

EL LADO OSCURO DE LAS PROMOCIONES DE RAIGRÁS: CONSECUENCIAS DEL USO DE GLIFOSATO EN PASTIZALES NATURALES EN DISTINTOS NIVELES DE ORGANIZACIÓN

Magdalena Druille* y Adriana Mabel Rodríguez

Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Departamento de Producción Animal, Cátedra de Forrajicultura, CABA, Argentina

*E-mail: druille@agro.uba.ar

Recibido: 12/12/2022
Aceptado: 17/04/2023

RESUMEN

La pulverización de glifosato a fin de verano en pastizales naturales de la Pampa Deprimida es una práctica ampliamente difundida ya que permite aumentar la receptividad invernal mediante la promoción de raigrás anual (*Lolium multiflorum* Lam.), incrementando la producción de carne en los sistemas ganaderos. Sin embargo, la aplicación reiterada de esta práctica de manejo afecta directa e indirectamente diversos procesos que ocurren en distintos niveles de organización. Por un lado, la aplicación de glifosato a fines de verano interfiere sobre la dinámica poblacional al afectar la emergencia de plántulas, el crecimiento de las plantas y la propagación vegetativa y reproductiva de aquellas plantas que se encuentran activas al momento de la aplicación. Por otro lado, estos cambios se trasladan al nivel de comunidad, ya que la composición de la vegetación y del banco de semillas se ven dramáticamente modificadas y disminuyen la riqueza y la diversidad. Por último, diversos procesos que ocurren a nivel de ecosistema son alterados, como la captación de energía lumínica, la productividad primaria neta aérea, el ciclado de nutrientes, la dinámica de sales y agua, y la funcionalidad de microorganismos benéficos del suelo. Considerando el rol clave que estos pastizales poseen en la ganadería argentina, se torna indispensable la generación e implementación de prácticas de manejo que permitan superar la disyuntiva entre producción y cuidado ambiental, con un enfoque ecosistémico.

Palabras clave: *Lolium multiflorum* Lam., herbicida, dinámica poblacional, diversidad vegetal, procesos ecosistémicos.

THE DARK SIDE OF RYEGRASS PROMOTIONS: CONSEQUENCES OF GLYPHOSATE USE IN NATURAL GRASSLANDS AT DIFFERENT LEVELS OF ORGANIZATION

SUMMARY

Glyphosate spraying in late summer on native grasslands of the Flooding Pampa has become an extended practice because it improves winter receptivity through the promotion of annual ryegrass (*Lolium multiflorum* Lam.), which in turn increases meat production in cattle systems. However, recurrent glyphosate application dramatically alters processes that occur at different organization levels. On the one hand, glyphosate application in late summer interferes with population dynamics by affecting seedling emergence, plant growth, and the vegetative and reproductive propagation of those plants that growth actively at the time of pulverization. On the second hand, these changes in population dynamics are transferred to community level, causing strong modifications on vegetation and seed bank composition, and the reduction of richness and diversity. Finally, several processes that occur at the ecosystem level are altered, such as light energy capture, aboveground net primary productivity, nutrient cycling, salt and water dynamics, and the functionality of beneficial soil microorganisms. Considering the key role of these grasslands for meat production in Argentina, it is critical to design and implement management practices with an ecosystemic approach that simultaneously achieve economic and ecological goals.

Key words: *Lolium multiflorum* Lam., herbicide, population dynamics, plant diversity, ecosystem processes.

INTRODUCCIÓN

Los pastizales naturales de la Pampa Deprimida poseen un rol clave en la ganadería argentina, principalmente utilizados para la cría vacuna (Burkart *et al.*, 1998; Jacobo *et al.*, 2020). Estos recursos forrajeros han sufrido durante los últimos 100 años un proceso de degradación debido al pastoreo continuo, que modificó la composición florística y la estructura de la vegetación (Deregibus *et al.*, 1995). La alteración de la composición de especies nativas, la introducción de exóticas y la disminución de especies C_3 , ha llevado a una mayor estacionalidad en la producción de forraje (Perelman *et al.*, 2001). Debido a que la productividad primaria neta aérea (PPNA) resulta hasta 10 veces superior en primavera que en invierno (Sala *et al.*, 1981), la principal limitante para la producción ganadera es el déficit de forraje invernal (Deregibus *et al.*, 1995). Por esta razón, en la última década se ha difundido la aplicación a fin de verano de 2-4 l ha⁻¹ de glifosato (960-1920 g equivalente ácido ha⁻¹) en los ambientes cuya comunidad vegetal corresponde a la de pradera húmeda de mesófitas. Esta práctica de manejo permite reducir las tasas de crecimiento de las especies forrajeras de crecimiento estival y malezas, lo que permite un mayor éxito en los procesos de germinación y establecimiento de gramíneas anuales de síndrome fotosintético C_3 , cuyo mayor componente es *Lolium multiflorum* Lam. (raigrás anual) (Rodríguez y Jacobo, 2010). Esta especie que se encuentra

naturalizada en los ambientes de la Pampa Deprimida se caracteriza tanto por aportar forraje durante el invierno, como por su alta calidad en términos de digestibilidad y contenido de proteína (Castaño, 2001).

En la Pampa Deprimida, la implementación generalizada de la promoción de raigrás anual mediante la pulverización con glifosato forma parte de un proceso de intensificación ganadera que busca aumentar la rentabilidad de esta actividad, que quedó relegada a zonas marginales como consecuencia del avance de la agricultura en ambientes más productivos (Paruelo *et al.*, 2005). De hecho, esta práctica de manejo permite incrementar la carga animal y la producción de carne (Billemo y Zeberio, 2002), lo que incrementa la rentabilidad empresarial en el corto plazo (Deregibus *et al.*, 1995). Sin embargo, la aplicación recurrente año tras año de glifosato a fines de verano puede causar efectos indeseables en distintos niveles de organización: especie o población (1), comunidad (2) y ecosistema (3) (Figura 1). Estos efectos involucran diversos componentes del ecosistema que interactúan entre sí, y procesos que ocurren en distintas escalas temporales, lo que torna necesario un análisis que aborde estas complejidades de manera holística. Este trabajo tiene como objetivo analizar las consecuencias del uso de glifosato para promover raigrás anual en pastizales naturales, con un enfoque jerárquico y basándose en trabajos previos realizados en la Pampa Deprimida. Se espera que la

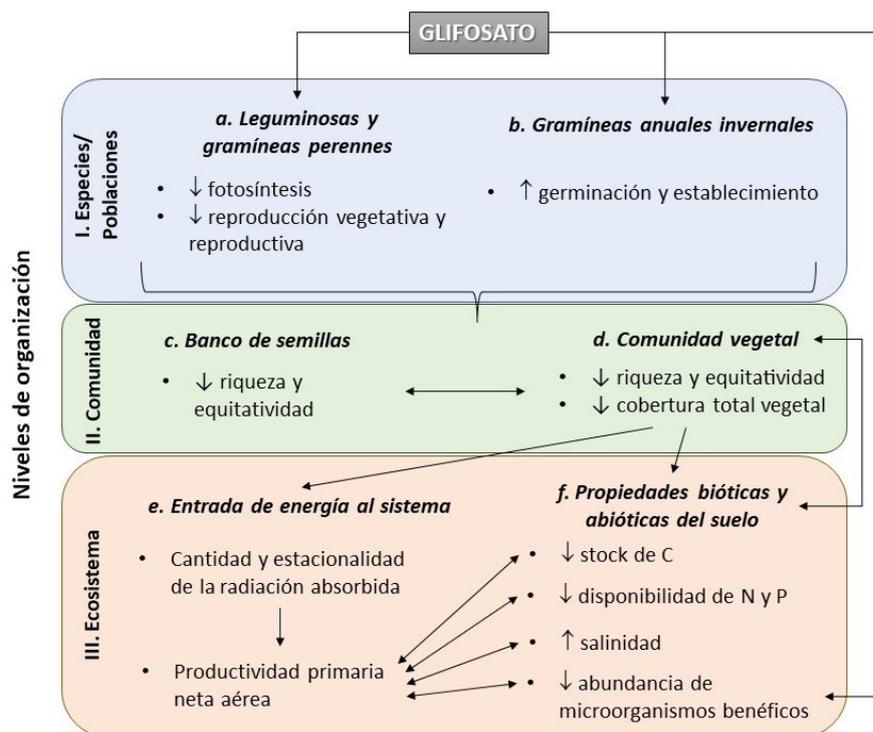


Figura 1. Modelo conceptual de los efectos de la aplicación de glifosato a fines de verano en los distintos niveles de organización del pastizal. ↓ indica reducción; ↑ indica aumento; C= carbono; N= nitrógeno; P= fósforo.

información generada sea útil al momento de diseñar prácticas de manejo sustentables, ya que sólo si todos los componentes del ecosistema son considerados pueden desarrollarse estrategias efectivas de manejo de los recursos naturales.

IMPACTO DE LA APLICACIÓN DE GLIFOSATO A FIN DE VERANO EN CADA NIVEL DE ORGANIZACIÓN DEL PASTIZAL

1. Nivel de especies/poblaciones

La aplicación de glifosato a fines de verano modifica en el corto plazo y de manera diferencial la dinámica poblacional de las distintas especies que componen el tapiz vegetal de los pastizales naturales de la Pampa Deprimida. Por un lado, las dosis utilizadas no matan a las plantas que se encuentran en activo crecimiento al momento de la pulverización, pero sí afectan negativamente la reproducción vegetativa (módulos) y sexual (semillas), así como la emergencia y el crecimiento de plántulas (*i.e.* leguminosas y gramíneas perennes C_3 y C_4) (Figura 1a). Dentro de estos grupos funcionales se encuentran especies de interés forrajero como *Lotus glaber* Mill., *Trifolium repens* L. *Schedonorus arundinaceus* (Schreb.) Dumort, *Paspalum dilatatum* Poir., *Bothriochloa laguroides* (DC.) Herter, *Sporobolus indicus* (L.) R. Br, *Glyceria multiflora* Steud. y *Panicum bergii* Arechav (Rodríguez y Jacobo, 2010; Rodríguez *et al.*, 2022). Al ser un herbicida sistémico, el glifosato alcanza sitios metabólicos activos (Satchivi *et al.*, 2000), inhibiendo la biosíntesis de aminoácidos aromáticos (fenilalanina, tirosina y triptófano), lo que perjudica la producción de proteínas y la formación de productos secundarios (Franz *et al.*, 1997). Esta inhibición genera una reducción en las tasas fotosintéticas y una pérdida de vigor de las plantas afectadas, o incluso la mortandad de módulos y propágulos vegetativos (Gomes *et al.*, 2014). Como consecuencia, estas especies reducen su habilidad competitiva (*i.e.* la capacidad para obtener recursos escasos cuando crece en competencia) (Satorre, 1988). En el largo plazo, la reducción de las tasas fotosintéticas y de la habilidad competitiva repercuten sobre la producción de semillas, afectando la presencia de esas especies en el banco de semillas del suelo (Rodríguez y Jacobo, 2013). La magnitud de estos efectos varía según la susceptibilidad de las especies al herbicida, siendo *Cynodon dactylon* (L.) Pers. (gramón) una de las especies que mayor tolerancia presenta (Dinelli, 2000). Al tratarse de una especie de crecimiento estival, las dosis

utilizadas para reducir la competencia de gramón a fines de verano y permitir la promoción de raigrás anual deben incrementarse a lo largo de los años, lo que acrecentaría el daño ocasionado a las especies de interés forrajero.

Por otro lado, la reducción del tejido verde de las especies estivales generado por el glifosato afecta positivamente la germinación y establecimiento de las gramíneas anuales invernales como raigrás anual (Figura 1b). La germinación es estimulada debido al aumento de la relación rojo:rojo lejano de la luz que alcanza la superficie del suelo, lo que es percibido por la semilla de raigrás anual a través del fitocromo (Deregibus *et al.*, 1994; Rodríguez y Jacobo, 2010). Adicionalmente disminuye la competencia por recursos de las especies establecidas, lo que impacta sobre el posterior establecimiento y crecimiento de las especies invernales anuales (Jacobo *et al.*, 2000).

2. Nivel de comunidad vegetal

Como consecuencia de los cambios generados en la dinámica poblacional y en la habilidad competitiva de cada una de las especies, la composición del banco de semillas del suelo (Figura 1c) y la composición y estructura de la comunidad vegetal (Figura 1d) son afectadas por la aplicación de glifosato a fines de verano durante varios años consecutivos (Rodríguez y Jacobo, 2010; 2013). Por un lado, la cobertura basal de gramíneas anuales C_3 aumenta mientras que la cobertura basal de gramíneas perennes C_3 , gramíneas erectas C_4 , leguminosas estivales, y la cobertura basal total es menor respecto a pastizales no tratadas con glifosato (Arzadun y Mestelan, 2009; Rodríguez y Jacobo, 2010). El cambio en la composición florística resulta en comunidades con menor riqueza y equitatividad de especies, dominadas por una especie anual y empobrecidos en especies nativas y perennes (Rodríguez y Jacobo, 2010). Estos grupos funcionales también se ven afectados indirectamente por la competencia ejercida por las gramíneas anuales (Jacobo *et al.*, 2000).

Por otra parte, la densidad de semillas de las gramíneas anuales invernales aumenta, mientras que la de las gramíneas perennes C_3 y C_4 , las leguminosas y las malezas herbáceas disminuye. Consecuentemente, en pastizales naturales sujetos a la aplicación reiterada de este herbicida, la riqueza y diversidad del banco de semillas es menor y la dominancia mayor. Debido a que los cambios en el banco de semillas generados por la aplicación reiterada de glifosato implican la extinción

local de varias especies nativas perennes, la restauración comunitaria de estos pastizales dependería principalmente de la dispersión de propágulos desde áreas adyacentes (Rodríguez y Jacobo, 2013). Estos resultados pueden tener consecuencias negativas para la conservación de la biodiversidad dada la reducción de la riqueza florística y de especies nativas, lo que a su vez puede afectar la sustentabilidad de la vida silvestre como organismos del suelo, artrópodos y vertebrados (Freemark y Boutin, 1995). Además, en una comunidad poco diversa dominada por una especie anual, la resistencia y la resiliencia a cualquier tipo de perturbación (sequías severas, inundaciones, plagas) pueden verse reducidas (Tilman y Downing, 1994).

3. Nivel ecosistémico

La radiación fotosintéticamente activa (RFA) absorbida por el canopy y el patrón estacional de intercepción son modificados de manera directa por la aplicación reiterada de glifosato a fin de verano (Figura 1e). La RFA absorbida se reduce durante los meses de verano, debido principalmente a la pérdida de especies de crecimiento estival y a la acumulación de biomasa muerta generada por raigrás anual (Rodríguez *et al.*, 2008). Estas alteraciones a su vez determinan los cambios, en el mismo sentido, de la PPNA anual y en su dinámica estacional (Monteith, 1972). Luego de seis años consecutivos de aplicación de glifosato a fin de verano en pastizales naturales de la Pampa Deprimida, la PPNA invernal del pastizal se incrementó mientras que la PPNA primavera-estival disminuyó en una magnitud que no fue compensada por la mayor productividad invernal. Por lo tanto, la PPNA anual resultó inferior respecto de pastizales no pulverizados con glifosato (Rodríguez *et al.*, 2017). Considerando que la absorción de RFA por parte de los productores primarios es la entrada de energía al sistema, es esperable que los demás componentes (herbívoros, carnívoros y descomponedores) se vean afectados indirectamente por esta práctica de manejo (Sala y Austin, 2000).

En el mediano y largo plazo, la aplicación de glifosato a fin de verano afecta indirectamente propiedades abióticas y bióticas del suelo (Figura 1f). Por un lado, al disminuir la PPNA anual se reduce concomitantemente el aporte de biomasa aérea y radical que senesce y se incorpora al suelo y, por lo tanto, el contenido de materia orgánica (MO) del suelo, sugiriendo un efecto negativo sobre el flujo de carbono en este ecosistema (Wedin, 1996). Dado que el aporte de MO a través del flujo

de carbono resulta relevante en el ciclo del nitrógeno (N) y del fósforo (P) de los pastizales, su disminución estaría asociada a menores contenidos de estos nutrientes en el suelo (Chaneton *et al.*, 1996). En efecto, se detectaron disminuciones del carbono orgánico y de la concentración de P del suelo de los pastizales luego de seis años consecutivos de aplicación de glifosato a fin de verano (Rodríguez *et al.*, 2017). Adicionalmente, los cambios generados en la estructura de la comunidad vegetal, principalmente la reducción de cobertura vegetal total, conllevan a aumentos en los niveles de salinización y disminución de la humedad edáfica (Lavado y Taboada, 1987; Druille *et al.*, 2015).

En relación con las propiedades bióticas, existen numerosas evidencias de que la aplicación de glifosato afecta organismos no-blanco, como artrópodos, bacterias y hongos del suelo (Gill *et al.*, 2017; Lorch *et al.*, 2021; Vázquez *et al.*, 2021). Puntualmente, en los pastizales de la Pampa Deprimida la aplicación de este herbicida a fines de verano afecta negativamente a un grupo de microorganismos benéficos que se caracterizan por determinar la estructura y funcionamiento de las comunidades vegetales (van der Heijden *et al.*, 2008). Dentro de este grupo se encuentran los hongos micorrícicos arbusculares, hongos septados oscuros, rizobios, y diazótrofos libres (Druille *et al.*, 2015, 2016), que aumentan la disponibilidad de nutrientes para las plantas, la protección contra patógenos y la tolerancia al estrés hídrico y salino (Dobbelaere *et al.*, 2003; Smith y Read, 2008; Newsam, 2011; Kakraliya *et al.*, 2018). Los efectos negativos del glifosato sobre estos microorganismos podrían ser directos, ya que la enzima que es inhibida por este herbicida (5-enolpiruvilsiquimato-3-fosfatasa) se encuentra en hongos y bacterias (Padgett *et al.*, 1995). También podrían existir efectos indirectos, mediados por cambios en la fisiología de la planta hospedante (Druille *et al.*, 2013), o por el aumento en los niveles de salinidad edáfica (Singleton *et al.*, 1982; Abbott y Robson, 1991; Egamberdieva *et al.*, 2018; Yang *et al.*, 2020). La pérdida de abundancia, diversidad y funcionalidad de estos microorganismos podría comprometer la restauración de los pastizales de la Pampa Deprimida, considerando que las especies más perjudicadas por la aplicación de glifosato (leguminosas y gramíneas C_4) son las que poseen mayor dependencia a estos beneficios (Wilson y Hartnett, 1998; van der Heijden *et al.*, 2008; Koziol y Bever, 2017).

REFLEXIONES FINALES

La producción ganadera a nivel mundial se desarrolla principalmente sobre pastizales naturales ubicados en ambientes no aptos para cultivos agrícolas (Mottet *et al.*, 2017). La degradación de estos ambientes provocada por el manejo inadecuado afecta actualmente al 49% de su superficie (Bardgett *et al.*, 2021). Considerando el aumento proyectado de la población mundial y del consumo per cápita de carne, se espera que este proceso de intensificación y degradación de los sistemas ganaderos se incremente en los próximos años, especialmente en regiones húmedas y subhúmedas (Thornton, 2010). Por ende, es necesario generar e implementar prácticas de manejo que permitan superar la disyuntiva entre producción y cuidado ambiental, con un enfoque en la restauración de pastizales naturales (Soussana y Lemaire, 2014; Török *et al.*, 2021). En el caso específico de los pastizales de la Pampa Deprimida, reducir el déficit forrajero invernal es clave para lograr un incremento de la producción secundaria. En este sentido, se han desarrollado y puesto a prueba exitosamente manejos basados en el pastoreo controlado y planificado (Jacobo *et al.*, 2000; Jacobo *et al.*, 2006), que permiten promover las gramíneas invernales, aumentar la carga y la producción de carne (Deregibus *et al.*, 1995). El efecto negativo indirecto que la promoción de raigrás anual ejerce sobre la productividad estival debido a cambios en la habilidad competitiva de las especies invernales y estivales se evidencia independientemente de la herramienta utilizada (Jacobo *et al.*, 2000; Arzadun y Mestelan, 2009; Rodríguez y Jacobo, 2010). Sin embargo, la implementación de pastoreo intenso o cortes mecánicos a fines de verano permitiría lograr los mismos objetivos que el uso del glifosato, sin los efectos negativos directos asociados a este herbicida (Deregibus *et al.*, 1995; Arzadun y Mestelan, 2009).

No siempre la sola eliminación del disturbio garantiza

que un pastizal natural degradado regrese a su estado original, debido por ejemplo a cambios drásticos en las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos (Briske *et al.*, 2005; Hobbs *et al.*, 2009; Middleton y Bever, 2012). En el caso puntual de los pastizales de la Pampa Deprimida, suspender las aplicaciones de glifosato podría no garantizar la recuperación de especies forrajeras afectadas por esta práctica de manejo. Para lograr ese objetivo, es necesaria la incorporación de semillas cuando ya no se encuentran en el banco del suelo, o la especie posee dispersión limitada (Hedberg y Kotowski, 2010). Sin embargo, en ambientes donde los microorganismos benéficos perdieron funcionalidad, o las condiciones fisicoquímicas del suelo fueron alteradas, la sola incorporación de semillas no garantiza el éxito de reinstalación de las especies deseadas (Kozioł y Bever, 2017; Sylvain *et al.*, 2019). En esas situaciones, otras prácticas de manejo adicionales a la resiembra serían necesarias, como la inoculación con microorganismos benéficos o la generación de cobertura que permita el descenso de sales (Zribi *et al.*, 2011; Valliere *et al.*, 2020). Cabe señalar que en el caso particular de los hongos micorrízicos arbusculares, la inoculación a gran escala sigue presentando dificultades técnicas y económicas, no siendo en la actualidad una opción factible de ser implementada (Salomon *et al.*, 2022).

AGRADECIMIENTOS

Las autoras agradecen a Elizabeth Jacobo, Marina Omacini, Rodolfo Golluscio, Marta Cabello y Agustín Grimoldi, por sus aportes realizados en los estudios mencionados en este trabajo. Los mismos fueron subsidiados por los proyectos UBACyT G815 y G422, FONCyT PICT 32515, FONCyT PICT 00463, BID-PICT 01525 y BID-PICT 00463. Los comentarios constructivos de dos revisores anónimos y una correctora de estilo mejoraron considerablemente la calidad del manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

- Abbott, L. K. y Robson, A. D. (1991). Factors influencing the occurrence of vesicular-arbuscular mycorrhizas. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 35(2-3), 121-150.
- Arzadun, M. J. y Mestelan, S. A. (2009). Late summer management can improve forage yield distribution and nutritive value in temperate grassland. *Agronomy Journal*, 101(3), 584-591. Doi:10.2134/AGRONJ2007.0239
- Bardgett, R. D., Bullock, J. M., Lavorel, S., Manning, P., Schaffner, U., Ostle, N., Chomel, M., Durigan, G., Fry, E. L., Johnson, D., Lavelle, J. M., Le Provost, G., Luo, S., Png, K., Sankaran, M., Hou, X., Zhou, H., Ma, L., Ren, W., Li, X., Ding, Y., Li, Y. y Shi, H. (2021). Combatting global grassland degradation. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2(10), 720-735. Doi:10.1038/s43017-021-00207-2
- Bilello, G. y Zeberio, G. (2002). Incorporación tecnológica en explotaciones ganaderas de tipo familiar de la Cuenca del Salado. Control de paja colorada (*Paspalum quadrifarium*) y rejuvenecimiento de rye-grass en pastizales naturales. *Revista Facultad de Agronomía*, 22, 107-120.
- Briske, D. D., Fuhlendorf, S. D. y Smeins, F. E. (2005). State-and-transition models, thresholds, and rangeland health: A synthesis of ecological concepts and perspectives. *Rangeland Ecology & Management*, 58(1), 1-10. Doi: 10.2111/1551-5028(2005)58<1:smtarh>2.0.co;2

- Burkart, S. E., León, R. J. C., Perelman, S. B. y Agnusdei, M. (1998). The grasslands of the flooding Pampa (Argentina): Floristic heterogeneity of natural communities of the Southern Rio Salado Basin. *Coenoses*, 13(1), 17-27.
- Castaño, J. (2001). Raigrás anual. En: Maddaloni, J. y Ferrari, L. (Eds.). *Forrajeras y pasturas del ecosistema templado húmedo de la Argentina* (pp. 215-224). INTA-Universidad Nacional de Lomas de Zamora.
- Chaneton, E. J., Lemcoff, J. H. y Lavado, R. S. (1996). Nitrogen and phosphorus cycling in grazed and ungrazed plots in a temperate subhumid grassland in Argentina. *The Journal of Applied Ecology*, 33(2), 291. Doi: 10.2307/2404751
- Deregibus, V. A., Casal, J. J., Jacobo, E. J., Gibson, D., Kauffman, M. y Rodríguez, A. M. (1994). Evidence that heavy grazing may promote the germination of *Lolium multiflorum* seeds via phytochrome-mediated perception of high Red/Far-Red ratios. *Functional Ecology*, 8(4), 536. Doi: 10.2307/2390079
- Deregibus, V. A., Jacobo, E. J. y Rodríguez, A. M. (1995). Perspective: Improvement in rangeland condition of the Flooding Pampa of Argentina through controlled grazing. *African Journal of Range & Forage Science*, 12, 92-96.
- Dinelli, G. (2000). Response to glyphosate and electrophoretic variation of *Cynodon dactylon* (L) Pers populations. *Pest management science*, 56(4), 327-335. Doi: 10.1002/(SICI)1526-4998(200004)56:4
- Dobbelaere, S., Vanderleyden, J. y Okon, Y. (2003). Plant growth-promoting effects of diazotrophs in the rhizosphere. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 22(2), 107-149.
- Druille, M., Cabello, M. N., García Parisi, P. A., Golluscio, R. A. y Omacini, M. (2015). Glyphosate vulnerability explains changes in root-symbionts propagules viability in pampean grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 202. Doi: 10.1016/j.agee.2014.12.017
- Druille, M., García-Parisi, P. A., Golluscio, R. A., Cavagnaro, F. P. y Omacini, M. (2016). Repeated annual glyphosate applications may impair beneficial soil microorganisms in temperate grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 230. Doi: 10.1016/j.agee.2016.06.011
- Druille, M., Omacini, M., Golluscio, R. A. y Cabello, M. N. (2013). Arbuscular mycorrhizal fungi are directly and indirectly affected by glyphosate application. *Applied Soil Ecology*, 72. Doi: 10.1016/j.apsoil.2013.06.011
- Egamberdieva, D., Davranov, K. y Wirth, S. (2018). Soil salinity and microbes: Diversity, ecology, and biotechnological potential. En: Egamberdieva, D., Birkeland, N. K., Panosyan, H. y Li, W. J. (Eds.). *Extremophiles in Eurasian Ecosystems: Ecology, Diversity, and Applications. Microorganisms for Sustainability* (pp. 317-332). Springer. Doi: 10.1007/978-981-13-0329-6_11
- Franz, J. E., Mao, M. K. y Sikorski, J. A. (1997). *Glyphosate: a unique global herbicide*. American Chemical Society, Washington, Estados Unidos.
- Freemark, K. y Boutin, C. (1995). Impacts of agricultural herbicide use on terrestrial wildlife in temperate landscapes: A review with special reference to North America. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 52(2-3), 67-91. Doi: 10.1016/0167-8809(94)00534-L
- Gill, J. P. K., Sethi, N., Mohan, A., Datta, S. y Girdhar, M. (2017). Glyphosate toxicity for animals. *Environmental Chemistry Letters*, 16(2), 401-426. Doi: 10.1007/S10311-017-0689-0
- Gomes, M. P., Smedbol, E., Chalifour, A., Hénault-Ethier, L., Labrecque, M., Lepage, L., Lucotte, M. y Juneau, P. (2014). Alteration of plant physiology by glyphosate and its by-product aminomethylphosphonic acid: an overview. *Journal of Experimental Botany*, 65(17), 4691-4703. Doi:10.1093/JXB/ERU269
- Hedberg, P. y Kotowski, W. (2010). New nature by sowing? The current state of species introduction in grassland restoration, and the road ahead. *Journal for Nature Conservation*, 18(4), 304-308. Doi: 10.1016/J.JNC.2010.01.003
- Hobbs, R. J., Higgs, E. y Harris, J. A. (2009). Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(11), 599-605. Doi: 10.1016/J.TREE.2009.05.012
- Jacobo, E. J., Cadaviz, N., Vecchio, M. C. Y. y Rodríguez, A. M. (2020). Estimación del balance de gases de efecto invernadero en sistemas de producción ganadera de la cuenca del río Salado. *AgriScientia*, 37, 15-32. Doi: 10.31047/1668.298x.v37.n1.27514
- Jacobo, E. J., Rodríguez, A. M., Bartoloni, N. y Deregibus, V. A. (2006). Rotational grazing effects on rangeland vegetation at a farm scale. *Rangeland Ecology & Management*, 59(3), 249-257.
- Jacobo, E. J., Rodríguez, A. M., Rossi, J. L., Salgado, L. y Deregibus, V. A. (2000). Rotational stocking and production of Italian ryegrass on Argentinean rangelands. *Journal of Range Management*, 53, 483-488.
- Kakraliya, S. K., Singh, U., Bohra, A., Choudhary, K. K., Kumar, S., Meena, R. S. y Jat, M. L. (2018). Nitrogen and legumes: A meta-analysis. *Legumes for Soil Health and Sustainable Management*, 277-314. Doi: 10.1007/978-981-13-0253-4_9
- Kozioł, L. y Bever, J. D. (2017). The missing link in grassland restoration: arbuscular mycorrhizal fungi inoculation increases plant diversity and accelerates succession. *Journal of Applied Ecology*, 54(5), 1301-1309. Doi: 10.1111/1365-2664.12843
- Lavado, R. S. y Taboada, M. A. (1987). Soil salinization as an effect of grazing in a native grassland soil in the Flooding Pampa of Argentina. *Soil Use and Management*, 3(4), 143-148. Doi: 10.1111/J.1475-2743.1987.TB00724.X
- Lorch, M., Agaras, B., García-Parisi, P., Druille, M., Omacini, M. y Valverde, C. (2021). Repeated annual application of glyphosate reduces the abundance and alters the community structure of soil culturable pseudomonads in a temperate grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 319, 107503. Doi: 10.1016/J.AGEE.2021.107503
- Middleton, E. L. y Bever, J. D. (2012). Inoculation with a Native Soil Community Advances Succession in a Grassland Restoration. *Restoration Ecology*, 20(2), 218-226. Doi: 10.1111/J.1526-100X.2010.00752.X
- Monteith, J. L. (1972). Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 9(3), 747-766. Doi: 10.2307/2401901
- Mottet, A., de Haan, C., Falcucci, A., Tempio, G., Opio, C. y Gerber, P. (2017). Livestock: On our plates or eating at our table? A new analysis of the feed/food debate. *Global Food Security*, 14, 1-8. Doi: 10.1016/J.GFS.2017.01.001
- Newsham, K. K. (2011). A meta-analysis of plant responses to dark septate root endophytes. *New Phytologist*, 190, 783-793. Doi: 10.1111/j.1469-8137.2010.03611.x

- Padgett, S. R., Kolacz, K. H., Delannay, X., Re, D. B., LaVallee, B. J., Tinius, C. N., Rhodes, W. K., Otero, Y. I., Barry, G. F., Eichholtz, D. A., Peschke, V. M., Nida, D. L., Taylor, N. B. y Kishore, G. M. (1995). Development, identification, and characterization of a glyphosate-tolerant soybean line. *Crop Science*, 35(5), 1451-1461. Doi: 10.2135/CROPSCI1995.0011183X003500050032X
- Paruelo, J. M., Guerschman, J. P. y Verón, S. R. (2005). Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy*, 15, 14-23.
- Perelman, S. B., León, R. J. C. y Oesterheld, M. (2001). Cross-scale vegetation patterns of Flooding Pampa grasslands. *Journal of Ecology*, 89, 562-577. Recuperado de: <https://www.jstor.org/stable/3072212>
- Rodríguez, A. M., Jacobo, E. J., Grimoldi, A. A. y Golluscio, R. A. (2022). Glyphosate sprayed on the pre-existing vegetation reduces seedling emergence and growth of forage species. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias - UNCuyo*, 54(1), 35-45.
- Rodríguez, A. M., Jacobo, E. J., Vilarino, J. y Kessel, K. (2008). Changes on floristic composition of Flooding Pampa rangeland by the use of glyphosate. En: Organizing Committee of 2008 IGC/IRC Conference (Ed.), *International Grassland Congress Proceedings* (pp. 115). Guangdong People's Publishing House.
- Rodríguez, A. M. y Jacobo, Elizabeth J. (2010). Glyphosate effects on floristic composition and species diversity in the Flooding Pampa grassland (Argentina). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 138(3-4), 222-231. Doi: 10.1016/J.AGEE.2010.05.003
- Rodríguez, A. M. y Jacobo, E. J. (2013). Glyphosate effects on seed bank and vegetation composition of temperate grasslands. *Applied Vegetation Science*, 16(1), 51-62. Doi: 10.1111/J.1654-109X.2012.01213.X
- Rodríguez, A. M., Jacobo, E. J. y Golluscio, R. A. (2017). Glyphosate alters aboveground net primary production, soil organic carbon, and nutrients in Pampean Grasslands (Argentina). *Rangeland Ecology & Management*, 71(1), 119-125. Doi: 10.1016/J.RAMA.2017.07.009
- Sala, O., Deregibus, V. A., Schlichter, T. y Alippe, H. (1981). Productivity dynamics of a native temperate grassland in Argentina. *Journal of Range Management*, 34, 48-51.
- Sala, O. E. y Austin, A. T. (2000). Methods of estimating aboveground net primary productivity. En: Sala, O. E., Jackson, R. B., Mooney, H. A. y Howarth, R. W. (Eds.). *Methods in Ecosystem Science* (pp. 31-43). Springer.
- Salomon, M. J., Watts-Williams, S. J., McLaughlin, M. J., Bücking, H., Singh, B. K., Hutter, I., Schneider, C., Martin, F. M., Vosatka, M., Guo, L., Ezawa, T., Saito, M., Declerck, D., Zhu Y-G., Bowles, T., Abbott, L. A., Smith, F. A., Cavagnaro, T. R. y van der Heijden, M. G. A. (2022). Establishing a quality management framework for commercial inoculants containing arbuscular mycorrhizal fungi. *iScience*, 25(7). Doi: 10.1016/J.ISCI.2022.104636
- Satchivi, N. M., Wax, L. M., Stoller, E. W. y Briskin, D. P. (2000). Absorption and translocation of glyphosate isopropylamine and trimethylsulfonium salts in *Abutilon theophrasti* and *Setaria faberi*. *Weed Science*, 48(6), 675-679.
- Satorre, E. H. (1988). The competitive ability of spring cereals (tesis de doctorado). Department Agriculture. University of Reading, 262 pp.
- Singleton, P. W., El Swaify, S. A. y Bohlool, B. B. (1982). Effect of salinity on rhizobium growth and survival. *Applied and Environmental Microbiology*, 44(4), 884-890. Doi:10.1128/AEM.44.4.884-890.1982
- Smith, S. E. y Read, D. J. (2008). *Mycorrhizal Symbiosis* (3ª ed.). Academic Press.
- Soussana, J. F. y Lemaire, G. (2014). Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, 9-17. Doi: 10.1016/J.AGEE.2013.10.012
- Sylvain, Z. A., Branson, D. H., Rand, T. A., West, N. M. y Espeland, E. K. (2019). Decoupled recovery of ecological communities after reclamation. *PeerJ*, (6), e7038. Doi: 10.7717/PEERJ.7038/SUPP-6
- Thornton, P. K. (2010). Livestock production: recent trends, future prospects. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1554), 2853-2867. Doi: 10.1098/RSTB.2010.0134
- Tilman, D. y Downing, J. A. (1994). Biodiversity and stability in grasslands. *Nature*, 367(6461), 363-365. Doi: 10.1038/367363a0
- Török, P., Brudvig, L. A., Kollmann, J., N. Price, J. y Tóthmérész, B. (2021). The present and future of grassland restoration. *Restoration Ecology*, 29(S1). Doi: 10.1111/REC.13378
- Valliere, J. M., Wong, W. S., Nevill, P. G., Zhong, H. y Dixon, K. W. (2020). Preparing for the worst: Utilizing stress-tolerant soil microbial communities to aid ecological restoration in the Anthropocene. *Ecological Solutions and Evidence*, 1(2), e12027. Doi: 10.1002/2688-8319.12027
- van der Heijden, M. G. A., Bardgett, R. D. y van Straalen, N. M. (2008). The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 11(3), 296-310. Doi: 10.1111/J.1461-0248.2007.01139.X
- Vázquez, M. B., Moreno, M. V., Amodeo, M. R. y Bianchinotti, M. V. (2021). Effects of glyphosate on soil fungal communities: A field study. *Revista Argentina de Microbiología*, 53(4), 349-358. Doi: 10.1016/J.RAM.2020.10.005
- Wedin, D. (1996). Nutrient cycling in grasslands: An ecologist's perspective. En: Joost, R. y Roberts, C. (Eds.). *Nutrient cycling in forage systems* (pp. 29-44). Potash and Phosphate Institute.
- Wilson, G. W. T. y Hartnett, D. C. (1998). Interspecific variation in plant responses to mycorrhizal colonization in tallgrass prairie. *American Journal of Botany*, 85(12), 1732-1738. Doi: 10.2307/2446507
- Yang, R., Qin, Z., Wang, J., Xu, S., Zhao, W., Zhang, X. y Huang, Z. (2020). Salinity changes root occupancy by arbuscular mycorrhizal fungal species. *Pedobiologia*, 81, 150665.
- Zribi, W., Faci González, J. M. y Aragüés Lafarga, R. (2011). Mulching effects on moisture, temperature, structure and salinity of agricultural soils. *Información técnica económica agraria*, 107(2), 148-162. Recuperado de: <https://digital.csic.es/handle/10261/38247>