

Ganadería en humedales: Respuestas de la vegetación a la exclusión del pastoreo en tres tipos de ambientes en un paisaje del Delta del Paraná

Andrea Laura Magnano^{1*}, Ricardo Vicari², Elizabeth Astrada^{1,3},
Rubén Darío Quintana^{1,3}

¹Laboratorio de Biodiversidad, Limnología y Biología de la Conservación, Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (3iA), Universidad Nacional de San Martín, 25 de Mayo y Francia (Campus Migueletes), Prov. de Buenos Aires, Argentina. ²Departamento de Ecología, Genética y Evolución, FCEyN, Universidad de Buenos Aires. ³Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). *Autor de correspondencia: amagnano@unsam.edu.ar.

RESUMEN

Los herbívoros pueden influir profundamente sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, impactando tanto sobre el ambiente físico como sobre las comunidades vegetales y animales. Se estudió la respuesta de la vegetación luego de la exclusión del pastoreo por ganado doméstico, antes y después de una inundación prolongada, analizando la composición florística, la diversidad y la dinámica de la biomasa aérea verde en tres tipos de ambientes localizadas en distintas porciones de un gradiente topográfico (albardón, media loma alta y media loma baja) de un paisaje de humedales en el Delta del río Paraná. El pastoreo produjo un efecto sobre los parámetros de las comunidades estudiadas mientras que con la exclusión se observó una tendencia a la recuperación de la fisonomía de los ambientes originales. Asimismo los datos del período post inundación muestran que el pastoreo junto a este evento tuvieron un efecto negativo sinérgico que afectó el incremento de la biomasa de la especie dominante (*Hymenachne pernambucense*) y de alto valor forrajero para la media loma baja y provocó la disminución de la diversidad para las otras coberturas. Las diferencias en la biomasa viva estuvieron influenciadas tanto por la dinámica de las propias comunidades como por la herbivoría de especies palatables. Los datos generados en este trabajo son de gran valor considerando que aún no existen registros para la región y son pocos los antecedentes en humedales fluviales. Además, estos resultados conjuntamente con los que se continuaron realizando a partir del año 2011 generarán una importante base de información de utilidad para establecer pautas de manejo que contribuyan al establecimiento de un sistema ganadero sustentable para la región.

Palabras clave: Humedal, Delta del Paraná, ganadería, diversidad, biomasa, herbivoría, inundación.

ABSTRACT

Herbivores may profoundly influence on structure and functioning of ecosystems impacting on physical environment and plants and animals communities. The effect of livestock grazing, by exclusion, on floristic composition, diversity and aboveground biomass dynamic were studied on three environments located in different portions of topographical gradient (levee, high mid-slope and down mid-slope) in a wetland of the Paraná river Delta. In addition, these systems were analyzed for pre and post flood period. Cattle grazing had an effect on studied communities and biomass, while with exclusion was observed, despite the short period, a tendency to recover the features of the original environments. Also the post flood period data show that grazing next to this event had a negative synergistic effect that influenced on the growth of the dominant specie (*Hymenachne pernambucense*) with high forage value in down mid-slope and caused the decrease of diversity for the others coverages. The differences in green biomass were influenced by the dynamics of communities than the herbivory of palatable species. The data generated in this work are great value considering that yet there are no records for this region and the background in riverine wetlands are few. In addition along with the work we are performing. Furthermore, these results together with those who continued to perform from the year 2011 will generate an important base of information useful for generating management guidelines that contribute to the establishment of a sustainable livestock system for the region.

Key words: Wetland, Paraná Delta, grazing, diversity, biomass, herbivory, flood.

INTRODUCCIÓN

Los herbívoros pueden influir profundamente sobre la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas a través de una

serie de impactos tanto sobre el ambiente físico como así también sobre los ambientes bióticos (comunidades vegetales y animales). En el caso de la vegetación,

estas alteraciones se expresan a través de la biomasa en pie y, en consecuencia, de la productividad primaria neta (Beschta, 2003; McNaughton, 1984), de la estructura (Milchunas et al., 1988; Sala, 1986), de cambios en la diversidad de especies (Hickman et al., 2004) y de la altura de la canopia (Veblen et al., 1989). Asimismo provoca, a nivel de individuo, una reducción tanto del crecimiento radicular como de la tasa de respiración de las raíces (McNaughton et al., 1998), de la tasa de incorporación de nutrientes y la producción de hojarasca (Piñeiro et al., 2009). En la actualidad, la mayor parte de los estudios relacionados con el impacto de la ganadería sobre la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas se ha desarrollado en áreas que no son humedales. Esto se debe a que, si bien la ganadería es una actividad tradicional en muchos humedales del mundo, el ingreso masivo de cabezas de ganado en estos ecosistemas es relativamente reciente. En humedales fluviales se han reportado efectos sobre la estructura de la vegetación, variaciones en la biomasa, la productividad y aspectos reproductivos (Reeves y Champion, 2004; Croosle y Brock, 2002) y en la riqueza específica (Keedy, 2002; Champion et al., 2001; Jutila, 1999; Tanner, 1992).

En la Argentina, hasta hace pocas décadas, la mayoría de los humedales estaban relativamente libres del impacto antrópico y por lo tanto conservaban su extensión, estructura y funciones originales. Sin embargo, durante los últimos años se han observado importantes modificaciones. Los altos rendimientos alcanzados en la producción de granos en la región pampeana, llevaron a una expansión significativa de la frontera agrícola lo cual tuvo como consecuencia el desplazamiento de una importante fracción de la actividad ganadera hacia sitios considerados marginales para la producción de granos como son los humedales. De esta manera, la ganadería en ambientes de humedales ha afectado su

estructura y funcionamiento y, en consecuencia, los bienes y servicios que estos ecosistemas brindan al hombre, como por ejemplo la captura y almacenaje de carbono (Kandus et al., 2006). En particular, los grandes humedales fluviales de la región del Delta del Paraná han sido escenario de un importante cambio en la modalidad productiva pecuaria que incluyó, por una parte, un notable incremento de la carga ganadera, y por otra, el paso de un sistema de ganadería extensiva estacional a uno de tipo intensivo y permanente, como consecuencia de la elevada productividad natural (forraje) de estos ambientes (Kandus et al., 2010).

Es importante destacar que todos estos procesos ocurren sobre un área de alto valor ecológico y diversidad biológica dentro del territorio de la República Argentina (Quintana y Bó, 2011; Quintana et al., 2002). Esta región constituye un extenso macromosaico de humedales (Malvárez, 1999) que brinda importantes bienes y servicios (ej., amortiguación de inundaciones, provisión y purificación de agua, productos alimenticios, forraje para ganadería, materiales para la construcción, etc.), subordinados a pulsos de sequía-inundación como los manifestados en el año 2008 y 2010, respectivamente (Kandus y Minotti, 2011). El objetivo de este trabajo fue analizar las respuestas de la vegetación, particularmente sobre la diversidad de especies y la distribución temporal de la biomasa vegetal, a la exclusión de la herbivoría y evaluar el efecto adicional de un evento de inundación sobre la misma. Con este trabajo se pretende contribuir a la generación de herramientas para la gestión ganadera sustentable en estos humedales.

MÉTODOS

El trabajo se llevó a cabo en la unidad de paisaje "Bosques y praderas de las islas de cauce y fajas de meandros del río Paraná" (*sensu* Malvárez, 1999), una de las zonas con mayor desarrollo ganadero en el Delta y que ocupa una franja frente al río Paraná

desde San Pedro (Buenos Aires) hasta un poco más al norte de Rosario (Santa Fe) (Fig. 1). Esta unidad presenta un complejo patrón de paisaje que es el resultado de los procesos actuales de sedimentación y erosión del río Paraná y sus principales tributarios en la planicie aluvial, con una extensión equivalente al 12% de la región. El patrón se conforma por secuencias de altos o crestas y depresiones (Fig. 2).

Sobre estas secuencias se desarrolla un gradiente con porciones inundables en forma temporaria a permanente y lagunas en las partes más deprimidas. Los altos presentan principalmente bosques dominados por *Salix humboldtiana*. En las porciones deprimidas pueden encontrarse praderas de gramíneas altas como los carrizales de *Hymenachne grumosa* o *H. pernambucense* (Malvárez, 1999).

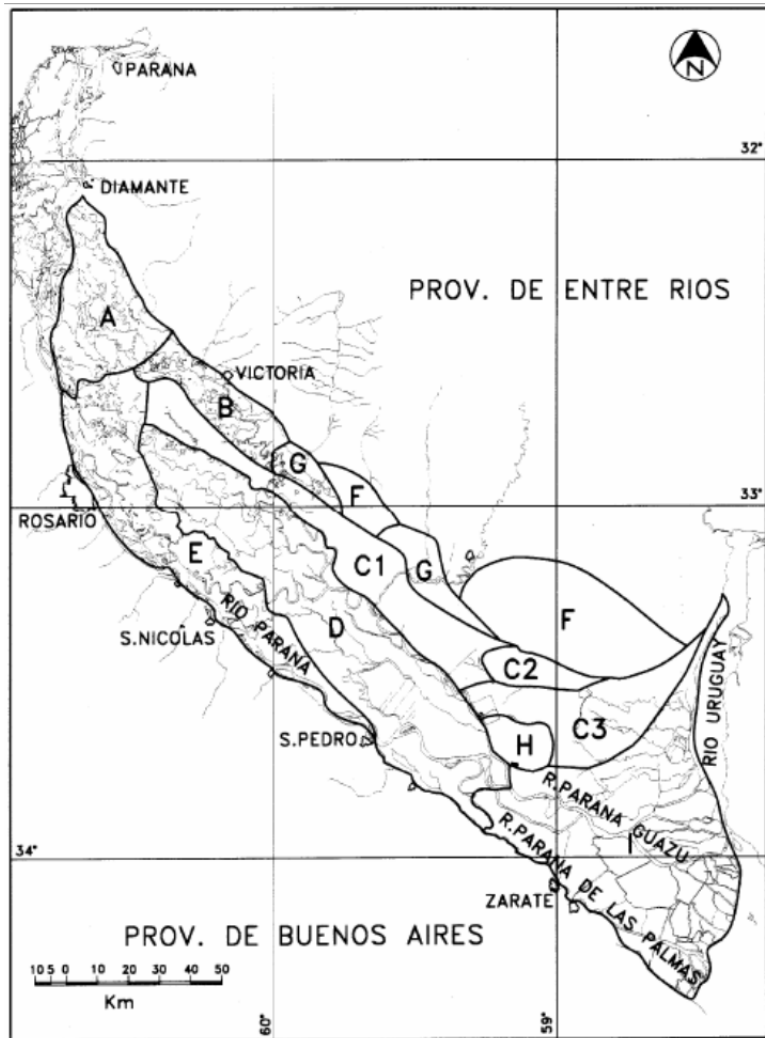


Fig. 1. Ubicación general de las unidades de paisaje en la región del Delta del Paraná (Malvárez, 1999). A. Bosques, praderas y lagunas de llanura de meandros; B. Isletas de praderas y albardones bajos; C. Cordones y depresiones (C1. Praderas; C2. Praderas con isletas de bosque; C3. Bosques, praderas y arroyos); D. Praderas de la antigua llanura de mareas; E. Bosques y praderas de islas de cauce y fajas de meandro del Paraná; F. Praderas y sabanas de la antigua llanura litoral; G. Arbustales de antiguos deltas; H. Praderas de la Isla de Ibicuy; I. Pajonales y bosques del Bajo Delta (I1. Islas; I2. Frente de avance).

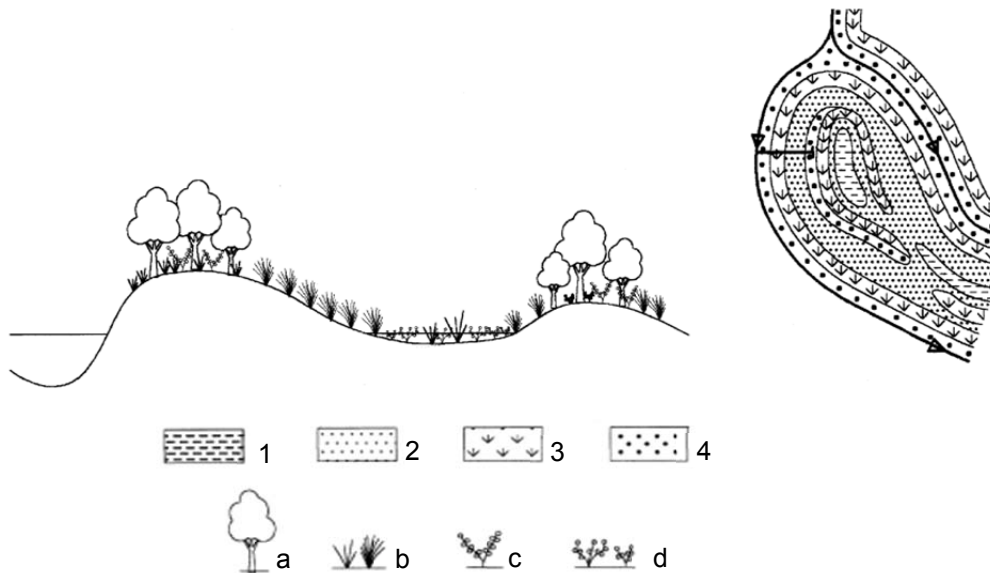


Fig. 2. Esquema de una transecta tipo disectando el patrón de paisaje típico de la unidad “Bosques y praderas de las islas de cauce y fajas de meandros del río Paraná” y su perfil asociado (Fuente: Malvárez, 1999). Elementos de paisaje: 1. Cuerpos de agua libre (lagunas); 2. Bajos con inundación semipermanente a permanente; 3. Medias lomas con inundación temporaria (medias lomas altas) a semipermanente (medias lomas bajas); 4. Albardones con inundación temporaria. Formas de crecimiento: a. Árbol. b. Herbáceas graminiformes. c. Herbáceas latifoliadas. d. Herbáceas acuáticas.

Se evaluó la respuesta de la vegetación al cese del pastoreo sobre la composición florística, la diversidad y la distribución de la biomasa de las comunidades herbáceas presentes entre diciembre de 2008 y octubre de 2010. De esta manera se obtuvieron datos antes y después de la inundación comprendida entre noviembre de 2009 y agosto de 2010, en tres de los tipos de ambientes con coberturas diferentes a fin de representar un gradiente topográfico local, que conforman el paisaje de la unidad mencionada anteriormente:

- (i) Albardón, con predominio de herbáceas graminiformes bajas;
- (ii) Media loma alta, dominada por *Ludwigia* spp., *Althernanthera philoxeroides*, *Opismenopsis najada* y *Glyceria multiflora*;
- (iii) Media loma baja con dominancia de *Hymenachne pernambucense*.

Para cumplir con los objetivos propuestos se construyeron tres clausuras que midieron entre 300 y 1000 m², a fin de

evitar la herbivoría y el pisoteo por parte del ganado vacuno, planteando así dos tratamientos (clausura vs pastoreado). Por razones logísticas dos de ellas fueron construidas en diciembre de 2008 (ambientes 2 y 3) y la restante en junio de 2009. En cada uno de los sitios se colocaron para cada tratamiento 5 parcelas permanentes de 2 x 2 m, en las cuales se registró la presencia y cobertura de todas las especies vegetales utilizando la escala de abundancia-cobertura de Braun Blanquet (1979) modificada (Van der Maarel, 2007). Estas parcelas fueron visitadas para los tres ambientes al inicio del tratamiento y en el mes previo a la inundación, mientras que para el albardón y la media loma baja también se obtuvieron datos en el mes posterior a la misma. La biomasa aérea fue registrada a campo mensualmente según dos metodologías equivalentes en función de las características de la vegetación de cada ambiente:

para las herbáceas bajas (integrantes de los ambientes 1 y 2) se empleó el método de cosecha y para las herbáceas altas (ambiente 3) un método alométrico (Vicari et al., 2002). En las dos primeras la biomasa fue estimada mediante la instalación de 5 parcelas de 25 x 25 cm ubicadas aleatoriamente tanto adentro como afuera de las clausuras, en las cuales se cosechó la biomasa aérea y se recolectó la broza, obteniéndose un total de 10 muestras por sitio. Las parcelas cosechadas fueron excluidas de los muestreos posteriores. Las muestras fueron luego secadas en estufa a 60°C hasta obtener el peso seco constante. Para las herbáceas altas, la biomasa aérea se estimó dentro y fuera de la clausura mediante la instalación de 5 parcelas permanentes de 25 x 25 cm para cada tratamiento. Todos los "tillers" (módulos de crecimiento de las gramíneas) presentes en cada una de las parcelas permanentes fueron medidos desde su base hasta el extremo de su hoja más larga. Además, se utilizó una regresión entre la altura y el peso seco de los mismos, calculada a partir de un conjunto de "tillers" cosechados en cada fecha de muestreo en una parcela de 625 cm² cercana a las parcelas permanentes. Estos fueron llevados al laboratorio para ser medidos, pesados y posteriormente secados en estufa a 60°C hasta peso constante. La ecuación de la regresión obtenida fue:

$$BS = -6,1235 + 0,1392 \times H$$

donde *BS*: biomasa peso seco (g.cm⁻²); *H*: altura (cm).

La misma presentó un $R^2 = 0,78$, un $p = 0,001$, y tuvo un $N = 300$. La biomasa de cada parcela se calculó mediante la sumatoria de la biomasa de los "tillers" presentes y la total mediante el promedio de las 5 parcelas (Vicari et al., 2002). Para cada comunidad vegetal se calculó la diversidad de especies (*H'*) a través del índice de Shannon- Wiener (Magurran,

1988), la riqueza específica (*S*) (Moreno, 2001) y la equidad (*J*) según Pielou (1975). Las diferencias de diversidad entre y dentro de los tratamientos entre los meses muestreados se evaluaron mediante un análisis de ANOVA de medidas repetidas y posteriores contrastes ortogonales de Bonferroni, en caso de encontrar diferencias significativas. Para todos los análisis el nivel de significancia fue del 5% y se llevaron a cabo utilizando el software Statistica v. 8.0. Por otra parte, la similitud en la composición florística entre los sitios excluidos y pastoreados en los meses estudiados (al inicio del tratamiento y en los periodos pre y post inundación) se evaluó mediante correlaciones no paramétricas por rangos de Spearman (r_s ; Zar, 1996).

RESULTADOS

Previo al evento de inundación se registraron, considerando ambos tratamientos, un total de 17, 13 y 23 especies vegetales para el albardón, la media loma alta y la media loma baja, respectivamente. Dentro de las especies comunes para estos tres tipos de ambientes se pueden destacar *Cynodon dactylon*, *Ludwigia* sp. y *Althernantera philoxeroides*. En la media loma alta, las especies que presentaron mayor cobertura dentro de la clausura fueron *Glyceria multiflora* (42%), seguida por *Paspalum pumilum* (17%), *Oplismenopsis najada* (12%) y *C. dactylon* (6%) mientras que en la zona pastoreada *C. dactylon* mostró el valor más elevado (56%). Por otro lado, en la zona excluida de la media loma baja *Hymenachne pernambucense* presentó un valor superior al 95%, alcanzándose luego de 11 meses de seguimiento una gran homogenización del sitio. En la zona pastoreada de este mismo ambiente, si bien *H. pernambucense* mostró la cobertura más alta (45%), *Eleocharis* sp. y *A. philoxeroides* presentaron, en conjunto, valores cercanos al 25%. En el caso del albardón las especies dominantes para ambos tratamientos (dentro y fuera de la clausura) fueron *C. dactylon* y *Echinochloa*

sp., con una cobertura de alrededor del 70% en conjunto, aunque se observó que luego de 4 meses de exclusión *Echinochloa* sp. alcanzó una mayor cobertura (53%) respecto al sitio pastoreado (40%). Cuando se analizó la situación luego del período de inundación, *Echinochloa* sp. mostró una marcada disminución en su cobertura en el albardón al igual que *H. pernambucense* en la media loma baja, cuya cobertura dentro de la clausura fue solo del 4%, mientras que estuvo completamente ausente en la zona pastoreada. Con respecto a la diversidad de especies, los sitios clausurados del albardón y la media loma alta, en el período pre-inundación, tendieron a ser más diversos que los sitios pastoreados a medida que aumentó el tiempo de exclusión (Tabla 1), a pesar que las diferencias entre tratamientos para todos los meses muestreados fueron no significativas para ambos casos ($p > 0,05$). A diferencia de estos ambientes, la media loma baja mostró una tendencia opuesta (Tabla 1), indicando, además, diferencias significativas entre los sitios clausurados y los pastoreados en el mes de octubre de 2009 ($F = 11,32$; $p < 0,05$). Para el albardón y la media loma alta el aumento de la diversidad está relacionado con el aumento en la equidad de especies y no con el aumento en la riqueza ya que se observó

una tendencia a que los sitios pastoreados para esas dos coberturas sean más ricos y menos equitativos (Tabla 1). Por el contrario, para la media loma baja la disminución de la diversidad observada en el mes de octubre de 2009 dentro de la clausura se encuentra relacionada a una disminución en ambos parámetros (riqueza y equidad; Tabla 1). Asimismo, al analizar cada tratamiento en el tiempo, en el albardón hubo un incremento de la diversidad tanto en la zona excluida como en la pastoreada aunque este aumento no resultó significativo en ninguna de las dos situaciones. Sin embargo al analizar las medias lomas, el aumento de diversidad en la media loma alta y la disminución en la media loma baja entre los meses de diciembre de 2008 y octubre de 2009 (Tabla 1) resultó significativo solamente para los sitios excluidos:

$$F_{MLA-Dic08vsOct09} = 9,07$$

$$F_{MLB-Dic08vsOct09} = 14,80$$

$$p < 0,05$$

Los datos obtenidos al realizar las comparaciones para el albardón y la media loma baja después de la inundación mostraron que la diversidad disminuyó para todos los casos, excepto dentro de la clausura de la media loma baja (Tabla 1), aunque estas diferencias no resultaron significativas.

Tabla 1. Valores de diversidad (índice de Shannon Wiener, H'), de riqueza (S) y de equitatividad (índice de Pielou, J) para tres tipos de ambientes del Delta del Paraná (Argentina) A: Albardón; MLA: Media loma alta; MLB: Media loma baja; y dos tratamientos C: Clausura (sitio excluido); NC: No clausura (sitio pastoreado).

Fecha	H'						S						J					
	A		MLA		MLB		A		MLA		MLB		A		MLA		MLB	
	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC
Dic-08	—	—	1,93	1,93	2,15	2,00	—	—	7,80	5,40	4,50	4,80	—	—	0,65	0,84	0,79	0,81
Jun-09	0,90	1,19	—	—	—	—	3,80	4,80	—	—	—	—	0,48	0,52	—	—	—	—
Oct-09	1,79	1,67	2,07	1,28	0,28	1,70	5,20	5,60	4,40	4,80	3,50	5,20	0,76	0,73	1,09	0,55	0,23	0,86
Oct-10	1,44	1,41	—	—	0,83	1,21	4,00	5,40	—	—	8,80	7,00	0,76	0,62	—	—	0,26	0,41

No se observó una clara diferenciación en la composición de especies de sitios

pastoreados y excluidos en el albardón antes de la inundación. Por el contrario, las

medias lomas comenzaron a diferenciarse aunque con una baja correlación no significativa (Tabla 2). Es de destacar que la composición de especies de las medias lomas eran inicialmente muy similares, en especial la media loma alta ($r_s = 0,86$, $p =$

0,0001). Los resultados post-inundación mostraron que para el albardón no se observó una correlación entre ambas comunidades, mientras que la media loma baja mostró una correlación positiva (Tabla 2).

Tabla 2. Comparación de las composiciones botánicas entre tratamientos para los tres tipos de ambientes estudiados del Delta del Paraná (Argentina). r_s = coeficiente de correlación por rangos de Spearman; p = Valor de probabilidad. (*) Diferencias significativas ($p < 0,05$).

Fechas	Albardón		Media loma alta		Media loma baja	
	r_s	p	r_s	p	r_s	p
dic-08	—	—	0,86	0,0001*	0,53	0,87
jun-09	0,43	0,21	—	—	—	—
oct-09	0,52	0,02*	0,053	0,892	0,12	0,77
oct-10	-0,02	0,91	—	—	0,41	0,17

Con respecto a la biomasa verde, los sitios clausurados a la herbivoría presentaron mayor valor que los pastoreados, para todos los meses y dentro de los tres tipos de ambientes. En el albardón estas diferencias fueron más notorias en el mes de octubre de 2009 (Fig. 3a-I) así como en lo referente a la cantidad de broza colectada (Fig. 3b-I). Sin embargo, es importante destacar que luego de la inundación estas diferencias disminuyeron. En cuanto a la media loma alta, se observaron valores considerablemente elevados de biomasa verde en el sitio excluido durante los cinco primeros meses (Fig. 3a-II). La diferencia más notoria fue en el mes de enero, cuando la biomasa en la clausura fue seis veces superior que en la zona pastoreada, mientras que la cantidad de broza acumulada recién comenzó a percibirse entre los meses de junio y septiembre, alcanzando su máximo valor en el primer mes (Fig. 3b-II). Por último, en la media loma baja se observaron grandes diferencias en la proporción de biomasa verde entre los tratamientos, las que se mantuvieron a lo largo de los meses estudiados, siendo mayo el mes que presentó el mayor valor

de biomasa dentro del sitio excluido (Fig. 3a-III).

DISCUSIÓN

Los paisajes presentes en la región del Delta del Paraná se caracterizan por presentar un gradiente de inundabilidad que se expresa en las diferentes coberturas vegetales y con una composición de especies adaptadas a diferentes condiciones de anegamiento. A pesar de ello, se pudo observar que algunas especies presentan cierta plasticidad y pueden ser encontradas a lo largo de todo el gradiente de inundación como *C. dactylon*, *Ludwigia* sp. y *A. philoxeroides*. En particular *C. dactylon*, una gramínea no nativa del Delta, generalmente se encuentra relacionada a ambientes sometidos a grandes disturbios, particularmente a condiciones de sobrepastoreo (Tussie, 2004). En este caso, la ganadería estaría favoreciendo el desarrollo de esta especie de gramínea que presenta una forma de crecimiento rastrera, como ha sido observado en otros tipos de pastizales en los cuales su cobertura fue mayor en los sitios pastoreados que en los excluidos (Tussie, 2004; Pucheta et. al, 1998; McNaughton,

1979, 1985). La máxima riqueza de especies observada en las zonas pastoreadas del albardón y la media loma alta puede atribuirse a una mayor preponderancia de especies de pequeño

tamaño, tolerantes o evasoras del pastoreo (ej. *C. dactylon* y *Rumex* sp.), a diferencia de las zonas excluidas, las cuales se encuentran dominadas por pocas especies de mayor tamaño.

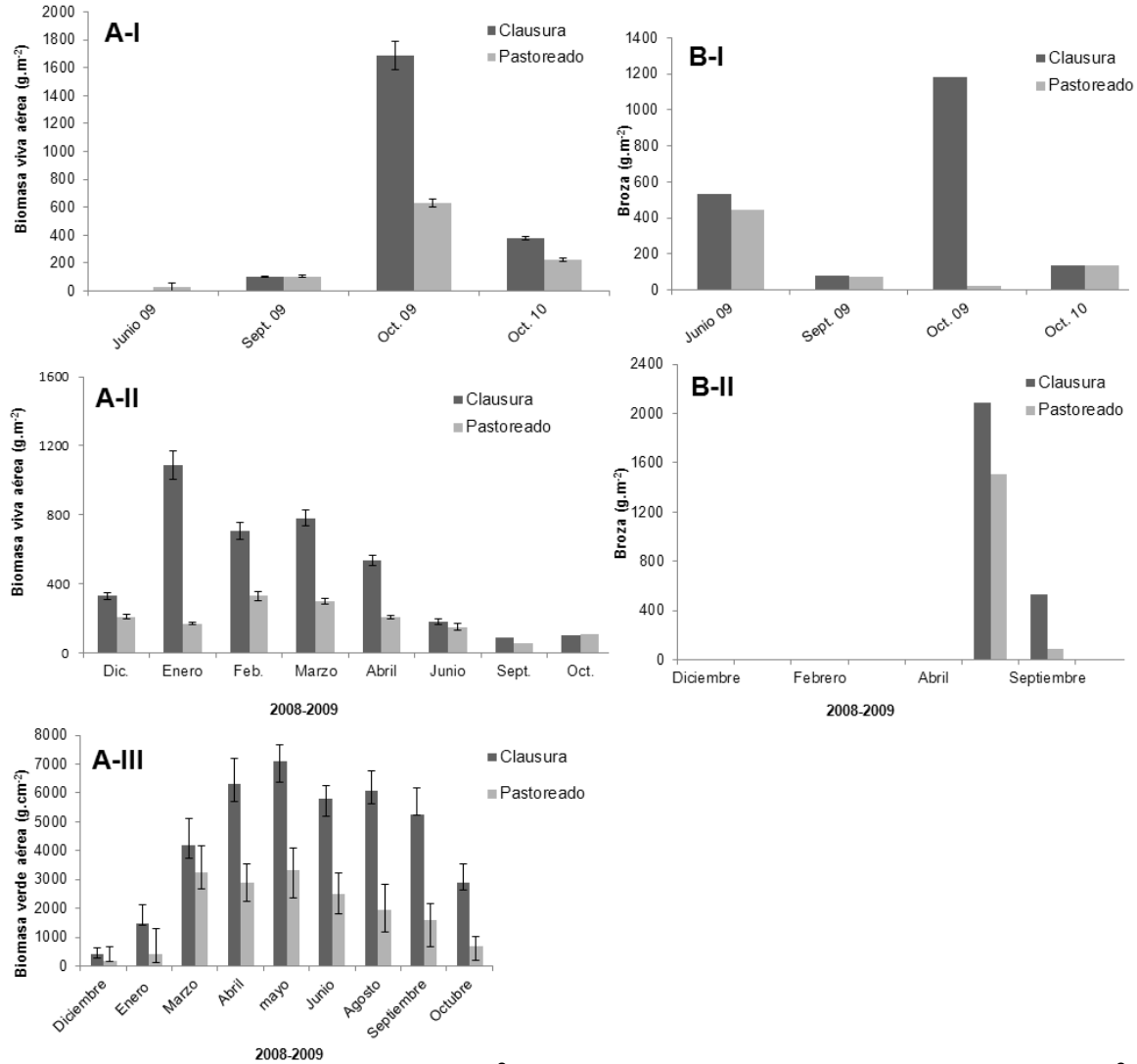


Fig. 3. (A) Biomasa verde aérea (g.m^{-2}) \pm error estándar y (B) broza colectada (g.m^{-2}), para (I) albardón, (II) media loma alta y (III) media loma baja en el Delta del Paraná (Argentina) a lo largo de los meses estudiados.

A pesar de ello, en los sitios excluidos del albardón y la media loma alta el aumento de la diversidad durante el período previo a la inundación estaría relacionado con una mayor equidad de las coberturas que presentarían las especies dentro de las clausuras. Por el contrario, en el sitio excluido de la media loma baja la presencia

de una menor diversidad y riqueza respecto al sitio pastoreado se debería a la dominancia de *H. pernambucense*, especie identificada como de alto valor forrajero para la región (González et al., 2008). A pesar del poco tiempo de exclusión, esta ausencia de herbivoría posibilitó la restauración del carrizal, el cual constituye

uno de los ambientes más comunes en la región y de gran importancia para la sustentabilidad de la ganadería en la zona (Taller Ecologista, 2010).

En cuanto al periodo post-inundación, la disminución de la diversidad en los sitios pastoreados del albardón podría deberse a que la gran mayoría de las especies encontradas en este tipo de ambiente no están adaptadas a una situación de anegabilidad permanente. Por otro lado, el aumento de diversidad en el sitio excluido de la media loma baja, en comparación con el período previo a la inundación, podría atribuirse a la baja supervivencia que presentó el carrizo luego de este evento, permitiendo la colonización del área por otras especies más tolerantes como *Echinochloa* sp. y *Polygonum punctatum*. Para este caso podría plantearse que el pastoreo y la inundación tuvieron un efecto negativo sinérgico que afectó el crecimiento de *H. pernambucense* ya que en el sitio pastoreado no volvió a registrarse la presencia de esa especie, lo cual coincide con los resultados observados por Lunt et al. (2012) para especies perennes nativas en pastizales fluviales. Por otra parte, Inausti et al. (1999) encontraron que los períodos de inundación revirtieron los efectos provocados por la herbivoría sobre las comunidades vegetales. En este sentido, si bien se hubiese esperado una homogenización de los sitios pastoreados y excluidos luego de la inundación, de forma tal de no encontrar diferencias entre las comunidades de ambos tratamientos, en el albardón no se observó una composición florística similar mientras que en el carrizal si bien hubo una tendencia a la similitud, esta fue no significativa. Esto podría deberse a que los datos fueron tomados dos meses después de la inundación y a que el albardón es el ambiente que primero queda disponible al pastoreo a medida que las aguas bajan, marcando la diferencia con lo observado en la media loma baja, en donde el efecto del pastoreo aún no se había expresado en ese momento.

En cuanto a la biomasa, ésta ha sido considerada como una medida indirecta de la productividad primaria neta (PPNA) (McNaughton et al., 1996). En el presente estudio el pastoreo produjo una reducción de la biomasa total con respecto a los sitios excluidos, reflejando una mayor productividad de los sitios clausurados que los pastoreados. Sin embargo, Milchunas y Lauenroth (1993), en su recopilación de 236 trabajos de herbivoría en pastizales de diferentes lugares del mundo, encontraron un aumento de la PPNA en sitios pastoreados asociados a pastizales con una larga historia de pastoreo y con una baja productividad natural (pastizales de zonas semiáridas). Por el contrario, en pastizales con larga historia de pastoreo pero alta productividad (pastizales húmedos o subhúmedos) estos mismos autores observaron una disminución de la PPNA. Esto sería consistente con nuestros resultados, aunque debe tenerse en cuenta que en la región aquí estudiada la actividad ganadera de alta carga y en forma permanente es relativamente reciente (Belloso, 2007). En cuanto a los resultados observados en la media loma alta, los elevados valores obtenidos en los primeros cinco meses de exclusión pueden ser atribuidos a la dinámica de la especie dominante dentro de la clausura, *G. multiflora*, que presentó una elevada biomasa durante los meses de primavera-verano y una reducción de la misma en los meses de invierno. Este hecho es coincidente con la gran producción de broza registrada en el mes de junio. En tanto, en la media loma baja las diferencias de biomasa encontradas para *H. pernambucense* entre los dos tratamientos estarían relacionadas con la gran presión de pastoreo a la que es sometida esta especie.

CONCLUSIONES

Los resultados encontrados en este estudio indicarían que el pastoreo tendría efectos negativos sobre la diversidad y la producción de biomasa verde y seca en los

ambientes estudiados, los cuales son de gran representatividad en la región. Los mismos, a su vez, estarían evidenciando el efecto que ha generado el cambio del manejo ganadero en la región sobre la estructura y funcionamiento de la vegetación presente en diferentes porciones del gradiente topográfico local. Al presente, a fin de complementar estos resultados, se están incorporando nuevas etapas de trabajo para evaluar los efectos de la actividad ganadera sobre variables físicas y químicas del suelo, el banco de semillas de gramíneas y herbáceas y el área foliar. Al finalizar el estudio se pretende generar información de base que permitan establecer pautas de manejo hacia una ganadería más compatible con las características estructurales y funcionales de estos humedales, los cuales no solo constituyen una región única de nuestro país (Quintana y Bó, 2011) sino que, además, brindan diversos bienes y servicios ecosistémicos al hombre.

AGRADECIMIENTOS

Al Sr. Juan Nazar, por permitirnos realizar los trabajos de campo en su establecimiento ganadero. Un agradecimiento especial a Tino Bello por su valiosa colaboración en la logística de campo. A Patricia Gramuglia y Gonzalo Vázquez por su importante colaboración tanto en las tareas de campo como en las de laboratorio. Este trabajo fue realizado con el financiamiento del subsidio PICT Bicentenario 2227 de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica, y el Proyecto de Investigación Plurianual (PIP 092) financiado por CONICET.

BIBLIOGRAFÍA

Belloso, C. 2007. Contaminación en las Islas Frente a la Ciudad de Rosario por Futura Expansión de la Explotación Ganadera. www.taller.org.ar/Agua/Humedales/Contaminacion_islas_exp_ganadera.pdf

- Beschta, R.L. 2003. Cottonwoods, elk, and wolves in the Lamar Valley of Yellowstone National Park. *Ecological Applications* 13: 1295–1309.
- Braun Blanquet, J. 1979. *Fitosociología: bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Blume, Madrid, España.
- Champion, P.D., S.M. Beadel, T.M. Dugdale. 2001. Turf communities of Lake Whangape and experimental assessment of some potential management techniques. *Science for Conservation, Department of Conservation, Wellington, New Zealand*.
- Croosle, K., M.A. Brock. 2002. How do mater regime and clipping influence wetland plant establishment from seed banks and subsequent reproduction? *Aquatic Botany* 74: 43-56.
- González, G.L., C.A. Rossi, A.M. Pereyra, A.A. De Magistris, H.R. Lacarra, E.A. Varela. 2008. Determinación de la calidad forrajera en un pastizal natural de la región del delta bonaerense argentino. *Zootecnia tropical* 26(3): 223-225.
- Hickman, K.R., D.C. Hartnett, R.C. Cochran, C.E. Owensby. 2004. Grazing management effects on plant species diversity in tallgrass prairie. *Journal of Range Management* 57: 58–65.
- Inausti, P., E.J. Chaneton, A. Soriano. 1999. Flooding reverted grazing effects on plant community structure in mesocosms of lowland grasslands. *Oikos* 84: 266-276.
- Jutila, H. 1999. Effect of grazing on the vegetation of shore meadows along the Bothnian Sea, Finland. *Plant Ecology* 140: 77-88.
- Kandus, P., P. Minotti. 2011. Patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular del Río Paraná: bases para su conservación y uso sustentable. En: R. Quintana, M.V. Villar, E.

- Astrada, P. Saccone y S. Malzof (Eds.) Inundaciones y secas. Dos caras del mismo Delta del Paraná. 2011 Apendelta, Buenos Aires, Argentina. Pp: 48-49.
- Kandus, P., N. Morandera, F. Schivo. 2010. Bienes y Servicios Ecosistémicos de los Humedales del Delta del Paraná. Fundación Humedales / Wetlands International. Buenos Aires, Argentina.
- Kandus, P., R.D. Quintana, R. Bó. 2006. Patrones de paisaje y biodiversidad del Bajo Delta del Río Paraná. Mapa de Ambientes. Pablo Casamajor Ediciones, Buenos Aires, Argentina.
- Keddy, P.A. 2002. Wetland ecology. Principles and conservation. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Lunt, I. D., A. Jansen, D.L. Binns. 2012. Effect of flood timing and livestock grazing on exotic annual plants in riverine floodplains. *Journal of Applied Ecology* 49(5): 1131-1139.
- Malvárez, A.I. 1999. El Delta del río Paraná como mosaico de humedales. En: A.I. Malvárez (Ed.) Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica. Oficina Regional de Ciencia y Técnica para América Latina y el Caribe (ORCyT) MAB/UNESCO, Montevideo, Uruguay. Pp. 35-54.
- Magurran, A.E. 1988. Ecological Diversity and its Measurement. Chapman and Hall, London, UK.
- McNaughton, S.J. 1979. Grazing as an optimization process: grass-ungulate relationships in the Serengeti. *The American Naturalist* 113: 691-703.
- McNaughton, S.J. 1984. Grazing lawns: Animalin herds, plant form, and coevolution. *The American Naturalist* 124: 863-886.
- McNaughton, S.J. 1985. Ecology of a grazing ecosystem: the Serengeti. *Ecological Monographs* 55: 259-294.
- McNaughton, S.J., D.G. Milchunas, D.A. Frank. 1996. How can net primary productivity be measured in grazing ecosystems? *Ecology* 77(3): 974-977.
- McNaughton, S.J., E.E. Banyikwa, M.M. McNaughton. 1998. Root biomass and productivity in a grazing ecosystem: The Serengeti. *Ecology* 79(2): 587-592.
- Milchunas, D.G., W.K. Lauenroth. 1993. A quantitative assessment of the effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs* 63: 327-366.
- Milchunas, D.G., O.E. Sala, W.K. Lauenroth. 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist* 132: 88-106.
- Moreno, C.E. 2001. Medición de la riqueza específica. En: Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, Zaragoza, España. Pp. 26-32.
- Piñeiro, G., J.M. Paruelo, E.G. Jobbágy, R.B. Jacksonand, M. Oesterheld. 2009. Grazing effects on belowground C and N stocks along a network of cattle exclosures in temperate and subtropical grasslands of South America. *Global Biogeochemical Cycles* 23: 1-14.
- Pucheta, E., F. Vendramini, M. Cabido, S. Díaz. 1998. Estructura y funcionamiento de un pastizal de montaña bajo pastoreo y su respuesta luego de su exclusión. *Revista de la facultad de Agronomía* 103 (1): 77-92.
- Quintana, R.D., R. Bó. 2011. Patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular del Río Paraná: bases para su conservación y uso sustentable. En: R. Quintana, M.V. Villar, E. Astrada, P. Saccone, S. Malzof (Eds.) ¿Por qué el delta del Paraná

- es una región única en el territorio Argentino?. Apendelta, Buenos Aires, Argentina. Pp. 43-53.
- Quintana, R.D., R. Bó, F. Kalesnik. 2002. La vegetación y la fauna de la porción terminal de la cuenca del Plata. Consideraciones ecológicas y biogeográficas. En: J.M. Borthagaray (Ed.) El Río de la Plata como Territorio. Facultad de Arquitectura y Urbanismo, UBA, Buenos Aires, Argentina. Pp. 99-124.
- Reeves, P.N., P.D. Champion. 2004. Effects of livestock grazing on wetlands: Literature review. NIWA. Environment Waikato Technical Report.
- Sala, O.E. 1986. The effect of herbivory on vegetation structure. Plant form and vegetation structure. Pp. 317-330.
- Taller Ecologista, 2010. Humedales del Paraná. Biodiversidad, usos y amenazas en el delta medio. tallerecologista.org.ar/menu/archivos/HumedalesdelParana.pdf.
- Tanner, C.C. 1992. A review of cattle grazing effects on lake margin vegetation with observations from fringing lakes in Northland, New Zealand. New Zealand Natural Sciences 19: 1-14.
- Tussie, G.D. 2004. Vegetation ecology, rangeland conditions and forages resources evaluation in the Borana lowlands, southern Oromia, Ethiopia. In: Impact of water points. Cuvillier Verlag, Göttingen, Germany. Pp. 147-167.
- Van der Maarel, E. 2007. Transformation of cover-abundance values for appropriate numerical treatment- Alternatives to the proposals by Podani. Journal of Vegetation Science 18: 767-770.
- Veblen, T. T., M. Mermoz, C. Martin, E. Ramilo. 1989. Effects of exotic deer on forest regeneration and composition in Northern Patagonia. Journal of Applied Ecology 26: 711-724.
- Vicari, R., S. Fischer, N. Madanes, S. Bonaventura, V. Pancotto. 2002. Tiller population dynamics and production on *Spartina densiflora* (Brong) on the flood plain of the Paraná River (Argentina). Wetlands 22 (2): 347-354.
- Zar, J. 1996. Biostatistical analysis. Prentice Hall, New Jersey, USA.