, A., & Matthysen, E. (2002). Composition and structure of avian mixed-species flocks in a high-Andean *Polylepis* forest in Bolivia. *Ecotropica*, 8, 133-143.
- Hulbert, L. C. (1988). Causes of fire effects in tallgrass prairie. *Ecology*, 69(1), 46-58.
- Ippi, S., & Trejo, A. (2003). Dinámica y estructura de bandadas mixtas de aves en un bosque de lenga (*Nothofagus pumilio*) del Noroeste de la Patagonia argentina. *Ornitología Neotropical*, 14, 353-362.
- Isacch, J. P., Holz, S., Ricci, L., & Martínez, M. M. (2004). Post-fire vegetation change and bird use of a salt marsh in coastal Argentina. *Wetlands*, 24(2), 235-243.
- Jaacks, Germán. (2015). *Informe de Avance: Monitoreo de Quemadas Prescriptas. Plan de Quemadas Prescriptas 2013, Parque Nacional Quebrada del Condorito*. Documento para la Administración de Parques Nacionales. Expediente APN 3066/2013.
- Jaacks, Germán (2016). *Historia de incendios del Parque Nacional Quebrada del Condorito, 1999-2015. Primera edición: Aportes para la elaboración del plan de protección contra incendios forestales del PNQC*. Documento de la Administración de Parques Nacionales, Argentina.
- Johnson, R. G., & Temple, S. A. (1990). Nest predation and brood parasitism of tallgrass prairie birds. *The Journal of Wildlife Management*, 106-111.
- Kirkpatrick, C., DeStefano, S., Mannan, R. W., & Lloyd, J. (2002). Trends in abundance of grassland birds following a spring prescribed burn in southern Arizona. *The Southwestern Naturalist*, 282-292.

- Knapp, A. K., & Seastedt, T. R. (1986). Detritus accumulation limits productivity of tallgrass prairie. *BioScience*, 36(10), 662-668.
- Knopf, F. L., & Samson, F. B. (1997). *Ecology and conservation of Great Plains vertebrates*. Springer, New York, USA.
- Lauenroth, W. K. (1979). Grassland primary production: North American grasslands in perspective. In *Perspectives in grassland ecology* (pp. 3-24). Springer, New York, NY.
- Levey, D. J., & Stiles, F. G. (1992). Evolutionary precursors of long-distance migration: resource availability and movement patterns in Neotropical landbirds. *The American Naturalist*, 140(3), 447-476.
- López Zozaya, E. (2011). Patrones de colonización postincendio de aves de hábitats abiertos en paisajes mediterráneos. Universitat de Lleida.
- Márquez, S., Funes, G., Cabido, M., & Pucheta, E. (2002). Efectos del pastoreo sobre el banco de semillas germinable y la vegetación establecida en pastizales de montaña del centro de Argentina. *Revista chilena de historia natural*, 75(2), 327-337.
- Martin, T. G., & McIntyre, S. (2007). Impacts of livestock grazing and tree clearing on birds of woodland and riparian habitats. *Conservation Biology*, 21(2), 504-514.
- Martínez, G. A., Arana, M. D., Oggero, A. J., & Natale, E. S. (2017). Biogeographical relationships and new regionalisation of high-altitude grasslands and woodlands of the central Pampean Ranges (Argentina), based on vascular plants and vertebrates. *Australian Systematic Botany*, 29(6), 473-488.
- McGehee, S. M., & Eitnienar, J. C. (2007). Diet of the patagonian Sierra-finch (*Phrygilus patagonicus*) on Navarino island, Chile. *Ornitología Neotropical*, 18, 449-452.
- Menghi, M., Montani, N., Monaco, N., Herrera, M., & Rosa, M. (1998). Diversidad y producción primaria de un pastizal inundable no pastoreado en la estepa pampeana (Argentina Central). *Pastos*, 28(2), 183-200.
- Moreira, F., Delgado, A., Ferreira, S., Borralho, R., Oliveira, N., Inácio, M., ... & Rego, F. (2003). Effects of prescribed fire on vegetation structure and breeding birds in young *Pinus pinaster* stands of northern Portugal. *Forest Ecology and Management*, 184(1), 225-237.
- Moreira, F., Ferreira, P. G., Rego, F. C., & Bunting, S. (2001). Landscape changes and breeding bird assemblages in northwestern Portugal: the role of fire. *Landscape Ecology*, 16(2), 175-187.
- Morgan, J. W., & Lunt, I. D. (1999). Effects of time-since-fire on the tussock dynamics of a dominant grass (*Themeda triandra*) in a temperate Australian grassland. *Biological Conservation*, 88(3), 379-386.
- Moritz, M. A., Parisien, M. A., Batllori, E., Krawchuk, M. A., Van Dorn, J., Ganz, D. J., & Hayhoe, K. (2012). Climate change and disruptions to global fire activity. *Ecosphere*, 3(6): 49.
- Mosa, S. G. (1993). Fall and winter diet and habitat preferences of the Andean Tinamou (*Nothura pentlandii*) in the Northwest Argentina. *Studies on neotropical fauna and environment*, 28(2), 123-128.
- Müller, R., Beccacece, H. M., Drewniak M. E., Travesino, D., Ludueña-Almeida, F. F., Molina, S. I., Zapata, A. I. (2018). Respuesta de la artropodofauna epigea a un incendio en el pastizal de altura en Córdoba, Argentina. *X Congreso Argentino de Entomología*. 21 al 24 de mayo de 2018, Mendoza, Argentina.
- Navas, J. R., & Bó, N. A. (2001). Aportes al conocimiento de la distribución, la cría y el peso de aves de las provincias de Mendoza y San Juan, República Argentina. Segunda parte (Aves: Falconidae, Scolopacidae, Thinocoridae, Columbidae, Psittacidae, Strigidae, Caprimulgidae, Apodidae, Furnariidae, Rhinocryptidae y Tyrannidae). *El Hornero*, 16(01), 031-037.
- Nores, M. (1986). Diez nuevas subespecies de aves provenientes de islas ecológicas argentinas. *El Hornero*, 12(04), 262-273.
- Nores, M., & Yzurieta, D. (1983). Especiación en las Sierras Pampeanas de Córdoba y San Luis (Argentina), con descripción de siete nuevas subespecies de aves. *El Hornero*, 12(01extra), 088-102.

- Noy-Meir, I. (1995). Interactive effects of fire and grazing on structure and diversity of Mediterranean grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 6(5), 701-710.
- Núñez, C., Cantero, J. J., & Petryna, M. L. (2002). Efectos del fuego y pastoreo sobre los tipos funcionales de Poaceas C3 y C4 en pastizales serranos centroargentinos. *Agro sur*, 30(1), 12-23.
- Ordano, M. (1996). Estudio de una comunidad de aves altoserrana (Córdoba, Argentina) durante un ciclo anual. *Natura Neotropicalis*, 2(27), 83-94.
- Ordano, M., Bortoluzzi, A., Chatellenaz, M., & Biancucci, L. (2008). Respuesta a corto plazo de las aves a la quema y al pastoreo en pastizales del Parque Nacional Mburucuyá, Argentina. *Insugeo, Miscelánea*, 17: 425-446., 425.
- Parquesnacionales.gob.ar. (2017). *El incendio se encuentra extinguido - Administración de Parques Nacionales*. [online] Disponible en: [https://www.parquesnacionales.gob.ar/2015/09/el-incendio-se-encuentra-extinguido/?hilito="incendio"](https://www.parquesnacionales.gob.ar/2015/09/el-incendio-se-encuentra-extinguido/?hilito=) [Accedido 3 Jun. 2017]
- Pastor, S., & Berberían, E. (2007). Arqueología del sector central de las Sierras de Córdoba (Argentina): Hacia una definición de los procesos sociales del período prehispánico tardío (900-1573 DC). *Intersecciones en antropología*, (8), 31-47.
- Perkins, D. W., Shriver, W. G., & Vickery, P. D. (2009). The effects of fire on the breeding ecology of Florida Grasshopper Sparrows (*Ammodramus savannarum floridanus*) and Bachman's Sparrows (*Aimophila aestivalis*). *Florida Field Naturalist*, 37(4), 121-145.
- Perner, J., Wytrykush, C., Kahmen, A., Buchmann, N., Egerer, I., Creutzburg, S., ... & Weisser, W. W. (2005). Effects of plant diversity, plant productivity and habitat parameters on arthropod abundance in montane European grasslands. *Ecography*, 28(4), 429-442.
- Pons, P., & Bas Lay, J. M. (2005). Open-Habitat Birds in Recently Burned Areas: the Role of the Fire Extent and Species' Habitat Breadth. *Ardeola*, 2005, vol. 52, núm. 1, p. 119-131.
- Pons, P., & Clavero, M. (2010). Bird responses to fire severity and time since fire in managed mountain rangelands. *Animal Conservation*, 13(3), 294-305.
- Pons, P., Lambert, B., Rigolot, E., & Prodon, R. (2003a). The effects of grassland management using fire on habitat occupancy and conservation of birds in a mosaic landscape. *Biodiversity & Conservation*, 12(9), 1843-1860.
- Pons, P., Rakotobearison, G., & Wendenburg, C. (2003b). Immediate effects of a fire on birds and vegetation at Ankarafantsika Strict Nature Reserve, NW Madagascar. *Ostrich-Journal of African Ornithology*, 74(1-2), 146-148.
- Powell, A. F. (2006). Effects of Prescribed Burns and Bison (*Bos bison*) Grazing on Breeding Bird Abundances in Tallgrass Prairie (Efectos de las Quemadas Programadas y del Pastoreo de los Bisontes sobre la Abundancia de Aves Reproductivas en Praderas de Pasto Alto). *The Auk*, 183-197.
- Pucheta, E., Cabido, M., Díaz, S., & Funes, G. (1998a). Floristic composition, biomass, and aboveground net plant production in grazed and protected sites in a mountain grassland of central Argentina. *Acta Oecologica*, 19(2), 97-105.
- Pucheta, E., Vendramini, F., Cabido, M., & Díaz, S. (1998b). Estructura y funcionamiento de un pastizal de montaña bajo pastoreo y su respuesta luego de su exclusión. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, 103(1), 77-92.
- Quinn, G. P., & Keough, M. J. (2002). *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press.
- Reichman, O. J. (1987). *Konza Prairie*. University Press of Kansas, Lawrence.
- Reinking, D. L. (2005). Fire regimes and avian responses in the central tallgrass prairie. *Studies in Avian Biology*, 30, 116.

- Robbins, M. B., Peterson, A. T., & Ortega-Huerta, M. A. (2002). Major negative impacts of early intensive cattle stocking on tallgrass prairies: the case of the greater prairie-chicken (*Tympanuchus cupido*). *North American Birds*, 56, 239-244.
- Robel, R. J., Hughes, J. P., Hull, S. D., Kemp, K. E., & Klute, D. S. (1998). Spring burning: resulting avian abundance and nesting in Kansas CRP. *Journal of Range Management*, 132-138.
- Rodríguez Groves, V., & Peyroti, G. (2004). Plan de manejo: Parque Nacional Quebrada del Condorito. Reserva Hídrica Provincial de Achala: versión final. Delegación Regional Centro, Administración de Parques Nacionales, Córdoba.
- Rohrbaugh, R. W., Reinking, D. L., Wolfe, D. H., Sherrod, S. K., & Jenkins, M. A. (1999). Effects of prescribed burning and grazing on nesting and reproductive success of three grassland passerine species in tallgrass prairie. *Studies in Avian Biology*, 19, 165-170.
- Sala, O., Deregibus, V. A., Schlichter, T., & Alippe, H. (1981). Productivity dynamics of a native temperate grassland in Argentina. *Journal of Range Management*, 48-51.
- Salvador, S. A. (1988). Datos de peso de aves argentinas. *El Hornero*, 13(01), 078-083.
- Salvador, S. A. (1990). Datos de peso de aves argentinas. *El Hornero*, 13(02), 169-171.
- Salvador, S. A. (1992). Notas sobre nidificación de aves andinas en la Argentina. Parte II. *El Hornero*, 13(03), 242-244.
- Salvador, S. A. (2012). Reproducción del lechuzón de campo (*Asio flammeus suinda*) en Córdoba, Argentina. *Biología*, 15, 79-83.
- Salvador, S. A. (2014). Peso de las aves del departamento general San Martín, provincia de Córdoba, Argentina. *Biológica*, 17, 48-57.
- Salvador, S. A., & Narosky, S. (1983). Nuevos nidos de aves argentinas. *Muscisaxicola rufivertex*, *Catamenia inornata*, *Sicalis olivascens* y *Carduelis crassirostris*. *El Hornero*, 12(02), 134-137.
- Salvador, S. A., & Narosky, S. (1984). Notas sobre nidificación de aves andinas en la Argentina. *El Hornero*, 12(03), 184-188.
- Salvador, S. A., & Salvador, L. (2012). Reproducción de aves de Pampa de Achala, Córdoba, Argentina. *Hist. Nat.(tercera ser.)*, 2, 119-145.
- Scheibler, E. E., & Debandi, G. O. (2008). Spatial and temporal patterns in the aquatic insect community of a high altitude Andean stream (Mendoza, Argentina). *Aquatic Insects*, 30(2), 145-161.
- Shochat, E., Patten, M. A., Morris, D. W., Reinking, D. L., Wolfe, D. H., & Sherrod, S. K. (2005a). Ecological traps in isodars: effects of tallgrass prairie management on bird nest success. *Oikos*, 111(1), 159-169.
- Shochat, E., Wolfe, D. H., Patten, M. A., Reinking, D. L., & Sherrod, S. K. (2005b). Tallgrass prairie management and bird nest success along roadsides. *Biological Conservation*, 121(3), 399-407.
- Shriver, W. G., & Vickery, P. D. (2001). Response of breeding Florida grasshopper and Bachman's sparrows to winter prescribed burning. *The Journal of wildlife management*, 470-475.
- Siemann, E. (1998). Experimental tests of effects of plant productivity and diversity on grassland arthropod diversity. *Ecology*, 79(6), 2057-2070.
- Sims, P. L., & Singh, J. S. (1978). The structure and function of ten western North American grasslands: III. Net primary production, turnover and efficiencies of energy capture and water use. *The Journal of Ecology*, 573-597.
- Smith, J. K., Lyon, L. J., Huff, M. H., Hooper, R. G., Telfer, E. S., & Schreiner, D. S. (2000). Wildland fire in ecosystems. Effects of fire on fauna. *General Technical Report-Rocky Mountain Research Station, USDA Forest Service*, (RMRS-GTR-42).
- Smucker, K. M., Hutto, R. L., & Steele, B. M. (2005). Changes in bird abundance after wildfire: importance of fire severity and time since fire. *Ecological Applications*, 15(5), 1535-1549.

- Söderström, B. O., Svensson, B., Vessby, K., & Glimskär, A. (2001). Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity & Conservation*, 10(11), 1839-1863.
- Sømme, L. (1986). Tolerance to low temperatures and desiccation in insects from Andean paramos. *Arctic and Alpine Research*, 253-259.
- Teich, I., Cingolani, A. M., Renison, D., Hensen, I., & Giorgis, M. A. (2005). Do domestic herbivores retard *Polylepis australis* Bitt. woodland recovery in the mountains of Córdoba, Argentina?. *Forest Ecology and Management*, 219(2), 229-241.
- Thompson, D. B., Brown, J. H., & Spencer, W. D. (1991). Indirect facilitation of granivorous birds by desert rodents: experimental evidence from foraging patterns. *Ecology*, 72(3), 852-863.
- Vickery, P. D., & Herkert, J. R. (2001). Recent advances in grassland bird research: where do we go from here?. *The Auk*, 118(1), 11-15.
- Weathers, W. W., & Sullivan, K. A. (1993). Seasonal patterns of time and energy allocation by birds. *Physiological Zoology*, 66(4), 511-536.
- Zimmerman, J. L. (1992). Density-independent factors affecting the avian diversity of the tallgrass prairie community. *The Wilson Bulletin*, 85-94.
- Zimmerman, J. L. (1997). Avian community responses to fire, grazing, and drought in the tallgrass prairie. In *Ecology and conservation of Great Plains vertebrates* (pp. 167-180). Springer New York.

Anexo

1. Especies registradas en el estudio con sus correspondientes abundancias.

NQF		NQG		QR	
ESPECIES	Abundancia	ESPECIES	Abundancia	ESPECIES	Abundancia
	a		a		a
<i>Aeronautes</i>					
<i>andecolus</i>	12	-	0	-	0
<i>Agriornis montanus</i>	1	-	0	-	0
-	0	<i>Anthus furcatus</i>	1	<i>Anthus furcatus</i>	3
<i>Anthus hellmayri</i>	2	<i>Anthus hellmayri</i>	4	<i>Anthus hellmayri</i>	5
<i>Asthenes modesta</i>	2	<i>Asthenes modesta</i>	6	<i>Asthenes modesta</i>	16
<i>Asthenes sclateri</i>	26	<i>Asthenes sclateri</i>	3	<i>Asthenes sclateri</i>	30
-	0	<i>Caracara plancus</i>	2	-	0
<i>Catamenia inornata</i>	4	<i>Catamenia inornata</i>	13	-	0
-	0	<i>Chlorostilbon lucidus</i>	1	-	0
-	0	-	0	<i>Cinclodes</i>	
<i>Cinclodes</i>				<i>atacamensis</i>	1
<i>comechingonus</i>	6	<i>Cinclodes comechingonus</i>	5	<i>Cinclodes</i>	
<i>Cinclodes olrogi</i>	2	<i>Cinclodes olrogi</i>	2	<i>comechingonus</i>	14
-	0	<i>Circus cinereus</i>	1	<i>Cinclodes olrogi</i>	2
<i>Cistothorus platensis</i>	160	<i>Circus cinereus</i>	1	<i>Circus cinereus</i>	1
<i>Colaptes campestris</i>	3	<i>Cistothorus platensis</i>	190	<i>Cistothorus platensis</i>	147
<i>Colaptes</i>		-	0	-	0
<i>melanochloros</i>	4	-	0	<i>Colaptes</i>	
-	0	-	0	<i>melanochloros</i>	1
<i>Gallinago</i>				<i>Falco sparverius</i>	2
<i>paraguaiaiae</i>	1	<i>Gallinago paraguaiaiae</i>	2	<i>Gallinago</i>	
-	0	<i>Geospizopsis plebejus</i>	3	<i>paraguaiaiae</i>	18
				<i>Geospizopsis</i>	
				<i>plebejus</i>	2

<i>Geospizopsis unicolor</i>	34	<i>Geospizopsis unicolor</i>	11	<i>Geospizopsis unicolor</i>	54	
<i>Hymenops perspicillatus</i>	21	<i>Hymenops perspicillatus</i>	24	<i>Hymenops perspicillatus</i>	36	
<i>Muscisaxicola maclovianus</i>	1	-	0	-	0	
-	0	-	0	<i>Nothura maculosa</i>	2	
<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	5	<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	2	<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	15	
-	0	<i>Phrygilus carbonarius</i>	1	-	0	
-	0	-	0	<i>Progne elegans</i>	1	
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	5	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	6	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	23	
<i>Sappho sparganurus</i>	1	-	0	<i>Sappho sparganurus</i>	1	
-	0	<i>Spinus magellanicus</i>	2	<i>Spinus magellanicus</i>	6	
<i>Sturnella loyca</i>	32	<i>Sturnella loyca</i>	22	<i>Sturnella loyca</i>	54	
-	0	-	0	<i>Troglodytes aedon</i>	1	
<i>Turdus chiguanco</i>	9	<i>Turdus chiguanco</i>	9	<i>Turdus chiguanco</i>	6	
-	0	-	0	<i>Upucerthia dumetaria</i>	3	
<i>Vanellus chilensis</i>	4	<i>Vanellus chilensis</i>	2	<i>Vanellus chilensis</i>	5	
<i>Zonotrichia capensis</i>	7	<i>Zonotrichia capensis</i>	1	<i>Zonotrichia capensis</i>	4	
<hr/>						
Total individuos	342	Total individuos	313	Total individuos	453	
Total especies	22	Total especies	23	Total especies	27	
					Individuos global	1108
					Especies global	35

2. Valores promedios de cada variable de la vegetación medida y su contribución en porcentaje a la diferencia observada en la estructura de la misma entre sitio de muestreo en los meses de enero y marzo de 2016.

Muestreo 1	NQF	NQG		
Variables	Valor prom.	Valor prom.	Contrib%	Acum.%
Altura	59,93	102,69	64,99	64,99
Cobertura	0,7612	0,8420	35,01	100

	NQF	QR		
Variables	Valor prom.	Valor prom.	Contrib%	Acum.%
Altura	59,93	41,08	56,91	56,91
Cobertura	0,7612	0,6940	43,09	100

	NQG	QR		
Variables	Valor prom.	Valor prom.	Contrib%	Acum.%
Altura	102,69	41,08	76,14	76,14
Cobertura	0,8420	0,6940	23,86	100

Muestreo 2	NQF	NQG		
Variables	Valor prom.	Valor prom.	Contrib%	Acum.%
Altura	34,97	66,71	55,81	55,81
Cobertura	0,8644	0,7996	44,19	100

	NQF	QR		
Variables	Valor prom.	Valor prom.	Contrib%	Acum.%
Cobertura	0,8644	0,8004	71,11	71,11
Altura	34,97	41,08	28,89	100

	NQG	QR		
Variables	Valor prom.	Valor prom.	Contrib%	Acum.%
Altura	66,71	41,08	65,63	65,63
Cobertura	0,7996	0,8004	34,37	100

3. Abundancia de cada especie y su contribución en porcentaje a la diferencia observada en la comunidad de aves de pastizal del PNQC entre sitios en los meses de enero, mayo, diciembre de 2016 y marzo de 2017.

Muestreo 1	NQF	QR		
Especies	Valor prom. Log(x+1)	Valor prom. Log(x+1)	Contrib%	Acum.%
<i>Cistothorus platensis</i>	1,2	0,32	30,24	30,24
<i>Hymenops perspicillatus</i>	0,35	0,64	15,76	46
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	0,14	0,5	12,35	58,34
<i>Asthenes sclateri</i>	0,29	0,07	8,51	66,85
<i>Sturnella loyca</i>	0,32	0,14	7,33	74,18
<i>Zonotrichia capensis</i>	0,21	0,14	6,9	81,07

	NQG	QR		
Especies	Valor prom. Log(x+1)	Valor prom. Log(x+1)	Contrib%	Acum.%
<i>Cistothorus platensis</i>	1	0,32	29,74	29,74
<i>Hymenops perspicillatus</i>	0,14	0,64	21,46	51,19
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	0,18	0,5	14,2	65,39
<i>Sturnella loyca</i>	0,36	0,14	11,11	76,5

Muestreo 3	NQG	QR		
Especies	Valor prom. Log(x+1)	Valor prom. Log(x+1)	Contrib%	Acum.%
<i>Cistothorus platensis</i>	0,68	0,29	25,02	25,02
<i>Sturnella loyca</i>	0,18	0,65	22,07	47,09
<i>Geospizopsis unicolor</i>	0	0,46	14,14	61,23
<i>Cinclodes olrogi</i>	0,07	0,14	9,34	70,57
<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	0	0,28	5,16	75,73

Muestreo 6	NQF	QR		
Especies	Valor prom. Log(x+1)	Valor prom. Log(x+1)	Contrib%	Acum.%
<i>Hymenops perspicillatus</i>	0,5	0,75	14,59	14,59
<i>Geospizopsis unicolor</i>	0,59	0,18	12,85	27,44
<i>Cistothorus platensis</i>	1,43	1,59	11,68	39,12
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	0,07	0,39	9,92	49,04
<i>Asthenes sclateri</i>	0,11	0,35	9,07	58,1
<i>Anthus hellmayri</i>	0,14	0,25	7,3	65,4
<i>Turdus chiguanco</i>	0,25	0,07	6,34	71,74

<i>Catamenia inornata</i>	0,22	0	4,77	76,51
---------------------------	------	---	------	-------

Muestreo 7	NQF	NQG		
Especies	Valor prom. Log(x+1)	Valor prom. Log(x+1)	Contrib%	Acum.%
<i>Cistothorus platensis</i>	0,8	1,25	29,83	29,83
<i>Asthenes sclateri</i>	0,07	0,45	13,48	43,31
<i>Cinclodes comechingonus</i>	0,07	0,39	13,37	56,68
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	0,07	0,11	9,51	66,18
<i>Asthenes modesta</i>	0	0,33	7,29	73,48
<i>Gallinago paraguayiae</i>	0	0,07	6,1	79,58

	NQG	QR		
Especies	Valor prom. Log(x+1)	Valor prom. Log(x+1)	Contrib%	Acum.%
<i>Cistothorus platensis</i>	1,34	1,25	30,17	30,17
<i>Asthenes sclateri</i>	0	0,45	12,52	42,68
<i>Cinclodes comechingonus</i>	0	0,39	12,41	55,1
<i>Asthenes modesta</i>	0	0,33	7,28	62,38
<i>Hymenops perspicillatus</i>	0,14	0,14	6,7	69,07
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	0	0,11	6,29	75,36

4. Biomasa de cada gremio y su contribución en porcentaje a la diferencia observada en la comunidad de aves de pastizal del PNQC entre sitios en los meses de enero, mayo, diciembre de 2016 y marzo de 2017.

Muestreo 1	NQF	QR		
Gremios	Valor prom. Log(x+1)	Valor prom. Log(x+1)	Contrib%	Acum.%
Insectívoros de vegetación	2,91	0,72	25,78	25,78
Insectívoros aéreos	1,75	3,06	21,43	47,21
Omnívoros	1,66	1,62	16,95	64,16
Granívoros	1,67	0,62	13,33	77,5

	NQG	QR		
Gremios	Valor prom. Log(x+1)	Valor prom. Log(x+1)	Contrib%	Acum.%
Insectívoros aéreos	1,02	3,06	30,44	30,44
Insectívoros de vegetación	2,52	0,72	24,45	54,89
Omnívoros	2,43	1,62	22,71	77,59

Muestreo 3	NQG	QR		
Gremios	Valor prom. Log(x+1)	Valor prom. Log(x+1)	Contrib%	Acum.%
Omnívoros	0,99	2,99	24,2	24,2
Insectívoros de vegetación	1,8	0,83	21,13	45,33
Invertívoros	0,35	2,06	17,56	62,9
Granívoros	0,39	1,55	16,18	79,07

Muestreo 6	NQF	QR		
Gremios	Valor prom. Log(x+1)	Valor prom. Log(x+1)	Contrib%	Acum.%

Granívoros	3,23	0,7	24,57	24,57
Insectívoros terrestres	1	2,99	21,96	46,53
Insectívoros aéreos	2,08	3,7	18,52	65,05
Omnívoros	2,08	0,46	17,55	82,6

	NQG	QR		
Gremios	Valor prom. Log(x+1)	Valor prom. Log(x+1)	Contrib%	Acum.%
Insectívoros terrestres	0,76	2,99	29,78	29,78
Insectívoros aéreos	2,27	3,7	22,84	52,62
Omnívoros	1,37	0,46	13,7	66,32
Invertívoros	0,59	1,03	12,9	79,22

Muestreo 7	NQF	NQG		
Gremios	Valor prom. Log(x+1)	Valor prom. Log(x+1)	Contrib%	Acum.%
Invertívoros	1,1	2,21	28,11	28,11
Insectívoros terrestres	1,4	2,39	23,93	52,04
Insectívoros de vegetación	2,24	2,82	19,99	72,04
Insectívoros aéreos	0,28	0,97	14,18	86,22

	NQG	QR		
Gremios	Valor prom. Log(x+1)	Valor prom. Log(x+1)	Contrib%	Acum.%
Invertívoros	0,64	2,21	27,3	27,3
Insectívoros terrestres	1,05	2,39	23,67	50,96
Insectívoros de vegetación	3,24	2,82	18,86	69,83
Insectívoros aéreos	0,63	0,97	14,35	84,17