

El banco de semillas es insuficiente para recuperar pastizales degradados



Lic. Pedro Pañella

Maestría en Ciencias Agrarias – Opción Ciencias Vegetales

Orientadores: Dr. Felipe Lezama y Dra. Anaclara Guido

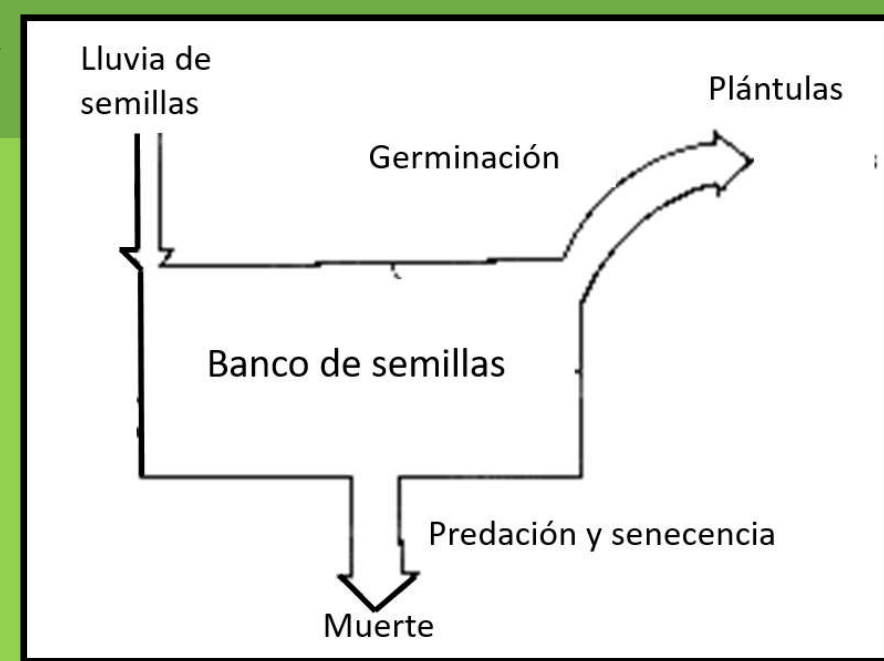
Introducción



- Pastizales son unos de los ecosistemas más diversos del mundo (Wilson et al., 2012).
- Cambio en el uso del suelo y degradación como principales causas de pérdida de la diversidad (Vitousek et al., 1996, Sala et al., 2000), pone en riesgo provisión de servicios ecosistémicos (Loreau et al., 2001, Weigelt et al., 2009).
- Surge la necesidad de llevar pastizales transformados o degradados a un estado similar al pastizal natural.
- Restauración: proceso de asistir la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SER, 2004). Posibilidad de restaurar por medio del banco de semillas.

Banco de Semillas

- Es la reserva de semillas viables presentes en el suelo, en profundidad y sobre su superficie (Roberts, 1981).
- Banco permanente importante para determinar la vegetación futura (Thompson & Grime, 1979; Roberts, 1981).



Impacto enriquecimiento en nutrientes sobre banco de semillas (efectos concatenados):

- Quiebre de dormancias y cambio en las tasas de germinación (Ochoa-Hueso & Manrique, 2010).
- Pérdida de especies y cambio de composición (Weigelt et al., 2009, Ceulemans et al., 2011, Ceulemans et al., 2013, Avolio et al., 2014, Harpole et al., 2016) actúan sobre el banco (Ma et al., 2014).
- Aumento de especies invasoras (Huenneke et al., 1990, Foster & Gross, 1998, Alpert et al., 2000, Davis et al., 2000, Fridley et al., 2007) que impactarán en el banco (Gioria et al., 2012).

Antecedentes regionales y locales han estudiado:

- Efecto del pastoreo (Mayor et al., 2003, Haretche & Rodríguez, 2006, Loydi et al., 2012)
- Efecto del fuego (e.g. Overbeck et al., 2006, Lipoma et al., 2017, Cuello, 2019)
- Efecto de la agricultura (D'Angela et al., 1988, Vieira et al., 2015)
- Efecto de la invasoras (Machado et al., 2013, Dantas-Junior et al., 2018)

Conclusiones generales:

- Vegetación en pastizales pastoreados no coinciden con lo encontrado en el banco de semillas en composición o abundancia. Mayor semejanza en sitios más degradados.
- El banco de semillas local parecería ser insuficiente para recuperar las áreas degradadas.
- Los trabajos con invasoras se concentran en el Cerrado de Brasil, enfocado en *Urochloa decumbens*.
- Existe una falta de conocimiento en los efectos de los pastizales degradados, dominados por especies invasoras (en particular *Cynodon dactylon*) sobre el banco de semillas.

Pastizales de Uruguay

- Proceso de intensificación reflejado en el cambio en el uso del suelo, o la degradación por el aumento de la carga animal y/o uso creciente de insumos sobre el sistema (Díaz et al., 2008, Modernel et al., 2016).
- Mejoramientos extensivos y sus posibles efectos (Cáceres, 2019).
Estado de pastizal invadido (Jaurena et al., 2016):

Sitios enriquecidos en P, de baja diversidad, con pocas especies nativas, caracterizados principalmente por la dominancia de las gramíneas exóticas:

- *Cynodon dactylon*
 - Originaria del viejo mundo (Rosengurtt et al., 1970).
 - Una de las principales especies invasoras a nivel mundial (Holm et al., 1991), así como a nivel país (Bresciano et al., 2014).
 - Gramínea perenne estival postrada, poco apetecido y de baja productividad (Rosengurtt et al., 1970).
 - No conocemos su persistencia en el banco de semillas.
- *Lolium multiflorum*
 - Originaria del viejo mundo (Rosengurtt et al., 1970).
 - Gramínea anual invernal erecta, apetecido y productivo, comúnmente sembrada como especie forrajera (Rosengurtt et al., 1970).



Hipótesis

A largo plazo, las prácticas de mejoramiento extensivo conducen al pastizal a un estado degradado estático.

El reservorio de especies en el banco de semillas del suelo es insuficiente para retornar este pastizal a su condición de referencia.

Objetivo

Analizar la condición de pastizal invadido (Jaurena et al., 2016) y su posibilidad de restauración, por medio de su banco de semillas.

Objetivo específico 1: Documentar la condición y el cambio en la vegetación establecida en el período 2009-2019, y el efecto de los tratamientos sobre la diversidad en 2019.

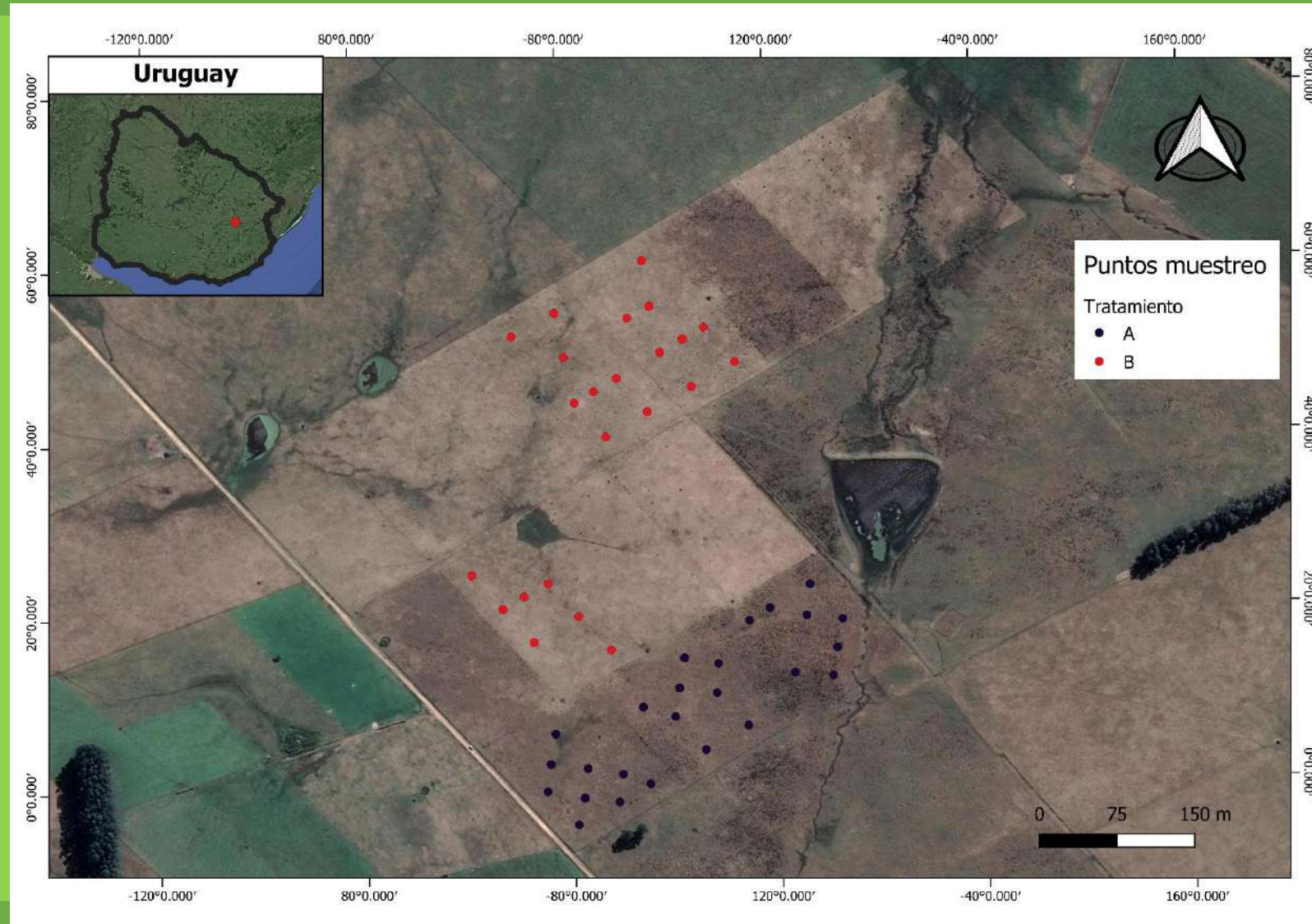
Objetivo específico 2: Evidenciar mecanismos que sostienen el nuevo estado sobre la vegetación establecida en 2019.

Objetivo específico 3: Estudiar los efectos de los mejoramientos sobre el banco de semillas, y posibilidades de restauración por medio de este.

Materiales y métodos

Sitio de estudio

- Palo a Pique, Treinta y Tres.
- Diseño en 3 bloques, con 3 tratamientos, cada uno en potreros de 2 ha: Campo Natural (A) y mejoramiento con *Trifolium repens* cv Zapican y *Lotus corniculatus* cv. San Gabriel, con 13.1 kg P/ha.año (B) y 26.2 kg P/ha.año (C), durante los últimos 23 años, expuestos a un pastoreo moderado.



Muestreo florístico:

- 6 cuadros de 1 m² por potrero, coincidentes con los muestreados en 2009.
- Determinación de todas las especies presentes, y asignación de valores de cobertura-abundancia.
- Comparación con los datos de 2009.



Asclepias mellodora



Panicum bergii var *bergii*

Banco de semillas:

- Únicamente tratamiento A y B.
- 8 muestras (coincidentes con puntos de muestreo en 2009), cada una compuesta de 3 submuestras
- 5 cm de profundidad, 377 cm³ de tierra
- Estimación de semillas por medio de método de emergencia (Thompson & Grime 1979).
- Tamizado y esparcido sobre bandejas, a una altura promedio de 3 cm.
- Puesta a germinar en invernáculo.
- Conteo de emergencias.
- Identificación de especies.





Senecio madagascariensis

Paspalum notatum

Cynodon dactylon

Análisis de datos

Objetivo 1:

- Comparación por ANOVA o PERMANOVA entre 2009 y 2019 de riqueza y composición de vegetación establecida entre tratamientos por año, y de los mismos tratamientos entre años.
- Ordenación con nMDS de composición entre tratamientos, con posterior comparación de trayectorias de potreros por medio de ANOVA.
- Comparación por ANOVA de diversidad β de 2019 (Legendre & Cáceres, 2013).

Objetivo 2:

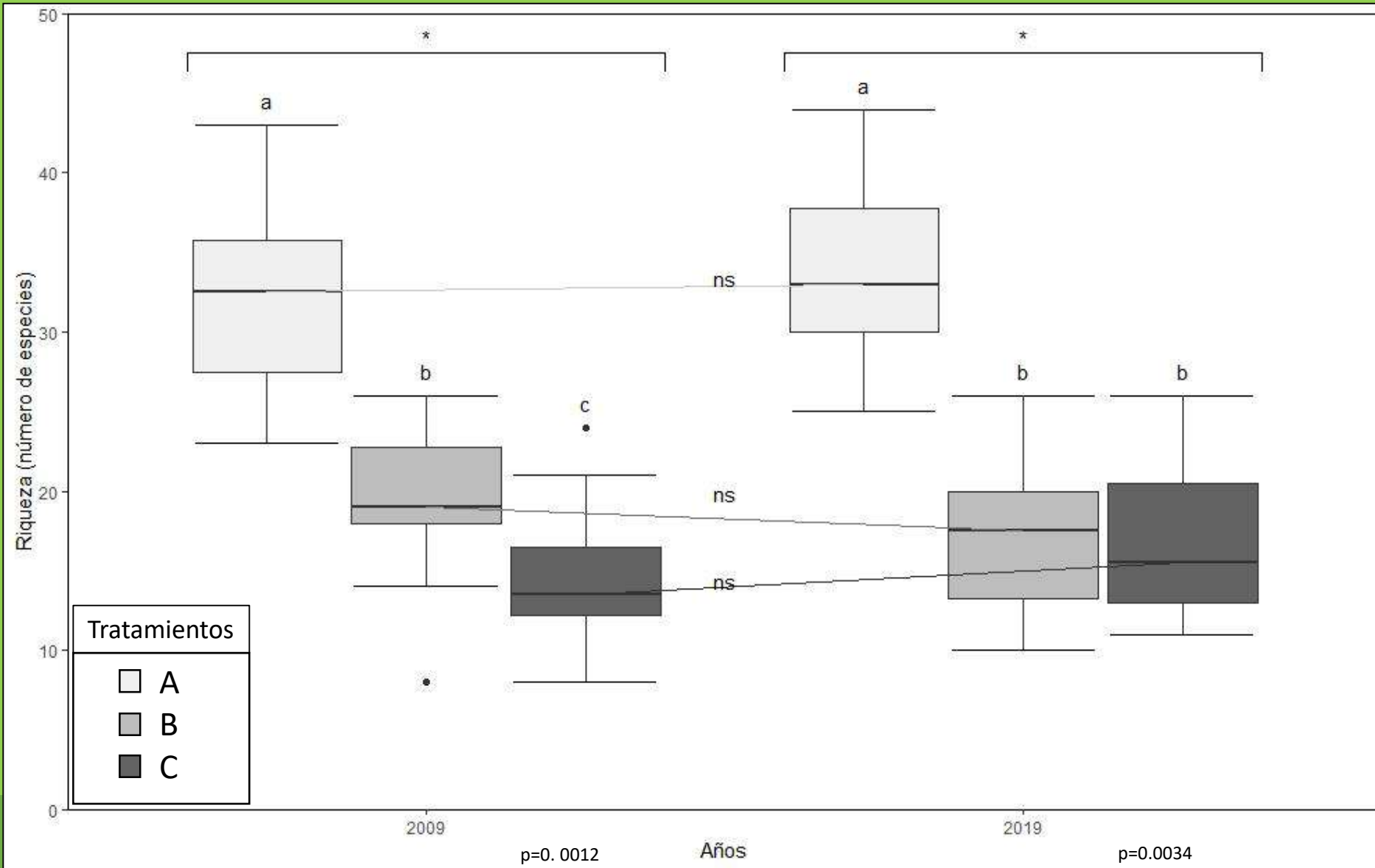
- GLMM que evidencie la relación entre la riqueza con la cobertura de *Cynodon dactylon*.

Objetivo 3:

- Comparación por ANOVA o PERMANOVA de:
 - Riqueza y composición del banco de semillas entre tratamientos.
 - Riqueza y abundancia de especies nativas o exóticas, monocotiledóneas o dicotiledóneas.
 - Índice de Sørensen comparando la vegetación establecida con el banco de semillas bajo diversos tratamientos.
- Ordenación con nMDS de composición entre tratamientos

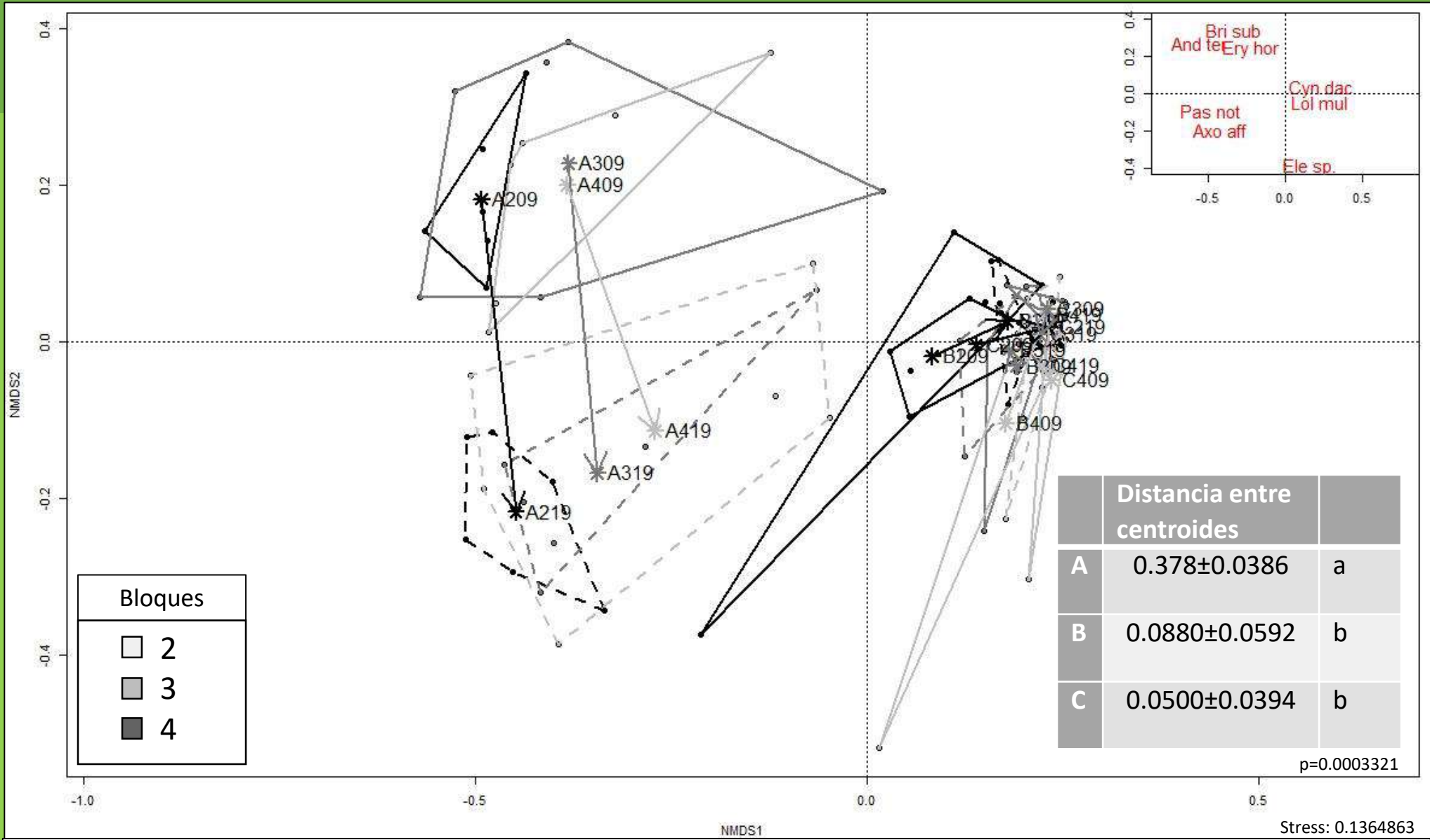
Resultados y discusión

Objetivo específico 1



Riqueza total registrada: 162 especies - 2009:132 especies // 2019:120 especies.

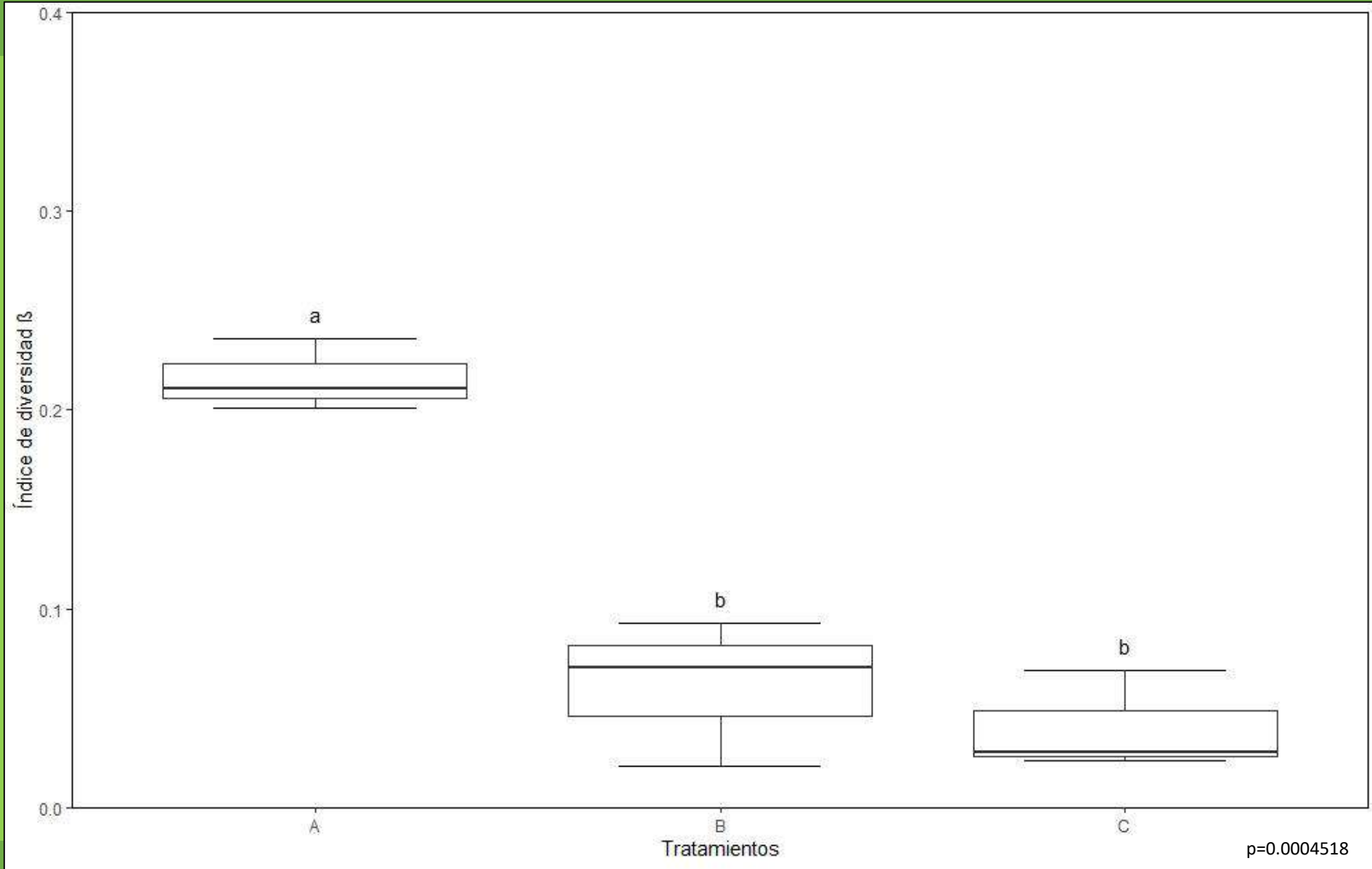
-> Los mejoramientos tuvieron y tienen una menor riqueza que el campo natural, sin observarse cambios entre fechas para ninguno de los sistemas.



Composición distinta por tratamiento para ambos años ($p > 0.001$) y distinta para A y B entre años ($p = 0,001$ y $p = 0,002$), no distinta para C ($p = 0,061$).

->El campo natural parece ser un sistema rico en especies y dinámico en su composición, mientras que los mejoramientos presentan una baja riqueza y baja dinámica temporal

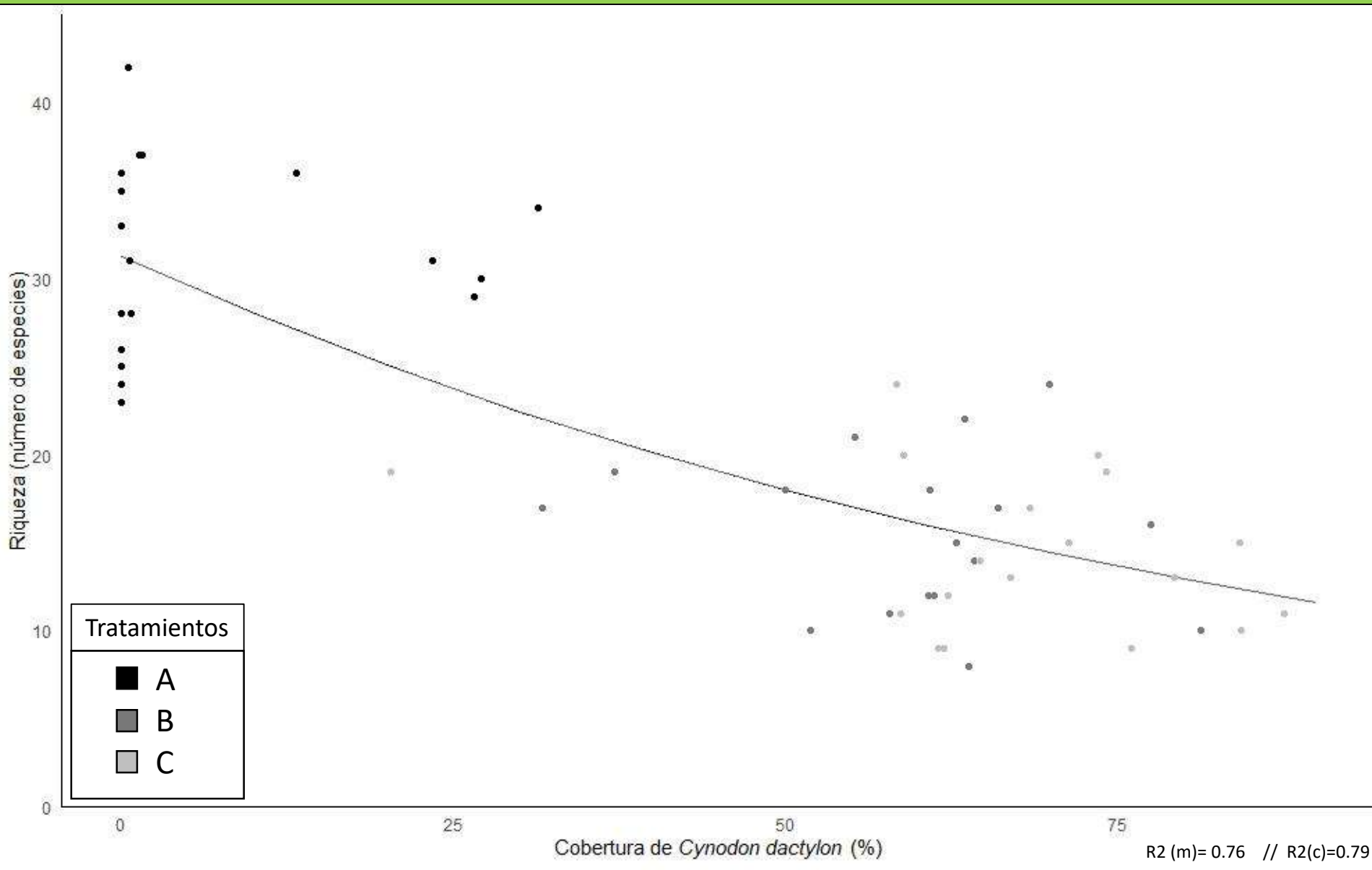
Los puntos simbolizan parcelas de muestreo, los asteriscos los centroides de los diversos potreros. Las flechas representan la trayectoria de cada potrero de un año al otro. Línea continua: 2009, línea punteada: 2019. Arriba a la derecha se incluyen las 8 especies que mostraban una mayor correspondencia con cada eje.



->El campo natural tiene una mayor diversidad β que los mejoramientos, implicando una mayor heterogeneidad espacial en la distribución de las especies.



Objetivo específico 2



Riqueza $\sim p(\lambda_i)$

$E(\text{Riqueza } i) = \lambda_i$ y $\text{var}(\text{Riqueza } i) = \lambda_i$

$\log(\lambda_i) = 3.44193 - 0.01103 \times \text{Cyndaci}$

o $\lambda_i = e^{3.44193 - 0.01103 \times \text{Cyndaci}}$

-> La cobertura de la especie invasora *Cynodon dactylon* parecería sostener el estado de pastizal invadido, disminuyendo la riqueza al aumentar su abundancia. Esto se encontraba sugerido en el trabajo de Jaurena et al. (2016).

Objetivo específico 3

	A	B	p-valor
Riqueza vegetación establecida (nº especies)	32.4 ± 5.24	16.3 ± 4.59	0.003*
Riqueza banco de semillas (nº de especies)	12.1 ± 3.35	13.2 ± 4.20	0.3839
Densidad de semillas (semillas/m ²)	9416 ± 8871	10124 ± 7286	0.427

-> La riqueza y densidad de ambos bancos no se diferencian, distinto a la vegetación establecida.



Dichantelium sabulorum



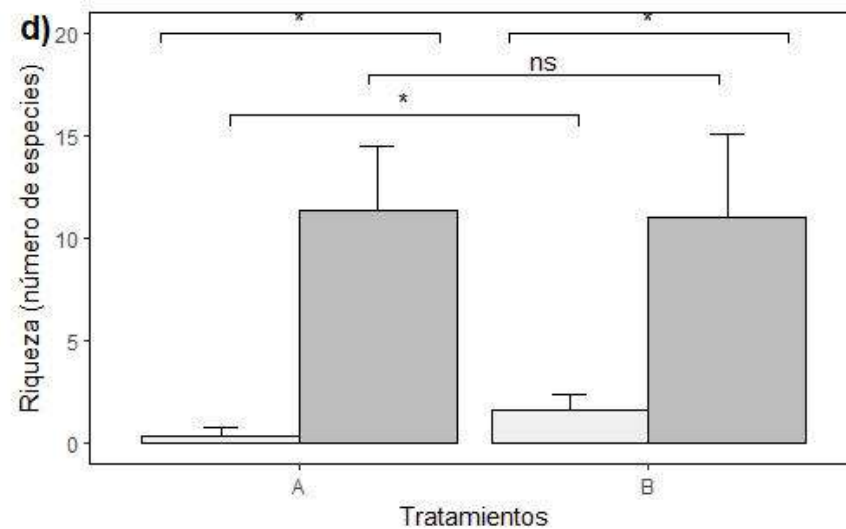
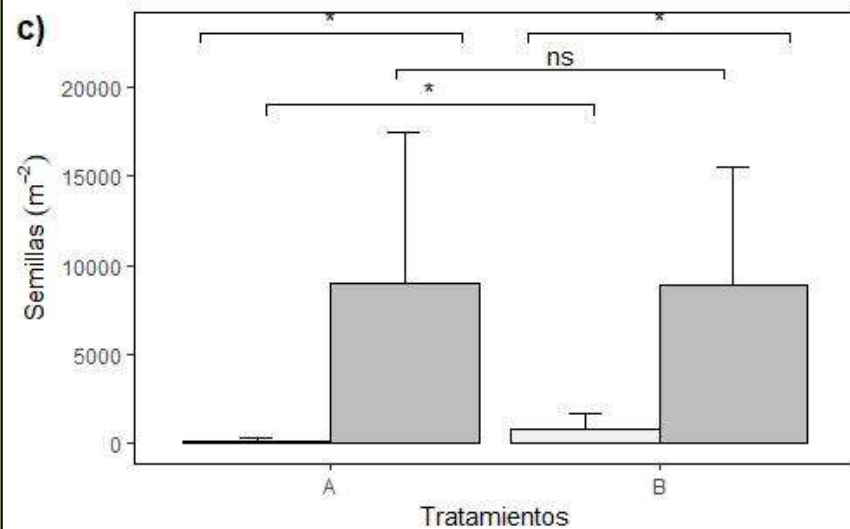
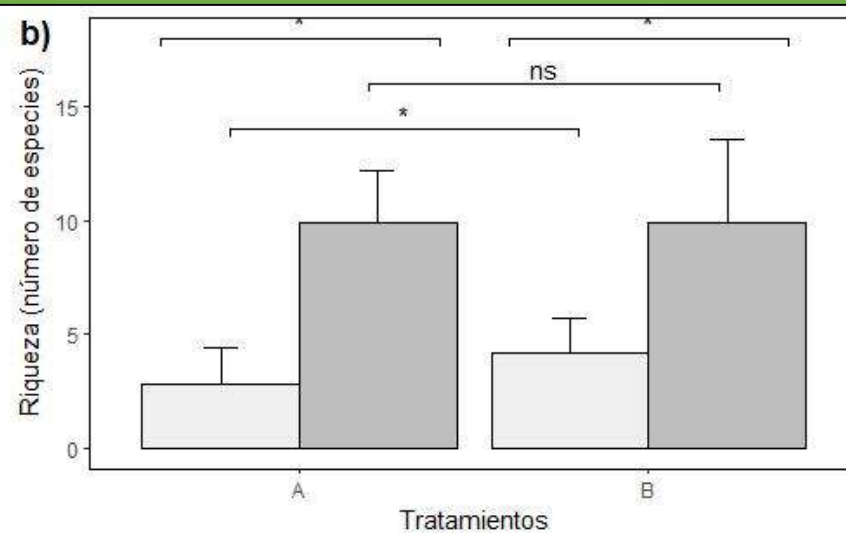
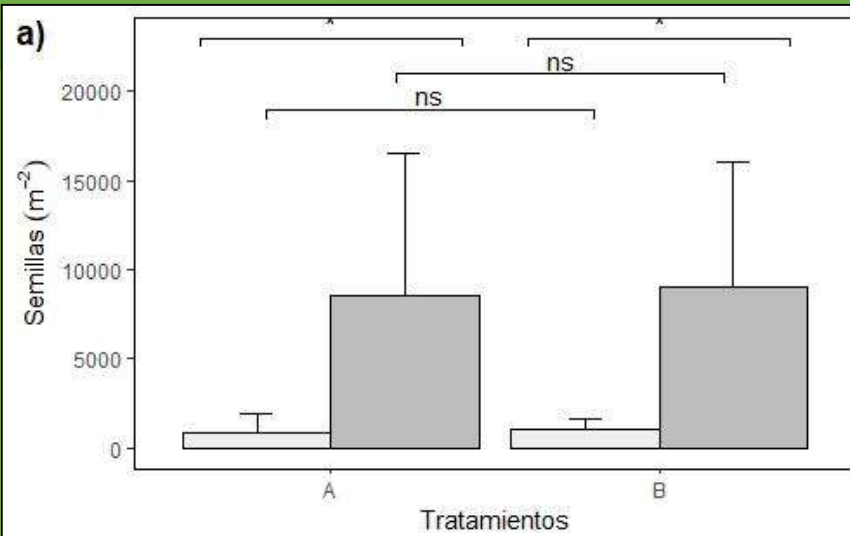
Mecardonia tenella



Steinchisma hians

Emergencias totales registradas: 3536. A) 1704 // B) 1832 -> 155 emergencias sin identificar

Riqueza total registrada: 61 especies A) 47 // B) 53
53 morfotipos llevados al nivel de género, especie o familia // 8 morfotipos distintos no identificados.



a) En gris claro dicotiledóneas. En gris oscuro monocotiledóneas. p-valores- intra: A) 1.38e-08; B) 0.0286// Inter: dico) 0.0554; mono) 0.604.

b) En gris claro dicotiledóneas. En gris oscuro monocotiledóneas. p-valores- Intra: A) 0.00178; B) 0.00565 // Inter: dico) 0.0036; mono) 0.704.

c) En gris claro exóticas. En gris oscuro nativas. p-valores- intra: A) 0.00344; B) 4.06e-09 // Inter: exo) 6.34e-10; nat) 0.892.

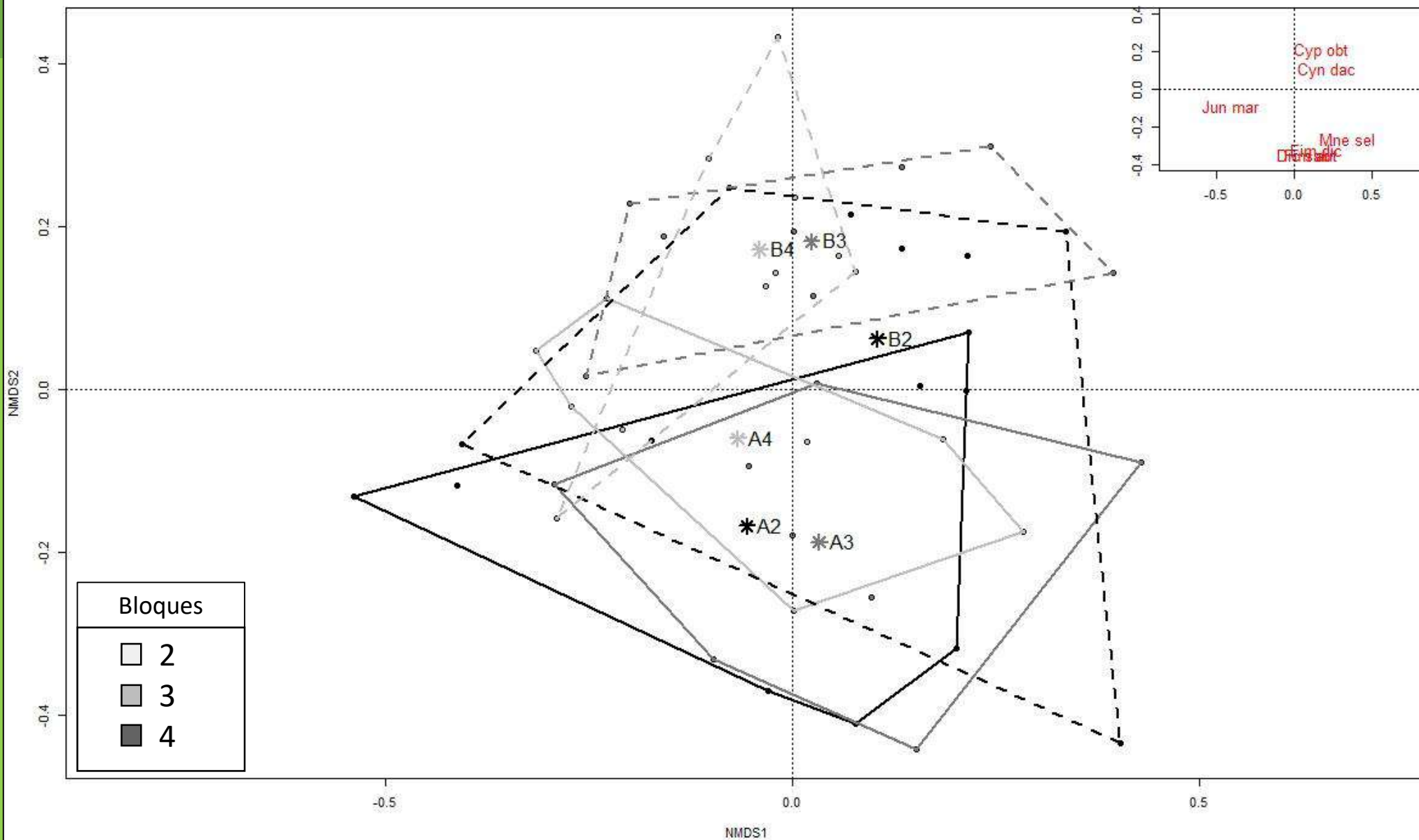
d) En gris claro exóticas. En gris oscuro nativas. p-valores- Intra: A) 0.00255; B) 0.00625// Inter: exo) 1.08e-09; nat) 0.571.

-> El banco de semillas presentó un mayor número de monocotiledóneas que dicotiledóneas, algo contrario a otros estudios del país (Haretche & Rodríguez, 2006; Cuello et al., 2019).

-> La riqueza y abundancia de especies exóticas fue mayor en los mejoramientos. La abundancia pasó de un $\sim 0,9\%$ a un $\sim 8\%$ del total de las semillas presentes.



Senecio madagascariensis

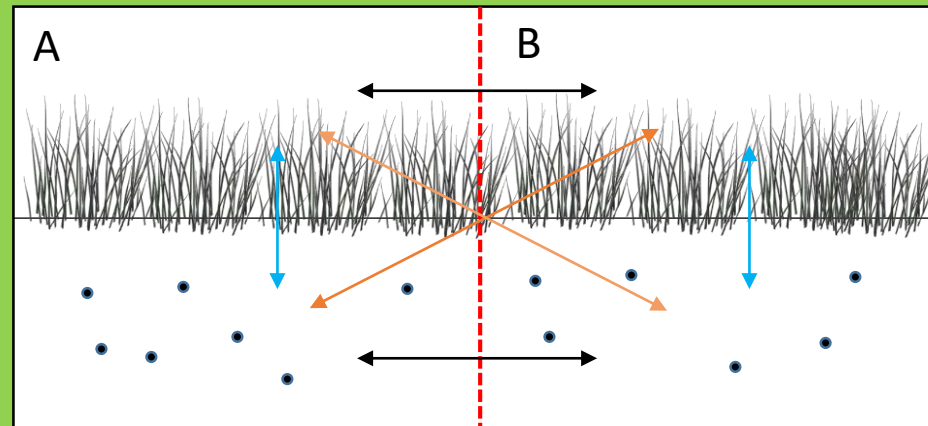


Existen diferencias significativas en la composición botánica entre tratamientos ($p=0.001$). Paralelamente, existen diferencias significativas en la posición de los centroides para el eje 2 del nMDS ($p=0.00278$).

-> Se puede discriminar entre ambos bancos de semillas, aunque estos son bastante similares.

Los puntos simbolizan parcelas de muestreo, los asteriscos los centroides de los diversos potreros. Línea continua: tratamiento A, línea punteada: tratamiento B.

Índice de Sørensen	Valor	p-valor
A-B vegetación establecida	0.488 ± 0.054	0.033*
A-B banco de semillas	0.684 ± 0.092	
A establecida - A banco	0.346 ± 0.023	0.881
B establecida - B banco	0.354 ± 0.086	
A establecida - B banco	0.341 ± 0.01	0.143
A banco - B establecida	0.298 ± 0.031	



Vegetación establecida

Banco de semillas

- > Los banco de semillas de ambos sitios difieren menos entre sí que su vegetación establecida.
- > Los bancos de semillas se diferencian notablemente de la vegetación establecida de ambos sitios.
- > El banco de semillas del mejoramiento no se asemeja demasiado a la vegetación establecida en el campo natural.



Eustachys bahiensis



Dichondra sericea



Verbena montevidensis



Fimbristylis autumnalis

Conclusiones

- > Se evidenció una degradación de los mejoramientos con respecto al campo natural, con comunidades menos ricas en especies, con una menor dinámica temporal y una menor heterogeneidad espacial en su distribución, respaldando el estado de pastizal invadido propuesto por Jaurena et al. (2016).
- > La especie invasora *Cynodon dactylon* parecería ser clave al sostener esta degradación, llevando a un estado de difícil reversión.
- > El banco de semillas presentes en el suelo en sí mismo parecería ser insuficiente para reestablecer la vegetación original. Además, el banco de semillas presenta una mayor presencia de especies exóticas (entre ellas *Cynodon dactylon*), que podría incluso significar un problema para la restauración.
- > Semillas nativas presentes en el mejoramiento: ¿“memoria” del sistema o efecto de la lluvia de semillas?
- > La restauración del campo natural implica el doble desafío de controlar la alta dominancia de una especie invasora (tanto en cobertura como en el banco de semillas) y reintroducir propágulos de especies nativas.

Cosecha de campo natural

- La siembra de semillas es una práctica recomendada para la restauración de comunidades de pastizales (Scotton et al., 2009, Kiehl et al., 2010, Buisson et al., 2018).
- Particular relevancia para la reintroducción de especies capaces de competir con invasoras (Bakker & Wilson, 2004).
- Fechas y métodos de cosecha como primer cuello de botella.



Métodos de cosecha:

- Colecta manual (control).
- Heno
- Cosechadora de cepillo (Taita, Pereira, 2017).

Fechas de cosecha:

- 5 y 6 de diciembre.
- 11 y 12 de febrero.







Información obtenida:

- Muestreo florístico de la vegetación en pie al momento del muestreo (abundancia y estado fenológico).
- TSW (peso e identificación).
- Conteo de viabilidad (lleno/vacío) de especies de interés o mayor abundancia: *Paspalum notatum*, *Axonopus affinis*, *Vulpia australis*, *Botriochloa laguroides*.
- Conteo de emergencias al poner a germinar el material.



Financiamiento:

- Innovagro – Proyecto 148811 - “Biodiversidad del campo natural en un contexto de intensificación de la producción agropecuaria”
- INIA – Proyecto de Plantas Invasoras.



Bibliografía

- Albert, A., Mudraka, O., Jongepierovab, I., Fajmonb, K., Freic, I., Sevcikovac, M., Klimešovaa, J., Dolezala, J. 2019. Grassland restoration on ex-arable land by transfer of brush-harvested propagules and green hay. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 272: 74-82
- Alpert, P., Bone, E., Holzapfel, C. 2000. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 3(1): 52–66.
- Avolio, M. L., Koerner, S. E., La Pierre, K. J., Wilcox, K. R., Wilson, G. W. T., Smith, M. D., Collins, S. L. 2014. Changes in plant community composition, not diversity, during a decade of nitrogen and phosphorus additions drive above-ground productivity in a tallgrass prairie. *Journal of Ecology*, 102: 1649–1660.
- Bakker, J. D., Wilson, S. D. 2004. Using ecological restoration to constrain biological invasion. *Journal of Applied Ecology*, 41(6): 1058-1064.
- Bresciano, D., Rodriguez, C., Lezama, F., Altesor, A. 2014. Patrones de invasion de los pastizales de Uruguay a escala regional. *Ecologa Austral*, 24: 83-93.
- Buisson, E., Le Stradic, S., Silveira, F. A. O., Durigan, G., Overbeck, G. E., Fidelis, A., Wilson Fernandes, G., Bond, W. J., Hermann, J.-M., Mahy, G., Alvarado, S. T., Zaloumis, N. P., Veldman, J. W. 2018. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. *Biological Reviews*, 94(2): 590-609.
- Caceres, D. 2019. Cambios en el largo plazo en la salud del Campo Natural asociados a la tecnologa de Mejoramientos Extensivos con *Lotus subbiflorus* cv “El rincon” (Tesis de maestra). Facultad de Ciencias, Universidad de la Republica.
- Cuello, N. 2019. Respuestas del banco de semillas de un pastizal de Uruguay ante seales de fuego: calor y humo (Tesis de grado). Facultad de Ciencias, Universidad de la Republica.
- Ceulemans, T., Merckx, R., Hens, M., Honnay, O. 2011. A trait-based analysis of the role of phosphorus vs. nitrogen enrichment in plant species loss across North-west European grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 48: 1155-1163.
- Ceulemans, T., Merckx, R., Hens, M., Honnay, O. 2013. Plant species loss from European semi-natural grasslands following nitrogen enrichment – is it nitrogen or is it phosphorus? *Global Ecology and Biogeography*, 22: 73–82.
- D’Angela, E., Facelli, J. M., Jacobo, E. 1988. The role of the permanent soil seed bank in early stages of a postagricultural succession in the Inland Pampa, Argentina. *Vegetation* 74: 39-45,
- Dantas-Junior, A., Musso, C., Miranda, H. 2018. Seed longevity and seedling emergence rate of *Urochloa decumbens* as influenced by sowing depth in a Cerrado soil. *Grass and Forage Science*, 73(3): 1-4.
- Davis, M. A., Grime, J. P. , Thompson, K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88:528–534.
- Daz, R., Jaurena, M., Ayala, W. 2008. Impacto de la intensificacion productiva sobre el campo natural en Uruguay. *Revista INIA - No14*: 16-21.
- DICOSE. 2019. Datos de la declaracion jurada. Ministerio de Ganadera, Agricultura y Pesca.
- Foster, B., Gross, K. 1998. Species richness in a successional grassland: effects of nitrogen enrichment and plant litter. *Ecology*, 79(8): 2593-2602.
- Fridley, J. D., Stachowicz, J. J., Naeem, S., Sax, D. F., Seabloom, E. W., Smith, M. D., Stohlgren, T. J., Tilman, D., B., Von Holle, B. 2007. The invasion paradox: Reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology*, 88(1): 3-17.
- Gioria, M., Pysek, P., Moravcova, L. 2012. Soil seed banks in plant invasions: promoting species invasiveness and long-term impact on plant community dynamics. *Preslia*, 84:327-350.
- Haretche, F., Rodriguez, C. 2006. Banco de semillas de un pastizal uruguayo bajo diferentescondiciones de pastoreo. *Ecologa Austral*, 16:105-113
- Harpole, W. S., Sullivan, L. L., Lind, E. M., Firn, J., Adler, P. B., Borer, E. T., Chase, J., Fay, P. A., Hautier, Y., Hillebrand, H., MacDougall, A. S., Seabloom, E. W., Williams, R., Bakker, J. D., Cadotte, M. W., Chaneton, E. J., Chu, C., Cleland, E. E., D’Antonio, C., Davies, K. F., Gruner, D. S., Hagenah, N., Kirkman, K., Knops, J. M., La Pierre, K. J., McCulley, R. L., Moore, J. L., Morgan, J. W., Prober, S. M., Risch, A. C., Schuetz, M., Stevens, C. J., Wragg, P. D.2016. Addition of multiple limiting resources reduces grassland diversity. *Nature*, 537(7618): 93-96.
- Holm, L. G., Plucknett, D. L., Pancho, J. V., and Herberger, J. P. 1991. The World’s Worst Weeds. Malabar, FL: Krieger Pub. Co. pp. 125–133.
- Huenneke, L. F., Hamburg, S. P., Koide, R., Mooney, H. A., Vitousek, P. M. 1990. Effects of Soil Resources on Plant Invasion and Community Structure in Californian Serpentine Grassland. *Ecology*, 71(2): 478-491.
- Jaurena, M., Lezama, F., Salvo, L., Cardozo, G., Ayala, W., Terra, J., & Nabinger, C. 2016. The Dilemma of Improving Native Grasslands by Overseeding Legumes: Production Intensification or Diversity Conservation. *Rangeland Ecology & Management*, 69(1), 35-42.
- Kiehl, K., Kirmer, A., Donath, T. W., Rsrn,L., Holzel, N. 2010. Species introduction in restoration projects – Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology*, 11:285-299.
- Legendre, P., Caceres, M. d. 2013 Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology letters*.
- Lipoma, M.L., Funes, G. & Daz, S. 2017. Fire effects on the soil seed bank and post-fire resilience of a semi-arid shrubland in central Argentina. *Austral Ecology*, 43: 46-55.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J. P., Hector, A., Hooper, D. U., Huston, M. A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., Wardle, D. A. 2001. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science*, 294: 804-808.
- Loydi, A., Zalba, S. M., Distel, R. A. 2012. Viable seed banks under grazing and enclosure conditions in montane mesic grasslands of Argentina. *Acta Oecologic*, 43: 8-15.
- Ma, Z., Ma, M., Baskin, J. M., Baskin, C. C., Li, J., Du, G. 2014. Responses of alpine meadow seed bank and vegetation to nine consecutive years of soil fertilization. *Ecological Engineering*, 70: 92-101.
- Machado, V. M.Santos, J. B., Pereira, I. M., Lara, R. O.Cabral, C. M.,Amaral, C. S. 2013. Avaliao do banco de sementes de uma rea em processo de recuperao em cerrado campestre. *Planta daninha*, 31(2): 303-312.
- Mayor, M. D., Boo, R. M., Pelaez, D. V., Elia, O. 2003. Seasonal variation of the soil seed bank of grasses in central Argentina as related to grazing and shrub cover *Journal of Arid Environments*, 53: 467–477.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well Being: Synthesis*. Island Press, Washington DC.
- Modernel, P., Rossing, W. A. H., Corbeels, M., Dogliotti, S., Picasso, V., Tittonell, P. 2016. Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. *Environmental Research Letters*, 11(11).
- Ochoa-Hueso, R., Manrique, E. 2010. Nitrogen fertilization and water supply affect germination and plant establishment of the soil seed bank present in a semi-arid Mediterranean scrubland. *Plant Ecology*, 210: 273.
- Overbeck, G.E., Muller, S.C., Pillar, V.D., Pfadenhauer, J. 2005. Fine scale post fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland. *Journal of Vegetation Science*, 16: 655-664.
- Pereira, M. 2017. Taita: una cosechadora de cepillo de campo natural. *Revista del Plan Agropecuario*, 161: 54-56.
- Roberts, H. A. 1981. Seed Banks in soils. *Advances in Applied Biology*, 6: 1-55.
- Rosengurt, B., Blanca R Arrillaga, B. R., Primavera Izaguirre, P. 1970. Gramneas UruguayasColeccion Ciencias 5, Montevideo. 489 pp.
- Scotton, M., Piccinin, L., Dainese, M., Sancin, F. 2009. Seed harvesting for ecological restoration: efficiency of haymaking and seed-stripping on different grassland types in Eastern Italian Alps. *Ecological Restoration*, 27(1): 66-75.
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International. Soriano, A. 1991. Rio De Plata Grasslands. In “Ecosystems of the World: Natural Grasslands”, Vol. 8A, pp. 367-408. Elsevier, Amsterdam. Van Auken y Bush 1997.
- Thomas, P. A., Overbeck, G. E., Muller, S. C. 2019. Restoration of abandoned subtropical highland grasslands in Brazil: mowing produces fast effects, but hay transfer does not. *Acta Botanica Braslica*, 33(3): 405-411.
- Thompson, K., Grime, J. P. 1979. Seasonal variation in the seed bank of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology*, 67(3): 893-921.
- Vieira, M. de S., Bonilha, C. L., Boldrini, I. I., Overbeck, G. E. 2015. The seed bank of subtropical grassladns with contrasting land-use history in southern Brasil. *Acta Botanica Braslica* 29(4): 543-552.
- Vitousek, P. M., D’Antonio, C. M., Loope, L. L., Westbrooks, R. 1996. Biological invasions as global change. *American Scientist*, 84(5): 468-478.
- Weigelt, A., Weisser, W. W., Buchmann, N., Scherer-Lorenzen, M. 2009. Biodiversity for multifunctional grasslands: equal productivity in high-diversity low-input and low-diversity high-input systems. *Biogeosciences*, 6: 1695–1706.
- Wilson, J. B., Peet, R., Dengler, j.,Partel, M. 2012. Plant species richness: the world record. *Journal of Vegetation Science*, 23(4): 796-802.,