



**Composición florística y especies indicadoras de la familia Asteraceae
en la región de los campos del noreste de Uruguay y sur de Brasil.**

CÉSAR JUSTO GONZÁLEZ

Tutora: Dra. Graziela Dotta

Cotutor: MSc. Andrés Canavero

Tesina como requisito parcial para la aprobación de la Licenciatura en Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Centro Universitario de Rivera, Universidad de la República, Uruguay.

RIVERA, AGOSTO 2015

Índice

Índice de Figuras	3
Índice de Tablas.....	3
AGRADECIMIENTOS.....	4
RESUMEN	5
INTRODUCCIÓN.....	5
MATERIALES Y MÉTODOS.....	9
Área de Estudio	9
Muestreo de Asteraceae.....	10
Análisis de datos	11
RESULTADOS	12
DISCUSIÓN.....	18
CONCLUSIONES.....	24
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	25

Índice de Figuras

Figura 1. Ubicación de las áreas de estudio.	10
Figura 2. Medida de la riqueza de especies (línea continua) a través de la estimador Chao 2 (línea continua con puntos) y sus desviaciones estándar (curvas punteadas). ...	15
Figura 3. Curvas de rarefacción para cada tratamiento (CP, Campo Pastoreado; CPE, Campo Pastoreado Extensivo; CPI, Campo Pastoreado Intensivo; Fo, Forestación; So, Soja).....	16
Figura 4. Análisis de cluster aglomerativo para la composición de especies basado en distancia Euclídeana y método de Ward. Las flechas con los valores indican la suma del Valor Indicador (IndVal).	16

Índice de Tablas

Tabla 1. Especies por uso de suelo. Se presenta la abundancia por especie en cada uno de las réplicas.....	13
Tabla 2. Especies indicadoras, valor indicador (IndVal) y p-valor.	17

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quisiera agradecer a mi tutora, Graziela Dotta por haberme invitado hacer parte de su equipo, sin dudas ha sido una etapa de muchos aprendizajes y de trabajo en equipo que sin su disposición todo esto no hubiera sido posible. Por las inúmeras conversaciones de índole académicas y no tan académicas, siempre acompañadas de un buen chivito.

A los compañeros de campo Thaianne, Danielle y Rodrigo por haber hecho del campo momentos agradables por más que el cansancio a veces jugaba en contra.

A todos los productores que nos permitieron ingresar a sus campos y poder llevar adelante el trabajo.

A COFUSA por permitirnos acceder a sus establecimientos y realizar los relevamientos.

Al amigo Martín Rivero por las largas charlas y discusiones, haberme escuchado cuando todo parecía ir mal. Es de estos que siempre van a estar!

A Ludmila Profumo, que en estos años de trabajo se convirtió en una gran compañera y amiga. Hemos compartido muchos momentos de los cuales soy grato, gracias por el apoyo y por siempre estar tan presente. Esto de seguir con las plantas no hubiera sido posible sin tu estímulo.

A Andrés Canavero y Elena Castiñeira por la amistad, la confianza y por el incentivo. Han sido pilares importantes en mi desarrollo académico en estos últimos años.

A los amigos Alfredo, David y Nacho que siempre están y que han entendido que las ausencias a veces se hacen necesarias, pero siempre ahí, presentes!

Al personal de bedelías del Centro Universitario de Rivera, en especial a Mónica Torres por haberme hecho el aguante todo este tiempo, por la amistad, la confianza y por los trámites del día a día. Hacen falta personas como vos en el mundo!

A la Prof. Dra. Elen Nunes Garcia por haberme recibido en el Laboratorio de Ecología Vegetal Campestre, UFPel, y hacer uso de los equipos para la identificación de las muestras, la bibliografía y sus valiosos aportes sobre la familia Asteraceae.

A los compañeros de la cátedra de botánica de Facultad de Agronomía, Gabriela y Andrés por la ayuda en la identificación de las muestras y por la bibliografía.

A mi familia, en especial, a mis padres Carlos y María, por el apoyo, comprensión y esfuerzo que siempre han hecho para que de una forma u otra pudiera alcanzar mis objetivos. A mis hermanos Denis, Cintia y Vanesa por el compañerismo y el apoyo.

A todos que de una forma u otra colaboraron para que este trabajo se hiciera realidad.

RESUMEN

En las últimas décadas los pastizales del Río de la Plata han sido sustituidos a sistemas productivos agrícolas llevando a una descaracterización de los mismos, afectando de distintas maneras a la biodiversidad. Como forma de monitorear y buscar formas rápidas y accesibles para el diagnóstico del estado de condición de esos ecosistemas se han generado herramientas, entre ellos los índices e indicadores. Estos indicadores brindan información sobre el ambiente en el cual están insertos ya que responden de manera clara a los cambios ambientales constituyéndose en una buena herramienta de monitoreo. El presente trabajo buscó describir la composición florística de Asteraceae en la región de los campos del noreste de Uruguay y sur de Brasil, así como también generar información sobre especies indicadoras, dado que la misma es un componente importante en la florística de los campos. Para ello fueron considerados seis usos de suelo, siendo ellos: Campo Nativo Pastoreado, Campo Nativo Extensivo, Campo Pastoreado Intensivo, Soja y Forestación. Fueron registradas 85 especies de esta familia, donde el uso que presentó mayor riqueza de especies fue Campo Pastoreado Extensivo (S=63), seguido de Campo Pastoreado (S=53), Forestación (S=48), Campo Pastoreado Intensivo (S=47) y por último Soja (S=9). En la clasificación aglomerativa se generó cuatro grupos asociados a los usos del suelo donde se identifican una o un conjunto de especies indicadoras. Dentro de los grupos formados, tres se encontraron asociados a pastoreo por ganado, donde dos de ellos estuvo constituido por especies de hábitos arrosetadas y erectos indicando un nivel intermedio de disturbio generado por el ganado; mientras el otro muestra un conjunto de especies postradas y arrosetadas indicando sobrepastoreo. El cuarto grupo mostró una especie indicadora, *Conyza bonariensis*, especie que crece en ambientes donde el nivel de disturbio por acción antrópica es alto. Este trabajo presenta una aproximación al uso de especies indicadoras de estado de condición de ambiente, donde la familia Asteraceae mostro ser buena indicadora, en especial cuando los niveles de disturbio implican remoción de suelo y/o cambio total de la cobertura vegetal. La aplicación de herramientas como estas muestra practicidad y eficacia cuando se requiere realizar trabajos para determinar el estado de los ambientes permitiendo pensar estrategias rápidas de manejo para la conservación y uso sustentable del suelo.

Palabras claves: Asteraceae, especies indicadoras, pastoreo, forestación, soja, campo natural.

INTRODUCCIÓN

Los profundos cambios en el uso de la tierra han afectado de múltiples formas a los ecosistemas naturales. La conversión de la cobertura vegetal natural a cultivos ha producido grandes cambios en los ciclos del carbono y nitrógeno (Vitousek *et al.*, 1997; Houghton *et al.*, 2001) en la biodiversidad (Sala *et al.*, 2000); por ende afectando el bienestar humano (Daily 1997). El cambio en el uso del suelo es el componente principal del fenómeno conocido como “cambio global” (Foley *et al.*, 2005). Los pastizales del Río de la Plata, también conocidos como *Campos* (Overbeck *et al.*, 2007), conforman un bioma dominado por praderas que ocupa una superficie de 700 mil km² en el centro-este de Argentina, Uruguay y el sur de Brasil (Soriano 1991), no son ajenos a estas transformaciones. Las praderas o campos son ecosistemas complejos que se desarrollan sobre una variedad de suelos y topografías que determinan a cortas distancias variaciones importantes en fertilidad, textura, nivel freático, insolación, riesgo de erosión, efectividad de las lluvias y efectos de las heladas (Del Puerto 1987). En Uruguay, 71% del territorio está cubierto por campo natural, en tanto en el estado de Rio Grande do Sul, Brasil, esta cubre el 63% del territorio (Cordeiro & Hasenack 2009; DIEA 2011). Las principales actividades económicas de la región norte de Uruguay y sur de Brasil se configuran en base al campo, donde su sustitución por cultivos para la producción de granos, madera, obtención de biomasa para la producción de celulosa o para la producción de carne, está conduciendo a una descaracterización de esta gran unidad paisajística (Pillar *et al.*, 2002; Bilenca & Miñarro 2004; Paruelo *et al.*, 2006; Gautreau 2014). El desafío está en conservar los campos nativos al mismo tiempo que hacerlos productivos a largo plazo. Sin embargo, históricamente los ecosistemas campestres han sido relegados en términos de acciones vinculadas a la conservación de la biodiversidad (Martino 2004; Overbeck *et al.*, 2007; Heidenreich 2009).

La vegetación de campos cuenta con una alta diversidad de especies y de ecosistemas, con especies vegetales que presentan características fisiológicas y morfológicas que las hacen capaces de soportar ambientes y situaciones de estrés (Boldrini 2009). La sustitución del hábitat original por otro uso del suelo puede generar la reducción y pérdida de diversidad, tanto vegetal como animal (Paruelo *et al.*, 2006; Buscardo *et al.*, 2008; Bremer & Farley 2010; Souza *et al.*, 2013). Actividades de ganadería han sido tradicionalmente practicadas de forma extensiva sobre los campos,

con el aprovechamiento de la vegetación nativa (Rosengurtt 1943; Nabinger 2006). El uso económico de las pasturas naturales ha sido un factor importante en la conservación de los campos al impedir un mayor avance de la frontera agrícola (Nabinger 2006; Paruelo *et al.*, 2006). Sin embargo, no toda actividad ganadera puede ser considerada sustentable por el hecho de realizarse sobre campo natural. Con frecuencia las comunidades de campo natural bajo pastoreo exhiben una vegetación en dos estratos: uno dominado por especies de bajo porte y postradas y otro con plantas de mayor altura formadoras de maciegas y pequeñas plantas leñosas que se distribuyen en forma de manchas (Soriano 1991). Este último estrato está compuesto por gramíneas cespitosas de bajo valor forrajero y otras especies arbustivas que no son atractivas para el ganado, como por ejemplo, *Acanthostyles buniifolius* (Hook. ex Hook. & Arn.) R.M.King & H.Rob., *Baccharis trimera* (Less.) DC., *Baccharis coridifolia* DC. (Soriano 1991; Overbeck *et al.*, 2007). Asimismo, el pastoreo a largo plazo tiende a modificar la estructura y composición de la vegetación de los campos, donde las especies que tienden a predominar son hierbas de crecimiento en roseta, arbustos o gramíneas postradas, todas ellas con algún mecanismo físico, químico o de forma de crecimiento para evadir la herbívora (Altesor *et al.*, 1998; Rodríguez *et al.*, 2003)

La familia Asteraceae es un importante componente florístico del bioma Campos (Boldrini 2009) y comprende en general pequeñas hierbas y arbustos (Bremer 1994; Funk *et al.*, 2009). Desde el punto de vista productivo, Asteraceae suele ser considerada como la principal familia de las llamadas “malezas” de campo natural (Rosengurtt 1944; Millot *et al.*, 1987; Sganga 1994), no teniéndose en cuenta su rol ecológico en los ambientes donde habita (Bemhaja 2005; Del Vitto & Petenatti 2009). Algunas especies de la familia Asteraceae han sido identificadas como indicadoras de condiciones de manejo inadecuado cuando ocurren en poblaciones densas bajo pastoreo por ganado (Del Puerto 1987). Cuando la carga animal está por encima de la capacidad de soporte del campo, la comunidad vegetal se convierte en un tapiz ralo con grandes proporciones de suelo descubierto, propiciando el establecimiento de especies como *Soliva sessilis* Ruiz & Pav., *Erigeron bonariensis* L.Cronquist, *Pluchea sagittalis* (Lam.) Cabrera, *Senecio brasiliensis* (Spreng.) Less., *Chrysanthemum myconis* L., *Gamochaeta* spp. Y *Aster squamatus* (Spreng.) Hieron., que muy rápidamente ocupan el área (Boldrini 2009; Hasenack *et al.*, 2010). Ya Del Puerto (1987) menciona que algunas especies de esta

familia tienen tolerancia al pastoreo, originando comunidades diferentes en función del ambiente.

La completa sustitución de la vegetación existente, por árboles o cultivos de granos, tiende a modificar drásticamente la vegetación herbácea como respuesta a las alteraciones en los factores ambientales, tales como, la intensidad y calidad de la luz, balance en la radiación y condiciones hídricas, adición de nutrientes por la fertilización, entre otras (Pillar *et al.*, 2002). Asimismo, la dinámica de estas comunidades campestres fuertemente impactadas por este tipo de actividades (i.e. forestación, agricultura) ocurrirá en función de la composición de especies inicial de la comunidad, del banco de semillas, la densidad del cultivo y la velocidad de crecimiento, en particular de la plantación forestal. La contribución de la vegetación original en los sistemas silvopastoriles para la producción animal y la diversidad florística puede ser máxima en los primeros años posteriores a la plantación, especialmente cuando la vegetación de las entrelineas es mantenida (Pillar *et al.*, 2002; Buscardo *et al.*, 2008; Souza *et al.*, 2013).

Dada las distintas actividades económicas que se desarrollan sobre los campos se hace necesario evaluar y monitorear las respuestas de distintos aspectos de las comunidades vegetales (ej: riqueza, frecuencia y composición de especies) a diferentes prácticas de manejo (Díaz *et al.*, 2001; McGill *et al.*, 2006). Las prácticas de manejo difieren en la intensidad y frecuencia de los disturbios, llevando al desarrollo de distintas estrategias de aclimatación (Lavorel *et al.*, 1997). Estudios que aporten a comprender la respuesta de la comunidad vegetal a distintos manejos son de suma importancia, dado que las comunidades de plantas pueden alterar la función y la provisión de servicios ecosistémicos (Chapin *et al.*, 1997; Havstad *et al.*, 2007). El tiempo empleado en el estudio de las respuestas de especies individuales y la complejidad de las respuestas a escala comunitaria requieren enfoques alternativos (Suding *et al.*, 2008). En este sentido, se han desarrollado distintas herramientas para el monitoreo de los cambios ambientales y ecológicos, entre ellos los indicadores biológicos (Caro & O'Doherty 1999; Noss 1999); que permiten generar información necesaria para plantear soluciones a corto plazo (Banks *et al.*, 2014). Las características más importantes de las especies indicadoras de cambios ambientales son: biología bien documentada, sensibilidad a las perturbaciones humanas (tanto negativa, como positiva), amplia distribución, ser poco longevas y preferiblemente fáciles de estudiar (Caro & O'Doherty 1999; Noss 1999; Isasi-Catalá 2011).

El objetivo general de la presente investigación es describir la diversidad de plantas, centrándose en la familia Asteraceae, que ocurren en la región noreste del Uruguay y sur de Rio Grande do Sul en Brasil. Asimismo, se evaluaron los efectos de distintos usos del suelo sobre la diversidad de esta familia de plantas identificando especies indicadoras para los distintos usos de suelo. Como objetivos específicos se plantearon: (1) Determinar los efectos del uso del suelo sobre la diversidad y composición florística de la familia Asteraceae y (2) Determinar que especies de ésta familia son sensibles e indicadoras de los cambios en el uso del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

Desde un punto de vista fitogeográfico, según la clasificación de Soriano (1991), el área de estudio se encuentra dentro de la subregión de los Campos, en la unidad de los “*Campos del Norte*” de los pastizales del Río de la Plata. A lo largo del área de estudio el clima predominante es del tipo Cfa- templado húmedo con verano caliente, de acuerdo a la clasificación de Köppen con las estaciones del año bien definidas (Kottek *et al.*, 2006). Las precipitaciones medias varían entre 1200-1600 mm en Uruguay y 1100-1600 mm en Rio Grande do Sul (Castaño *et al.*, 2011).

En Uruguay se hicieron relevamientos en los departamentos de Rivera y Cerro Largo y en Brasil en la región fisiográfica de la Campaña del estado de Rio Grande do Sul (Fortes 1959). Fueron muestreados 24 sitios, cada uno con una superficie de 300 ha, en zonas de suelos profundos, presentando diferentes historias de uso del suelo. Los sitios se distribuyeron en tres áreas: a) Bagé-Dom Pedrito, b) Cerro Largo-Aceguá y c) Rivera-Livramento (Figura 1).

Tratamientos

Se consideraron 5 tratamientos según distintos manejos y usos del suelo:

- (1) 4 sitios en campo pastoreado (CP) por bovinos con carga de 0,4 a 0,6 unidades animales/hectárea (UA/ha).
- (2) 6 sitios en campo pastoreado de forma extensiva (CPE) con bovinos con carga animal entre 0,7-1 UA/ha.

- (3) 6 sitios en campo pastoreado de forma intensiva (CPI) con bovinos con carga animal mayor a 1 UA/ha.
- (4) 4 sitios en cultivo de soja (*Glycine max* L.)(So)
- (5) 4 sitios en monocultivo forestal con especies de *Eucalyptus* sp. (Fo)

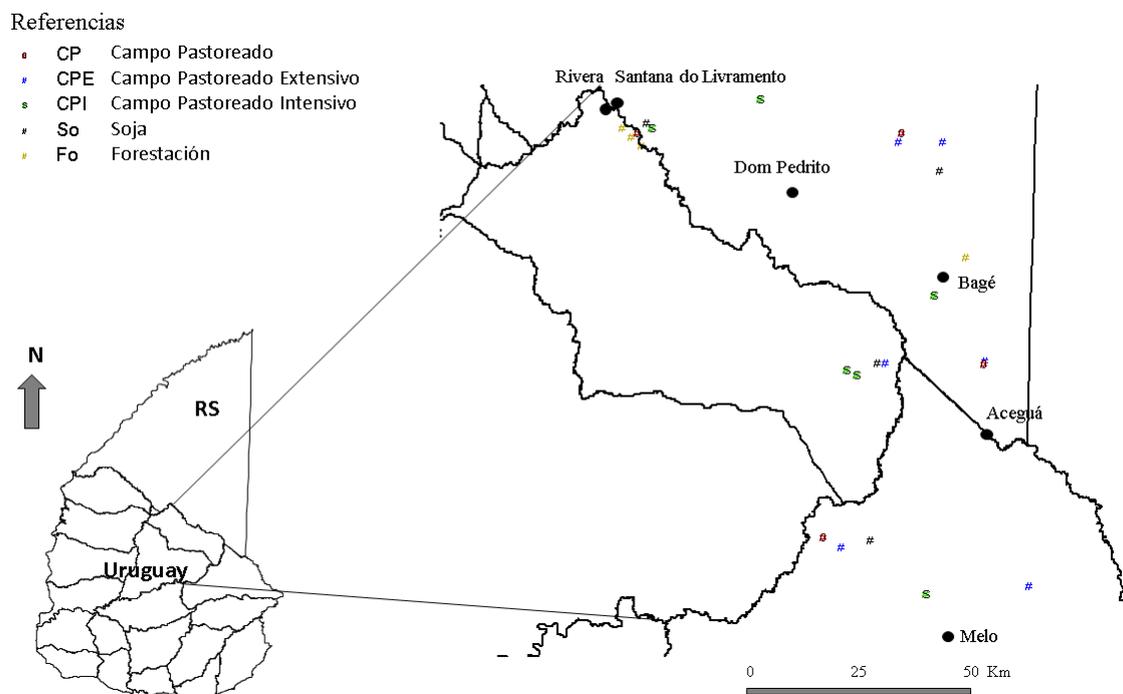


Figura 1. Ubicación de las áreas de estudio.

Muestreo de Asteraceae

Los muestreos se efectuaron en la primavera-verano de 2010-2011 y 2011-2012, donde se realizaron relevamientos fitosociológicos en los 24 sitios definidos. En cada sitio se establecieron 10 transectos de 75 m distribuidos de forma sistemática, en el sentido más heterogéneo del terreno (Matteuci & Colma 1982). En ese transecto fueron muestreados 15 puntos a cada 5m. En cada punto se registró todas las especies de la familia Asteraceae (=Compositae) en un radio de 50 cm. Los especímenes fueron identificados a campo y anotados en planillas, en caso de no ser identificados, fueron colectados para posterior identificación en laboratorio utilizando bibliografía especializada (Cabrera 1974; Lombardo 1984; Cabrera *et al.*, 2000). Los ejemplares colectados fueron herborizados siguiendo el procedimiento propuesto por Fidalgo &

Bononi (1989). Los nombres científicos fueron asignados según la base de datos del Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur (Zuloaga *et al.*, 2008).

Análisis de datos

Las especies fueron clasificadas como nativas o exóticas y de acuerdo a su forma de vida, hábito y status de conservación, consultando bibliografía especializada (Cabrera 1974; Lombardo 1984; Soutullo *et al.*, 2013). Con el fin de estimar la riqueza de especies en el área de estudio se utilizó el estimador Chao 2 (Programa EstimateS 9.1 Colwell 2006). Para comparar las riquezas de los diferentes usos del suelo se realizaron curvas de rarefacción (Programa PAST 3.0, Hammer *et al.*, 2001). Se realizaron análisis de clasificación aglomerativo mediante el método de Ward y la distancia euclideana como medida de distancia. Este análisis se utilizó para clasificar los sitios en grupos homogéneos de acuerdo al grado de similitud existente entre los mismos (Magurran 2004).

Por último, se efectuó un análisis de especies indicadoras (IndVal) para determinar los niveles más informativos del dendrograma y detectar conjuntos de especies indicadoras de los distintos grupos (Dufrene & Legendre 1997), donde:

$$\text{IndVal}_{ij} = \text{RA}_{ij} \times \text{RF}_{ij} \times 100$$

RA_{ij} = Abundancia relativa de especies j en el grupo i.

RF_{ij} = Frecuencia relativa de especies j en el grupo i.

Este método combina el grado de especificidad de una determinada especie para un grupo particular (e.g tipo de uso) y la fidelidad dentro de ese grupo es medida a través del porcentaje de ocurrencia. En cada grupo el valor puede variar entre 0% (no indicadora) y 100% (indicadora). Se utilizó el test de Monte Carlo como análisis de significancia, con 1000 iteraciones para determinar la significancia de los indicadores (McCune & Mefford 1999). Sólo especies con valores indicadores significativos ($p < 0,05$) y mayores o igual a 50% fueron consideradas como características de cada grupo (McGeoch *et al.*, 2002). Las especies con valores intermedios, entre 25 y 50, fueron consideradas como detectoras, ya que proveen información de más de un uso de suelo y pueden dar nociones de la dirección de los cambios (grado de conservación o grado de perturbación). Para este análisis se utilizó el software PC-ORD v.4 (McCune & Mefford 1999). La réplica CPI4 no fue incluida en los análisis ya que no fue registrada ninguna especie. Las especies registradas pero no identificadas no se incluyeron en los análisis.

RESULTADOS

Asteraceae, de las cuales 74 fueron identificadas a nivel especie, 11 morfoespecies a nivel género y 32 especies registradas pero no identificadas (Tabla 1). Siete son consideradas exóticas *Bidens pilosa* L., *Cirsium vulgare* (Savi) Ten, *Hypochaeris glabra* L., *H. radicata* L., *Sonchus oleraceus* (L.) L., *Taraxacum officinale* Webb, *Xanthium spinosum* L. (Tabla 2).

El hábito de vida predominante de las especies fue de hierbas perennes comprendiendo el 51% (S=38), el 23% (S=17) corresponden a hierbas anuales, 14% (S=10) subarbustos perennes, 8% (S=6) arbustos perennes, 3% (S=2) hierbas bienales y 1% (S=1) corresponde a hierba trepadora.

No se registró ninguna especie incluida en la lista roja de especies del estado del Rio Grande do Sul (SEMA 2014) y para Brasil (Martinelli & Moraes 2013). Sin embargo, se encontraron dos especies incluidas en la lista de especies prioritarias para la conservación de Uruguay (Soutullo *et al.*, 2013): *Micropis dasycarpa* (Griseb.) Beauverd y *Sommerfeltia spinulosa* (Spreng.) Less (Tabla 1).

Tabla 1. Especies por uso de suelo. Se presenta la abundancia por especie en cada uno de las réplicas.

Especies	Usos de suelo																				Forma de vida	Origen						
	CP1	CP2	CP3	CP4	CPE1	CPE2	CPE3	CPE4	CPE5	CPE6	CPI1	CPI2	CPI3	CPI4	CPI5	CPI6	So1	So2	So3	So4			Fo1	Fo2	Fo3	Fo4		
<i>Acanthostyles buniifolius</i> (Hook. ex Hook. & Arn.) R.M.King & H.Rob.	1			16		4	1	62			2		15		2										Arbusto perenne	N		
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.		17						1																	Subarbusto perenne	N		
<i>Acmella bellidioides</i> (Sm.) R.K. Jansen	14		2		14					4														35	Hierba perenne	N		
<i>Acmella decumbens</i> (Sm.) R.K. Jansen	17		33			3					38														Hierba perenne	N		
<i>Aspilia montevidensis</i> (Spreng.) Kuntze		10		2		18	52	19	71	63	13	3						1				14	2	12	Hierba perenne	N		
<i>Aster squamatus</i> (Spreng.) Hieron.	14		3		2	22		5							8										Hierba perenne	N		
<i>Baccharis breviseta</i> DC.								22																	Arbusto perenne	N		
<i>Baccharis coridifolia</i> DC.	42	35		57	47	17	35	50		65		27												2	Subarbusto perenne	N		
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.		20	13	3		4	1	13			1		16								9	6	26	1	Arbusto perenne	N		
<i>Baccharis genistelloides</i> (Lam.) Pers.				1	4				2		1														Arbusto perenne	N		
<i>Baccharis ochracea</i> Spreng.									20																Arbusto perenne	N		
<i>Baccharis</i> sp. 1		9							12														1					
<i>Baccharis</i> sp. 2		1				1				3																		
<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	51	24		16	85	71	117	42	80	61	42	35										4	8	8	6	Arbusto perenne	N	
<i>Bidens pilosa</i> L.												7									5		2			Subarbusto perenne	N	
<i>Chaptalia integerrima</i> (Vell.) Burkart								4																		Hierba anual	E	
<i>Chaptalia nutans</i> (L.) Polák																								4		Hierba perenne	N	
<i>Chaptalia piloselloides</i> (Vahl) Baker	31	2		10	50	23	17		15	20	36															Hierba perenne	N	
<i>Chaptalia runcinata</i> Kunth	48				40	40	23	11	28						2											Hierba perenne	N	
<i>Chaptalia sinuata</i> (Less.) Vent. ex Steud.	2	3		2	57	41	2	10	9	16	33													8		Hierba perenne	N	
<i>Chevreulia acuminata</i> Less.	46	8		7	57	24	5	7	27	51	22	18	10													Hierba perenne	N	
<i>Chevreulia sarmentosa</i> (Pers.) S.F.Blake	208	12		23	181	156	41	37	51	84	63	9			2						2			1		Hierba perenne	N	
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	2			28		4	1	10	2	25					10								16	4	1	Hierba perenne	N	
<i>Conyza blakei</i> (Cabrera) Cabrera		8	24				5				5								1			6	4	4		Hierba anual	N	
<i>Conyza bonariensis</i> L.	1	30	11	17	25	10	2	6	5	17	4	8	39		30	22		22	69	16	10			9		Hierba anual	N	
<i>Conyza floribundus</i> (Kunth) Sch.Bip.	3																				14			8		Hierba anual	N	
<i>Conyza monorchis</i> (Griseb.) Cabrera	2	2			6	3	5				5	1												5		Hierba anual	E	
<i>Conyza pampeana</i> (Parodi) Cabrera													1													Hierba perenne	N	
<i>Conyza primulifolia</i> (Lam.) Cuatrec. & Lourteig	6	1	6			7			3	4	6				2									2		Hierba perenne	N	
<i>Conyza</i> sp.										14															7			
<i>Criscia stricta</i> (Spreng.) Katinas								4	11	1	4													6		Hierba perenne	N	
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.												5	5														Hierba perenne	N
<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	2			8	4			4																	5		Hierba anual	N
<i>Erechtites hieracifolius</i> (L.) Raf. ex DC.																						22	6	4			Hierba perenne	N
<i>Eupatorium</i> sp.1		37																				2	2					
<i>Eupatorium</i> sp.2												1																
<i>Facelis retusa</i> (Lam.) Sch. Bip.	72	25	7	45	10	30	18	74	12	56																Hierba anual	N	
<i>Gamochoaeta simplicicaulis</i> (Willd. ex Spreng.) Cabrera					1		1	1		1														4			Hierba anual	N
<i>Gamochoaeta stagnalis</i> (I.M.Johnst.) Anderb.			1																								Hierba anual	N
<i>Gnaphalium americanum</i> Mill.	33	35	71	90	55	73	72	52	54	140	73	46	60		1	23	1		5		40	30		13		Hierba bienal	N	
<i>Gnaphalium filagineum</i> DC.		10	5	13		22	18		8	14	7																Hierba bienal	N
<i>Gnaphalium gaudichaudianum</i> DC.																						5	52				Hierba perenne	N

Tabla 1. Especies por uso de suelo. Se presenta la abundancia por especie en cada uno de las réplicas. Continuación...

Especies	Usos de suelo																								Forma de vida	Origen	
	CP1	CP2	CP3	CP4	CPE1	CPE2	CPE3	CPE4	CPE5	CPE6	CPI1	CPI2	CPI3	CPI4	CPI5	CPI6	So1	So2	So3	So4	Fo1	Fo2	Fo3	Fo4			
<i>Hypochaeris chillensis</i> (Kunth) Hieron.				4																					Hierba anual	N	
<i>Hypochaeris glabra</i> L.				13			9	6	17	52	11		1												Hierba perenne	N	
<i>Hypochaeris lutea</i> (Vell.) Britton																3								4	Hierba anual	E	
<i>Hypochaeris megapotamica</i> Cabrera	13			36	10	26		9		21	1													4	Hierba perenne	N	
<i>Hypochaeris radicata</i> L.						4		32		27															Hierba perenne	N	
<i>Hypochaeris</i> sp.1					4																						
<i>Hypochaeris</i> sp.2							1															1					
<i>Hypochaeris</i> sp.3						3																					
<i>Hypochaeris</i> sp.4				6								1											1				
<i>Hypochaeris</i> sp.5																											31
<i>Hypochaeris</i> sp.6								13																			
<i>Hypochaeris variegata</i> (Lam.) Baker					1		21	15	23	11	15				1									7	Hierba perenne	E	
<i>Jaegeria hirta</i> (Lag.) Less.							1				5								1							Hierba perenne	N
<i>Lucilia acutifolia</i> (Poir.) Cass.		40				2	3	3	10	15																Hierba perenne	N
<i>Lucilia nitens</i> Less.	2	18		6		4	5	16	30	11	1															Hierba perenne	N
<i>Micropsis dasycarpa</i> (Griseb.) Beauverd						4					1		37													Hierba perenne	N
<i>Micropsis spathulata</i> (Pers.) Cabrera	6		6	6	3		3	11		1																Hierba anual	N
<i>Mutisia coccinea</i> A. St.-Hil.																					2	1				Hierba anual	N
<i>Pluchea sagittalis</i> Less.					29	4		1				99			5									5	Hierba trepadora	N	
<i>Porophyllum ruderales</i> (Jacq.) Cass.																							1			Hierba perenne	N
<i>Pterocaulon angustifolium</i> DC.						7																				Hierba perenne	N
<i>Pterocaulon balansae</i> Chodat		4	1	3		2	1	4		6										2				6	Hierba perenne	N	
<i>Pterocaulon cordobense</i> Kuntze																									1	Hierba perenne	N
<i>Pterocaulon lorentzii</i> Malme	8	16			3	15									12						2			9	Hierba perenne	N	
<i>Pterocaulon polypterum</i> (DC.) Cabrera	5			4		27			2		5													6	Hierba anual	N	
<i>Pterocaulon polystachyum</i> DC.				12		2		9	2			2														Hierba perenne	N
<i>Pterocaulon rugosum</i> (Vahl) Malme	32	2			1	1	4					2												5	Hierba perenne	N	
<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	36							22		26													18	13	Hierba perenne	N	
<i>Senecio grisebachii</i> Baker	1			13				13		9														3	Subarbusto perenne	N	
<i>Senecio heterotrichus</i> DC.		2		6	6	3	3	2		1	1		1										2			Subarbusto perenne	N
<i>Senecio leptolobus</i> DC.		2													4								54	2	17	Subarbusto perenne	N
<i>Senecio selloi</i> (Spreng.) DC.		16		27	1	11	3	13	22	12		2		2									9			Arbusto perenne	N
<i>Solidago chilensis</i> Meyen		21		9	16	4	4	28			3	7		2			3	5	2	8	77	53	7		Subarbusto perenne	N	
<i>Soliva pterosperma</i> Ruiz & Pav.	128	73	61	75	134	64	117	119	103	117	111	74	12		53										21	Hierba perenne	N
<i>Sommerfeltia spinulosa</i> (Spreng.) Less.		8																								Hierba anual	N
<i>Sonchus oleraceus</i> L.																									6	Hierba anual	E
<i>Stenachaenium campestre</i> Baker							6		32	1	2													2	Hierba perenne	N	
<i>Stenachaenium megapotamicum</i> Baker		9								1																Hierba perenne	N
<i>Taraxacum officinale</i> (L.) Weber ex F.H.Wigg.													9													Hierba perenne	E
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	7	12		18	10		11	16	1	1	1															Hierba perenne	N
<i>Vernonanthura nudiflora</i> (Less.) H.Rob.		32		12	1							1											8	2	5	Subarbusto perenne	N
<i>Xanthium spinosum</i> L.			11																16							Hierba anual	E

La estimación total de la riqueza de especies evaluadas en los 24 sitios muestra que serían necesarias 16 especies nuevas adicionales a las 85 ya registradas ($\text{Chao } 2 \pm 1 \text{ SD}; 101,3 \pm 33,03$) para saturar la curva de estimación y alcanzar la suficiencia muestral (Figura 2).

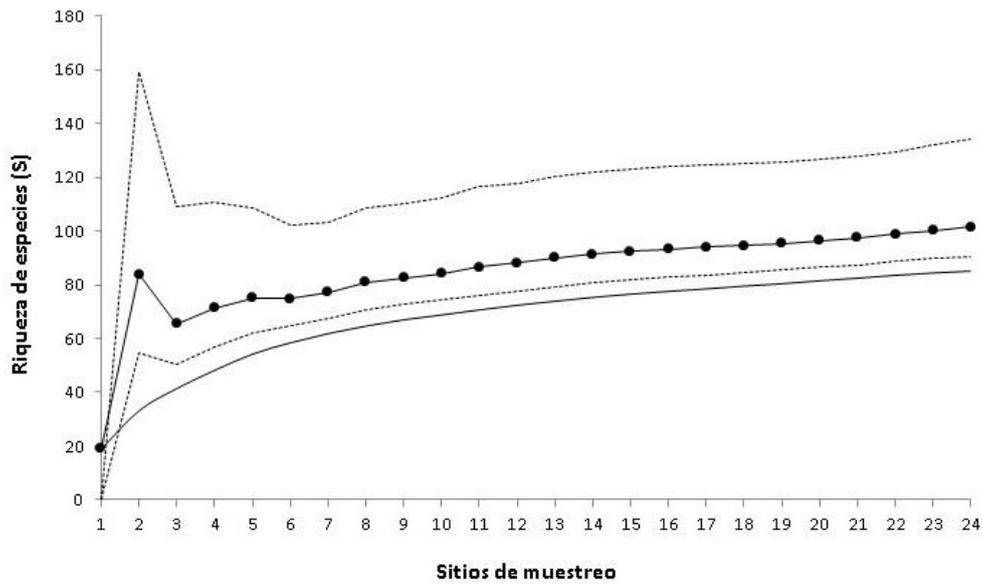


Figura 2. Medida de la riqueza de especies (línea continua) a través de la estimador Chao 2 (línea continua con puntos) y sus desviaciones estándar (curvas punteadas).

El tratamiento con mayor riqueza de especies fue el Campo Pastoreado Extensiva (CPE, $S=63$), seguido Campo Pastoreado (CP, $S=53$), Forestación (Fo, $S=48$), el Campo Pastoreado Intensiva (CPI, $S=47$) y cultivo de Soja (So, $S=9$). En las curvas de acumulación de especies calculadas para cada uso del suelo muestran estabilización para todos los tratamientos (Figura 3).

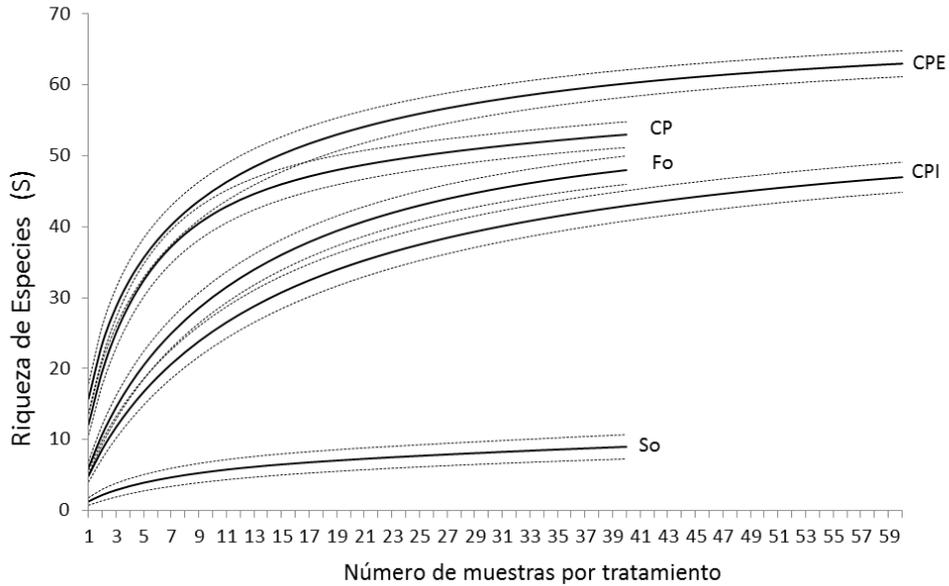


Figura 3. Curvas de rarefacción para cada tratamiento (CP, Campo Pastoreado; CPE, Campo Pastoreado Extensivo; CPI, Campo Pastoreado Intensivo; Fo, Forestación; So, Soja).

El análisis de cluster aglomerativo en combinación con la suma de los valores indicadores significativos ($p < 0,05$) para los distintos niveles del dendrograma permitió reconocer la formación de 4 grupos (Figura 4, Tabla 2).

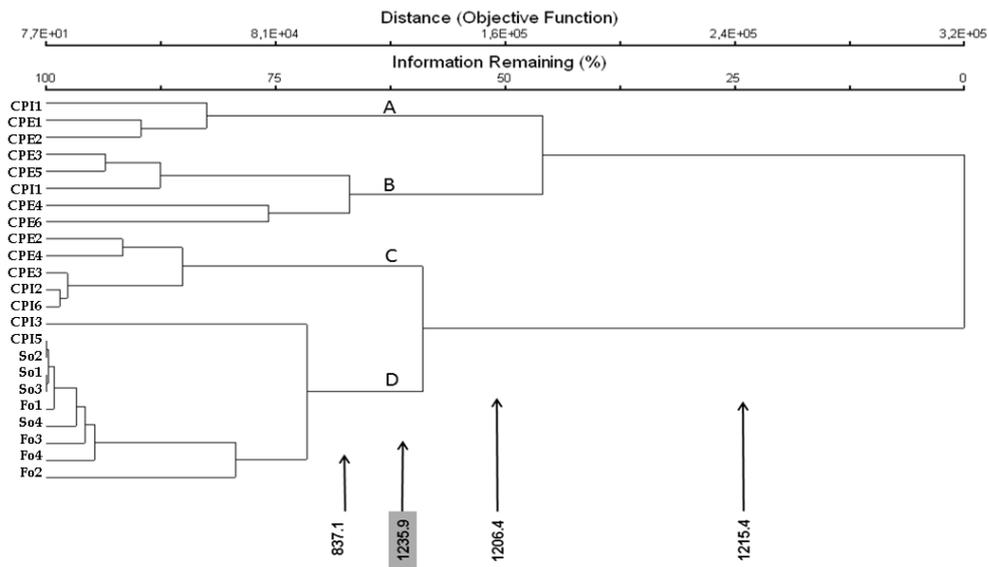


Figura 4. Análisis de cluster aglomerativo para la composición de especies basado en distancia Euclídeana y método de Ward. Las flechas con los valores indican la suma del Valor Indicador (IndVal).

Tabla 2. Especies indicadoras, valor indicador (IndVal) y p-valor.

Grupo	Especie indicadora	IndVal(%)	p-valor
A	<i>Chaptalia piloselloides</i> (Vahl) Baker	63,4	0,013
A	<i>Chaptalia runcinata</i> Kunth	76,9	0,003
A	<i>Chaptalia sinuata</i> (Less.) Vent. ex Steud.	67,8	0,018
A	<i>Chevreulia acuminata</i> Less.	58,5	0,023
A	<i>Chevreulia sarmentosa</i> (Pers.) S.F. Blake	73,7	0,004
A	<i>Conyza monorchis</i> (Griseb.) Cabrera	54,2	0,033
A	<i>Hypochaeris megapotamica</i> Cabrera	54,2	0,035
B	<i>Aspilia montevidensis</i> (Spreng.) Kuntze	84,5	<0,001
B	<i>Criscia stricta</i> (Spreng.) Katinas	69,6	0,009
B	<i>Stenachaenium campestre</i> Baker	78,1	0,007
B	<i>Hypochaeris glabra</i> L.	87,6	0,001
B	<i>Hypochaeris variegata</i> (Lam.) Baker	93,2	<0,001
B	<i>Lucilia nitens</i> Less.	64,9	0,018
C	<i>Vernonanthura nudiflora</i> (Less.) H. Rob.	49,8	0,048
D	<i>Conyza bonariensis</i> L.	55,7	0,052

El grupo A, quedo definido por CP1, CPE1, CPE2 (Fig. 4). Las especies indicadoras para este grupo fueron *Chaptalia runcinata* Kunth (Valor Indicador, VI=76,9), *Chevreulia sarmentosa* (Pers.) Blake (VI=73,7), *Chaptalia sinuata* (Less.) Baker (VI=67,8), *Chaptalia piloselloides* (Vahl) Baker (VI=63,4), *Chevreulia acuminata* Less. (VI=58,5), *Hypochaeris megapotamica* Cabrera (VI=54,2). En este grupo predominan especies de crecimiento postrado (*sensu* Cabrera, 1974), tratándose de hierbas perennes (Tabla 2).

El grupo B está formado por los tratamientos CP3, CPE4, CPE5, CPE6, CPI1 (Fig. 4). En este grupo las especies indicadoras fueron *Hypochaeris variegata* (Lam.) Baker (VI=93,2), *Hypochaeris glabra* L. (VI=87,6), *Aspilia montevidensis* (Spreng.) Kuntze (VI=84,5), *Stenachaenium campestre* Baker (VI=78,1), *Criscia stricta* Mart. ex Baker (VI=69,6), *Lucilia nitens* Less. (VI=64,9). Este grupo presenta formas de crecimiento subarrossetadas y erecto (*sensu* Cabrera, 1974) tratándose de hierbas perennes. *H. glabra* es una especie exótica y fue registrada en los tres tratamientos vinculados a campo pastoreado (Tabla 2).

El grupo C quedó conformado por CP2, CP4, CP3, CPI2, CPI6 (Fig. 4) y no presento especie indicadora pero si una especie detectora, *Vernonanthura nudiflora* (Less.) H. Rob., con un VI = 49,8. Esta especie es un subarbusto perenne de crecimiento

erecto (*sensu* Cabrera, 1974), es una especie nativa muy común y abundante para la región de los campos (Rosengurtt 1979; Boldrini 1997) (Tabla 2).

El grupo D quedó formado por los tratamientos CPI3, CPI5, So2, So1, So3, Fo1, So4, Fo3, Fo4, Fo2 (Fig. 4). La especie indicadora para este grupo fue *Conyza bonariensis* L. presentando un VI=55,7. Se trata de una especie de crecimiento erecto (*sensu* Cabrera, 1974) (Tabla 2).

DISCUSIÓN

La familia Asteraceae ha sido identificada como la segunda familia de mayor aporte a la diversidad de plantas en los campos naturales (Boldrini 2009, Bonifacino *com pers.*). Esta gran diversidad se ve reflejada en el presente trabajo, donde fueron registradas 85 especies de la familia. Ésta alta riqueza coincide con lo reportado en trabajos previos realizados en el estado de Rio Grande do Sul (Ritter & Baptista 2005; Freitas *et al.*, 2010). En éste último trabajo, se reportaron 77 especies de esta familia con predominio de los géneros *Eupatorium*, *Baccharis*, *Senecio*, *Vernonthura* y *Pterocaulon*. Sin embargo, otros trabajos de la región donde se describe la composición florística de los campos bajo pastoreo y exclusión de ganado, el número de especies de Asteraceae reportado es bajo (Altesor *et al.*, 2005; Caporal & Boldrini 2007). Se ha planteado que además de acompañar a las principales especies en las asociaciones vegetales dominantes, con frecuencia las asteráceas logran configurar la fisonomía de los ambientes naturales lo que les confiere un valor ecológico y ambiental (Del Vitto & Petenatti 2009).

En este estudio la composición florística de la familia Asteraceae varió como resultado del disturbio efectuado por el pastoreo, así como por la conversión de campo natural a monocultivos forestales y cultivos de soja. Dentro de los distintos disturbios que afectan a la diversidad de plantas, el pastoreo ha sido identificado como uno de los forzantes más preponderantes de cambios en la estructura (Sala *et al.*, 1986; Altesor *et al.*, 1998; Rodríguez *et al.*, 2003; Altesor *et al.*, 2005; Altesor *et al.*, 2006; Lezama *et al.*, 2014) y funcionamiento (Baeza *et al.*, 2006; Baeza *et al.*, 2011; Guido *et al.*, 2014) de los campos naturales. Para Ritter & Baptista (2005) el principal factor de disturbio fue el pastoreo por bovinos, ovinos y equinos. En este estudio, se encontró que el uso de suelo que presento mayor riqueza de especies fue CPE. Por lo tanto, se entiende que este tipo de manejo es una forma de producción de mayor sostenibilidad. De hecho ha sido

propuesto como uno de los pocos sistemas agrarios compatibles con la conservación de la naturaleza en áreas de pastizales naturales (Heidenreich 2009). En este sentido, los sitios donde ocurre pastoreo extensivo contienen la mayor diversidad de especies, por lo que deja en evidencia que se podría estar verificando la hipótesis de disturbio intermedio. Esta hipótesis propone que la diversidad de especies estará determinada por la frecuencia de los disturbios (Connell 1978). Esta hipótesis ya ha sido comprobada para la región de los campos (Cingolani *et al.*, 2008).

A diferencia de los sistemas de extensivos, el pastoreo intensivo no solo ejerce una presión sobre el ambiente, sino también cambios en la respuesta de la comunidad de plantas frente al mismo (Cingolani *et al.*, 2008). En este sentido dentro de los usos asociados a la ganadería CPI obtuvo la menor riqueza de especies.

Cuando la carga animal no es manejada adecuadamente, el pastoreo puede convertirse en una amenaza para la flora, y particularmente para especies prioritarias para la conservación. Cabe destacar que efectivamente dos especies registradas son prioritarias para la conservación en Uruguay, *Mycropsis dasycarpa* y *Sommerfeltia spinulosa*. La primera se registró en CPE y en CPI y la segunda en CP. Es necesario promover prácticas de manejo que logren compatibilizar conservación y producción sobre campo natural, por lo que manejar el campo con intensidades de pastoreo intermedias que logrando optimizar tanto la producción animal como vegetal podría constituirse en una herramienta adecuada.

El conocimiento de la dinámica de la vegetación y los efectos de la conversión de la cobertura natural a plantaciones forestales con exóticas en los campos del Río de la Plata aún son escasos (Pillar *et al.*, 2002; Souza *et al.*, 2013; Six *et al.*, 2014). En los sitios con plantaciones forestales, se reportaron 47 especies, un número alto teniendo en cuenta los distintos requerimientos que necesitan durante la etapa de implantación de las plantaciones forestales así como en el manejo realizado en los mismos. De hecho, en este uso presentó una mayor riqueza de especies acumulada que en los sitios bajo régimen de pastoreo intensivo. No existe un consenso acerca de los efectos de las plantaciones forestales sobre los campos. Algunos trabajos han mostrado una disminución en la diversidad de plantas cuando se comparan con ecosistemas naturales (Brockerhoff *et al.*, 2008; Buscardo *et al.*, 2008; Bremer & Farley 2010), mientras otros no han encontrado efectos atribuyéndolo a una “inexplicable heterogeneidad” (Felton *et al.*, 2010).

Bremer & Farley (2010) indican que plantaciones forestales pueden contribuir al establecimiento de la comunidades relativamente diversas cuando son implantadas sobre

suelos degradados más que cuando reemplazan ecosistemas naturales, tales como bosques, arbustales y pradera. Respecto a la composición de especies, las plantaciones forestales tienden a mantener especies generalistas que suelen ocupar el suelo descubierto con gran facilidad (Brockhoff *et al.*, 2008; Buscardo *et al.*, 2008; Bremer & Farley 2010).

En algunos casos en las entrelineas de las plantaciones se observó una importante cobertura vegetal de algunas especies, entre ellas *B. trimera* y *T. officinale* (observación personal). En este sentido, se ha indicado que algunas especies logran alcanzar valores importantes de cobertura, cumpliendo funciones fundamentales en la retención del suelo, en el incremento de su contenido de materia orgánica, en la producción de oxígeno, la depuración de la atmósfera (Del Vitto & Petenatti 2009). Pillar *et al.*, (2002) reportaron que la distribución espacial de especies herbáceas bajo estas condiciones está influenciada por la intensidad de la irradiación solar. Algunas especies de hábito ruderal fueron registradas en este ambiente, tales como *Erechtites hieraciifolius* (L.) Raf. ex DC. y *Porophyllum ruderale* (Jacq.) Cass., especies también registradas por Six *et al.* 2014 y Silva *et al.* 2013.

La conversión de sistemas naturales a distintos sistemas productivos genera efectos adversos en la biodiversidad dado al proceso de mecanización, el uso de herbicidas y fertilizantes (Puricelli *et al.*, 2012). Este tipo de efectos se ve reflejado en la estructura de la comunidad de plantas en los cultivos de soja, *Glycine max* L (Puricelli *et al.*, 2012). El uso del suelo con soja fue el que mostró la menor riqueza de asteráceas, lo que se podría atribuir a los impactos negativos del cultivo de soja antes mencionados.

La utilización de herbicidas en cultivos de soja parece ser un factor importante y algunas veces se refleja de forma negativa en la diversidad de especies (Vitta *et al.*, 2002). Sin embargo, no existe consenso respecto a los efectos de los herbicidas, ya que en algunos trabajos esta diversidad de especies no se ha visto afectada por la utilización de los mismos (e.g. Derksen *et al.*, 1995). Puricelli *et al.*, (2012) registraron 10 especies de asteráceas, donde apenas *C. bonariensis* fue encontrada en ambos trabajos. Por otro lado, De la Fuente *et al.*, (2006) en un estudio de ocho años en cultivos de soja reportaron 17 especies, donde *C. bonariensis*, *C. blakei*, *Solidago chilensis* fueron especies compartidas entre ambos trabajos. Frecuentemente, en los cultivos de soja se encuentran especies generalistas que con gran facilidad ocupan los espacios dejados por la falta de vegetación.

Así como algunas especies nativas han logrado aclimatarse a condiciones de disturbios a distintas intensidades, ciertas especies exóticas han demostrado exhibir resistencia o tolerancia al pastoreo por ganado (Evju *et al.*, 2009). Sin embargo, en este se ha registrado la baja presencia de especies exóticas, también encontrado en trabajos previos para campos pastoreados (Boldrini 1997; Altesor *et al.*, 1998; Altesor *et al.*, 2005; Altesor *et al.*, 2006; Rivas *et al.*, 2014) y para plantaciones forestales con eucaliptos (Souza *et al.*, 2013; Six *et al.*, 2014).

En el análisis de agrupamiento se visualiza la formación de cuatro grupos, donde en cada uno de ellos se identifica una o un conjunto de especies indicadoras. El agrupamiento de sitios con distintos usos del suelo se debe a la similitud en la composición florística entre distintos usos. En función a los usos agrupados, se puede afirmar que tres grupos (A, B, C) configuran un conjunto de especies que responden al pastoreo como principal factor de disturbio, mientras que en el cuarto grupo, (D), las especies parecen responder a actividades que implican alto nivel de disturbio, donde se incluye a los usos: pastoreo intensivo, forestación y soja.

Las especies indicadoras para el grupo A son especies de hábito postrado. Trabajos previos (Millot *et al.*, 1987; Altesor *et al.*, 1998; Rodríguez *et al.*, 2003; Overbeck *et al.*, 2007) ya han reportado que la predominancia de especies que poseen hábito postrado o arrosetadas suele estar asociado a niveles de pastoreo intenso. La especie *C. sarmentosa* ya ha sido identificada como indicadora de sobrepastoreo (Altesor *et al.*, 1998; Rivas *et al.*, 2014). A pesar de que este trabajo está enfocado en una familia en particular que aporta un número importante de especies a la composición florística de los campos, estas parecen responder al pastoreo de forma similar a las gramíneas. Rodríguez *et al.*, (2003) no encontraron tendencias claras en la respuesta de las hierbas al rebrote en el proceso de sucesión bajo pastoreo continuo. Altesor *et al.*, (1998) encontraron relación entre los atributos morfológicos y las estrategias espaciales de colonización de algunas especies dominantes en los campos uruguayos, entre ellas dos especies del género *Chaptalia*. Dicho estudio plantea que la presencia de raíz gruesas permite sobrevivir las condiciones climáticas de la estación cálida, en este periodo desaparecen del suelo y su crecimiento vegetativo activo a través de ramificaciones de la raíz ocurre sólo durante la temporada de frío (Altesor *et al.*, 1998). Las especies nativas que poseen la mayor parte de su biomasa aérea cerca del suelo son capaces de colonizarlos espacios vacíos resultantes de los disturbios.

En el grupo B, las especies indicadoras presentan características similares al grupo A, a excepción de *Aspilia montevidensis* y *Lucilia nitens*. La primera especie posee hábito decumbente. Según Rosengurtt (1979) este hábito de crecimiento se asocia a la falta de aclimatación al pastoreo. En cuanto a las especies de hábito erecto, algunos autores sostienen que por lo general ocurren con alta frecuencia cuando el nivel de pastoreo es bajo (Milchunas *et al.*, 1988). En este grupo se hacen menos visible los impactos generados por el pastoreo como lo reflejado en el grupo A. Éste grupo podría estar mostrando características de un estado de condición intermedia bajo pastoreo.

La especie *Vernonthura nudiflora* es muy común en los campos, siendo la única especie detectora. El hábito de crecimiento erecto de algunas especies es destacado por Milchunas *et al.*, (1988) como una adaptación que les permite tener alta capacidad de competencia por luz, pero que las hace muy vulnerables al pastoreo. La presencia de arbustos y subarbustos tiende a dominar cuando los campos se encuentran bajo exclusión al pastoreo (e.g. Rodríguez *et al.*, 2003), sin embargo no necesariamente la presencia de *V. nudiflora* está indicando tal situación, sino un estado intermedio de condición del campo.

Por último, el grupo D configura un conjunto de usos que podría entenderse de un nivel de alto impacto, generando modificaciones en las propiedades físicas y químicas del suelo (Brockerhoff *et al.*, 2008). Esto se visualiza en la composición florística de éstos sitios cuando se los compara con los demás grupos. En este grupo se registró a *Conyza bonariensis* como especie indicadora. Se trata de una hierba anual, de hábito de crecimiento erecto que logra alturas de más de un metro siendo bastante común en ambientes modificados por el hombre (Cerdeira *et al.*, 2011). Su característica ruderal, así como la fácil dispersión de sus semillas, la convierten en una especie de fácil aclimatación en ambientes perturbados. Ya ha sido reportada como un problema severo, siendo considerada una maleza en los sistemas productivos (Cerdeira *et al.*, 2011; Travlos & Chachalis 2012). Su éxito en ocupar espacios en los sistemas agrícolas, como en soja y forestación con eucaliptus, está asociada a condiciones bióticas y abióticas que permiten su fácil establecimiento (Travlos & Chachalis 2012).

En este trabajo se evidencia que la riqueza de especies de la familia Asteraceae podría responder a los distintos niveles de disturbio en los ambientes donde ocurren. Asimismo deja la posibilidad de explorar aún más la capacidad de ésta familia para responder a factores abióticos y modificaciones antrópicas. A pesar de que la presente

investigación aborda de forma parcial los efectos de la actividad antrópica sobre los campos naturales, se debe tener en cuenta que no todos los rasgos de las especies fueron explorados, pudiendo llevar a interpretaciones erróneas. Considerando que Asteraceae constituye uno de los grupos que más aporta a las denominadas malezas de campo natural, nuestros resultados aportan información de base de gran utilidad para la elaboración de planes de manejo con fines a la conservación y la producción sostenible del campo natural.

CONCLUSIONES

En general, las asteráceas responden de forma diferente los impactos causados por las actividades humanas por lo que parecen ser más sensibles a niveles de impactos donde ocurren modificaciones en los componentes bióticos y abióticos del ambiente. Sin embargo estos componentes también pueden estar cumpliendo un rol asesor a estos cambios en la florística.

Este trabajo reporta la composición florística de la familia Asteraceae asociada a distintos usos del suelo ampliamente extendidos en nuestra región. La composición florística en los distintos usos presentó diferencias, siendo el campo con ganadería extensiva (07-1UA/ha) el que exhibió mayor riqueza. En contraste, los cultivos de soja fueron el uso de suelo que presentó menor riqueza de especies lo que se refleja como resultado del manejo realizado en ellos.

Los grupos de especies indicadoras mostraron respuestas a los disturbios de forma diferente, siendo que en general los usos vinculados al pastoreo mostraron especies de hábito postrado y arrosetada de manera similar a las gramíneas.

La especie indicadora para los usos de forestación y cultivo de soja, es una pionera (i.e. *C. bonariensis*), conocida por su fácil adaptación a los ambientes modificados mostrando diferentes ajustes de acuerdo a las características bióticas y abióticas del sistema.

La identificación de especies indicadoras parece resultar útil en el momento de caracterizar el estado y condición actual de los ecosistemas y agroecosistemas, lo que implica pensar en estrategias un poco más prácticas para el manejo de estos ambientes.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Altesor, A., E. Di Landro, H. May, & E. Ezcurra. 1998. Long-term species change in a Uruguayan grassland. *Journal of Vegetation Science* 9:173-180.
- Altesor, A., M. Oesterheld, E. Leoni, F. Lezama, & C. Rodriguez. 2005. Effect of grazing on community structure and productivity of Uruguayan grassland. *Plant Ecology* 179:83-91.
- Altesor, A., G. Piñeiro, F. Lezama, R. B. Jackson, M. Sarasola, & J. M. Paruelo. 2006. Ecosystem changes associated with grazing in subhumid South American grassland. *Journal of Vegetation Science* 17:323-332.
- Baeza, S., J. Paruelo, & A. Altesor. 2006. Caracterización funcional de la vegetación del Uruguay mediante el uso de sensores remotos. *Interciencia* 31:382-388.
- Baeza, S., J. Paruelo, & W. Ayala. 2011. Eficiencia en el uso de la radiación y productividad primaria en recursos forrajeros del este de Uruguay. *Agrociencia* 15:48-59.
- Banks, J. E., J. D. Stark, R. I. Vargas, & A. S. Ackleh. 2014. Deconstructing the surrogate species concept a life history approach to the protection of ecosystem services. *Ecological Applications*.
- Bemhaja, M. 2005. Composición y productividad de comunidades de campo natural sobre suelos de areniscas de Tacuarembó. 85-91pp. En: D. Risso, W. Ayala, R. Bermúdez & E. Berreta (Ed). *Seminario de Actualización Técnica en Manejo de Campo Natural*. INIA, Montevideo, Uruguay.
- Bilenca, D. N., & F. O. Miñarro. 2004. Identificación de áreas valiosas de pastizal en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. *Fundación Vida Silvestre Argentina*, Buenos Aires.
- Boldrini, I. I. 1997. Campos do Rio Grande do Sul: caracterização fisionômica e problemática ocupacional. *Boletim do Instituto de Biociências* 56:1-39.
- Boldrini, I. I. 2009. A flora dos Campos do Rio Grande do Sul. Pages 63-67 in V. D. P. Pillar, S. C. Müller, Z. M. d. S. Castilhos, & A. V. Á. Jacques, editors. *Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade*. MMA, Brasilia.
- Bremer, K. 1994. *Asteraceae, Cladistics & Classifications*. Timber Press, Portland, Oregon.
- Bremer, L. L., & K. A. Farley. 2010. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodiversity and Conservation* 19:3893-3915.
- Brockhoff, E. G., H. Jactel, J. A. Parrotta, C. P. Quine, & J. Sayer. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity Conservation* 17:925-951.
- Buscardo, E., G. Smith, D. Kelly, H. Freitas, S. Iremonger, J. G. F. Mitchell, S. O'Donoghue, & A. McKee. 2008. The early effects of afforestation on biodiversity of grasslands in Ireland. *Biodiversity and Conservation* 17 1057-1072.
- Cabrera, A. L. 1974. Compuestas. Pages 512-525 in A. Burkart, editor. *Flora Ilustrada de Entre Ríos (Argentina)*. INTA, Buenos Aires.
- Cabrera, A. L., J. V. Crisci, G. Delucchi, S. E. Freire, D. A. Giuliano, L. Iharlegui, L. Katinas, A. A. Sáenz, G. Sancho, & E. Urtubey. 2000. *Catálogo ilustrado de las compuestas (=Asteraceae) de la provincia de Buenos Aires, Argentina: Sistemática, Ecología y Usos*. CONICET, Buenos Aires.

- Caporal, F. J. M., & I. I. Boldrini. 2007. Florística e fitossociologia de um campo manejado na Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Biociências* 5:37-44.
- Caro, T. M., & G. O'Doherty. 1999. On the Use of Surrogate Species in Conservation Biology. *Conservation Biology* 13:805-814.
- Castaño, J. P., A. Giménez, M. Ceroni, J. Furest, & R. Aunchayna. 2011. Caracterización agroclimática del Uruguay 1980-2009. 40pp. En: INIA (Ed), Montevideo, Uruguay.
- Cerdeira, A., D. L. P. Gazziero, S. Duke, & M. Matallo. 2011. Agricultural Impacts of Glyphosate-Resistant Soybean Cultivation in South America. *Journal of Agricultural Food and Chemistry* 59:799-807.
- Cingolani, A. M., I. Noy-Meir, D. D. Renison, & M. Cabido. 2008. La ganadería extensiva, ¿es compatible con la conservación de la biodiversidad y de los suelos? *Ecología Austral* 18:253-271.
- Colwell, R. K. 2006. EstimateS 8.2: statistical estimation of species richness and shared species from samples.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.
- Cordeiro, J. L. P., & H. Hasenack. 2009. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul Pages 285-299 in V. D. Pillar, S. C. Müller, Z. M. S. Castilhos, & A. V. A. Jacques, editors. *Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade* Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Chapin, F. S. I., B. H. Walker, R. J. Hobbs, D. U. Hooper, J. H. Lawton, O. E. Sala, & D. Tilman. 1997. Biotic control over the functioning of ecosystems. *Science* 277:500-504.
- Daily, G. C. 1997. Introduction: What are ecosystem services? 1-10pp. Daily (Ed). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, D.C.
- De la Fuente, E. B., S. A. Suárez, & C. M. Ghersa. 2006. Soybean weed community composition and richness between 1995 and 2003 in the Rolling Pampas (Argentina). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 115 229-236.
- Del Puerto, O. 1987. Hierbas del Uruguay.
- Del Vitto, L. A., & E. M. Petenatti. 2009. Asteráceas de importancia económica y ambiental. Primera parte. Sinopsis morfológica y taxonómica, importancia ecológica y plantas de interés industrial. *Multequina* 18:87-115.
- Derksen, D. A., A. G. Thomas, G. P. Lafond, H. A. Loeppky, & C. J. Swanton. 1995. Impact of post-emergence herbicides on weed community diversity within conservation-tillage systems. *Weed Resistance* 35:311-320.
- Díaz, S., I. Noy-Meir, & M. Cabido. 2001. Can grazing response of herbaceous plants be predicted from simple vegetative traits? *Journal of Applied Ecology* 38:497-508.
- DIEA. 2011. Censo General Agropecuario 2011. Dirección de Censos y Encuestas, Montevideo.
- Dufrene, M., & P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67:345-366.
- Evju, M., G. Austrheim, R. Halvorsen, & A. Myrsterud. 2009. Grazing responses in herbs in relation to herbivore selectivity and plant traits in an alpine ecosystem. *Oecologia* 161:77-85.

- Felton, A., E. Knight, J. Wood, C. Zammit, & D. Lindenmayer. 2010. A meta-analysis of fauna and flora species richness and abundance in plantations and pasture lands. *Biological Conservation* 143:545-554.
- Fidalgo, O., & V. L. R. Bononi. 1989. Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico. Instituto de Botânica. Série Documentos, São Paulo.
- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, S. F. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty, & P. K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. *Science* 570:570-574.
- Freitas, E. M., R. Trevisan, A. Schneider, & I. I. Boldrini. 2010. Floristic diversity in areas of sandy soil grasslands in Southwestern Rio Grande do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Biociências* 8:112-130.
- Funk, V. A., A. Susanna, T. Stuessy, & R. Bayer. 2009. Systematics, evolution, and biogeography of the Compositae. IAPT, Vienna.
- Gautreau, P. 2014. Forestación, territorio y ambiente. 25 años de silvicultura transnacional en Uruguay, Brasil y Argentina. Ediciones Trilce, Montevideo, Uruguay.
- Guido, A., R. Diaz Varela, P. Baldassini, & J. Paruelo. 2014. Spatial and Temporal Variability in Aboveground Net Primary Production of Uruguayan Grasslands. *Rangeland Ecology and Management* 67:30-38.
- Hammer, Ø., D. A. T. Harper, & P. D. Ryan. 2001. PAST: Palaeontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontological Electronica* 4:1-9.
- Hasenack, H., E. Weber, I. I. Boldrini, & R. Trevisan. 2010. Mapa de sistemas ecológicos da Ecorregión das Savanas Uruguaias em escala 1: 500.000 ou superior e relatório técnico descrevendo insumos utilizados e metodologia de elaboração do mapa de sistemas ecológicos. The Nature Conservancy.
- Havstad, K. M., D. P. C. Petersa, R. Skaggsb, J. Brownc, B. Bestelmeyera, E. Fredricksona, J. Herricka, & J. Wrightd. 2007. Ecological services to and from rangelands of the United States. *Ecological Economics* 64:261-268.
- Heidenreich, B. 2009. What are global temperate grasslands worth?: A case for their protection : A review of current research on their Total Economic Value. Temperate Grassland Conservation Initiative, Vancouver.
- Houghton, J. T., Y. Ding, D. J. Griggs, M. Nogueira, P. J. Van der Linden, D. X, K. Maskell, & C. A. Johnson. 2001. Climate change 2001: the scientific basis. Contribution of working group I to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Isasi-Catalá, E. 2011. Los conceptos de especies indicadoras, paraguas, banderas y claves: su uso y abuso en ecología de la conservación. *Interciencia* 36:31-36.
- Kottek, M., J. Grieser, C. Beck, B. Rudolf, & F. Rubel. 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15:259-263.
- Lavorel, S., S. McIntyre, J. Landsberg, & T. D. A. Forbes. 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *TREE* 12:474-478.
- Lezama, F., S. Baeza, A. Altesor, A. Cesa, J. E. Chaneton, & J. M. Paruelo. 2014. Variation of grazing-induced vegetation changes across a large-scale productivity gradient. *Journal of Vegetation Science* 25:8-21.
- Lombardo, A. 1984. Flora Montevidensis, Montevideo.
- Magurran, E. 2004. Measuring the biological diversity. Blackwell Science, Oxford, UK.

- Martinelli, G., & M. A. Moraes. 2013. Livro vermelho da flora do Brasil. Centro Nacional de Conservação da Flora, Rio de Janeiro.
- Martino, D. 2004. Conservación de praderas en el cono sur: Valoración de las áreas protegidas existentes Ecosistemas 12:114-123.
- Matteucci, S., & A. Colma. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaría General de la Organización de Estados Americanos, Washington D.C.
- McCune, B., & M. J. Mefford. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. Gleneden Beach, Oregon, USA.
- McGeoch, M. A., B. J. van Rensburg, & A. Botes. 2002. The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. *Journal of Applied Ecology* 39:661-672.
- McGill, B. J., B. Enquist, E. Weiher, & M. Westoby. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology Evolution* 22:178-185.
- 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. *American Naturalist* 132:87-106.
- Millot, J. C., D. Risso, & R. Methol. 1987. Relevamiento de pasturas naturales y mejoramientos extensivos en áreas ganaderas del Uruguay. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, Montevideo.
- Nabinger, C. 2006. Manejo e produtividade das pastagens nativas do subtropico brasileiro. Pages 25-76 in M. Dall'Agnol, C. Nabinger, & L. M. Rosa, editors. I Simpósio de Forrageiras e Pastagens, ULBRA, Canoas.
- Noss, R. F. 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management* 115.
- Overbeck, G. E., S. C. Müller, A. Fidelis, J. Pfadenhauer, V. D. Pillar, C. C. Blanco, I. I. Boldrini, R. Both, & E. D. Forneck. 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9:101-116.
- Paruelo, J. M., J. P. Guerschman, G. Piñeiro, E. G. Jobbágy, S. R. Verón, G. Baldi, & S. Baeza. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: Marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia* 10:47-61.
- Pillar, V. D. P., I. I. Boldrini, & O. Lange. 2002. Padrões de distribuição espacial de comunidades campestres sob plantio de eucalipto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 37:753-761.
- Puricelli, E., D. Faccini, L. Nisensohn, & D. Tuesca. 2012. Weed cover, frequency and diversity in field plots and edges in the soybean central region of Argentina. *Agricultural Sciences* 3:631-639.
- Ritter, M. R., & L. R. M. Baptista. 2005. Levantamento florístico da família Asteraceae na "Casa de Pedra" e áreas adjacentes, Bagé, Rio Grande do Sul. *Iheringia: Série Botânica* 60:5-10.
- Rivas, M., M. Jaurena, L. Gutiérrez, & R. L. Barbieri. 2014. Diversidad vegetal del campo natural de *Butia odorata* (Barb. Rodr.) Nobslick en Uruguay. *Agrociencia* 18 14-27.
- Rodríguez, C., E. Leoni, F. Lezama, & A. Altesor. 2003. Temporal trends in species composition and plant traits in natural grasslands of Uruguay. *Journal of Vegetation Science* 14:433-440.
- Rosengurtt, B. 1943. Estudios sobre praderas naturales del Uruguay: la estructura y el pastoreo de las praderas de la región de Palleros, flora de Palleros. Barreiro y Ramos, Montevideo.

- Rosengurtt, B. 1944. Las formaciones Campestres y Herbáceas del Uruguay. Agros, Montevideo.
- Rosengurtt, B. 1979. Tablas de comportamiento de las especies de campos naturales en el Uruguay. División Publicaciones y Ediciones de la Universidad de la República, Montevideo.
- Sala, O. E., F. S. Chapin III, J. J. Armesto, R. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. L. Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker, & D. H. Wall. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770-1774.
- Sala, O. E., M. Oesterheld, R. J. C. Leon, & A. Soriano. 1986. Grazing effects upon plant community structure in subhumid grasslands of Argentina. *Vegetatio* 67 27-32.
- SEMA. 2014. Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.
- Sganga, J. C. 1994. Caracterización de la vegetación del Uruguay. Pages 5-14 *in* MGAP, editor. Contribución de los estudios edafológicos al conocimiento de la vegetación en la República Oriental del Uruguay, Montevideo, Uruguay.
- Six, L. J., J. D. Bakker, & R. E. Bilby. 2014. Vegetation dynamics in a novel ecosystem: agroforestry effects on grassland vegetation in Uruguay. *Ecosphere* 5:74.
- Soriano, A. 1991. Rio De Plata Grasslands. Pages 367-408 *Ecosystems of the World: Natural Grasslands*. Elsevier, Amsterdam. Van Auken y Bush.
- Soutullo, A., C. Clavijo, & J. A. Martínez-Lanfranco. 2013. Especies prioritarias para la conservación en Uruguay. Vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares. SNAP/DINAMA/MVOTMA y DICYT/MEC, Montevideo.
- Souza, A. F., N. P. Ramos, M. A. Pizo, I. Hübel, & L. O. Crossetti. 2013. Afforestation effects on vegetation structure and diversity of grasslands in southern Brazil: The first years. *Journal for Nature Conservation* 21:56-62.
- Suding, K. N., S. Lavorel, F. S. Chapin III, J. H. C. Cornelissen, S. Díaz, E. Garnier, D. Goldberg, D. U. Hooper, S. T. Jackson, & M. L. Navas. 2008. Scaling environmental change through the community-level: a trait-based response-and-effect framework for plants. *Global Change Biology* 14:1125-1140.
- Travlos, I. S., & D. Chachalis. 2012. Relative competitiveness of glyphosate-resistant and glyphosate-susceptible populations of hairy fleabane (*Conyza bonariensis* L.). *Journal of Pest Science* 86:345-351.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco, & J. M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystem. *Science* 277:494-499.
- Vitta, J. I., D. H. Tuesca, E. Puricelli, L. Nisensohn, & D. Faccini. 2002. El empleo de la información ecológica en el manejo de malezas. *Ecología Austral* 12:83-87.
- Zuloaga, F. O., O. Morrone, M. J. Belgrano, C. Marticorena, & M. E. 2008. Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur (Argentina, Sur de Brasil, Chile, Paraguay y Uruguay).