



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DEL BANCO DE SEMILLAS DEL SUELO EN CAMPO NATURAL Y ÁREAS FORESTADAS

Silvina María PIASTRI LOMBARDO

Magíster en Ciencias Agrarias
opción Ciencias Animales

Abril 2022

Tesis aprobada por el tribunal integrado por Ing. Amb. (PhD) Gerhard E. Overbeck, Lic. Biol. (Dr.) Felipe M. Lezama, y BA. Biol. (PhD.) Christine M. Lucas, el 12 de abril de 2022. Autora: Ing. Agr. Silvina María Piastri Lombardo. Directora Ing. Agr. (PhD) Mónica Graciela Cadenazzi Pascual, codirector Ing. Agr. (PhD) Pablo Rómulo Boggiano Otón.

AGRADECIMIENTOS

A mi familia y Maximiliano por siempre estar presentes, por la comprensión y el apoyo.

A la Ing. Agr. Ivana Cardozo que fue parte de este trabajo, haciéndolo más ameno, y por su amistad.

A la Dra. (Msc) Dainelis Casanova, la zootecnista (MSc) Gabriela Machado y la Dra. Florencia Puigvert por su colaboración desinteresada y su amistad.

A la Ing. Agr. (MSc) Silvana Noëll y al Ing. Agr. (MSc) E. David Silveira por los aportes realizados para poder llevar a cabo este trabajo, el apoyo y colaboración.

A mis orientadores, la Ing. Agr. (PhD) Mónica Cadenazzi y el Ing. Agr. (PhD) Pablo Boggiano por las enseñanzas, por contribuir a mi formación, por los aportes y por siempre estar.

Al Ing. Agr. (MSc) Iván Grela por el apoyo y por brindar las facilidades para poder llevar a cabo el trabajo.

A la empresa Forestal Oriental SA por destinar áreas de sus establecimientos y financiar parte de los costos para poder llevar a cabo el estudio.

A la Estación Experimental Mario A. Cassinoni (EEMAC) por brindar la infraestructura.

A nuestra institución Facultad de Agronomía, Universidad de la República, por la formación recibida.

A la Comisión Sectorial de Investigación Científica (CSIC) por la financiación del proyecto, en el cual se encuentra incluida la tesis de maestría.

Por último, y no menos importante, a todas las amistades que hice durante mi estadía en la EEMAC.

TABLA DE CONTENIDO

	página
PÁGINA DE APROBACIÓN	II
AGRADECIMIENTOS	III
RESUMEN	VII
SUMMARY	VIII
1. <u>INTRODUCCIÓN GENERAL</u>	1
1.1. IDENTIFICACIÓN DEL PROBLEMA	1
1.2. OBJETIVOS	2
1.2.1. <u>Objetivo general</u>	2
1.2.2. <u>Objetivos específicos</u>	2
1.3. HIPÓTESIS Y PREDICCIONES.....	2
1.4. PASTIZALES DEL RÍO DE LA PLATA.....	3
1.5. FORESTACIÓN.....	4
1.6. BANCO DE SEMILLAS DEL SUELO	5
1.6.1. <u>Métodos de estudio del banco de semillas</u>	5
1.6.2. <u>Clasificación de las especies que componen el banco de semillas</u>	6
1.6.3. <u>Clasificaciones del banco de semillas del suelo</u>	7
1.6.4. <u>Dinámica del banco de semillas del suelo</u>	7
1.6.5. <u>Efecto de las perturbaciones en el banco de semillas del suelo</u>	9
2. <u>ESTRUCTURA DEL BANCO DE SEMILLAS DEL SUELO EN CAMPO NATURAL Y ÁREAS FORESTADAS</u>	12
2.1. RESUMEN	12
2.2. ABSTRACT	12
2.3. INTRODUCCIÓN.....	13
2.4. MATERIALES Y MÉTODOS.....	15
2.4.1. <u>Sitios de estudio</u>	15
2.4.2. <u>Extracción de muestras</u>	15
2.4.3. <u>Análisis de datos</u>	17
2.5. RESULTADOS.....	18
2.5.1. <u>Estructura del banco de semillas</u>	19

2.5.1.1. Local uno: área forestada con <i>P. taeda</i> y campo natural adyacente.....	19
2.5.1.2. Local dos: área forestada con <i>E. grandis</i> y campo natural adyacente	21
2.5.2. <u>Especies dominantes</u>	23
2.6. DISCUSIÓN.....	26
2.7. AGRADECIMIENTOS.....	31
2.8. REFERENCIAS.....	31
3. <u>COMPOSICIÓN DEL BANCO DE SEMILLAS GERMINABLE EN CAMPO NATURAL Y ÁREAS FORESTADAS</u>	37
3.1. RESUMEN	37
3.2. ABSTRACT	37
3.3. INTRODUCCIÓN.....	38
3.4. MATERIALES Y MÉTODOS.....	40
3.4.1. <u>Descripción de sitios de estudio</u>	40
3.4.2. <u>Extracción de muestras</u>	41
3.4.3. <u>Análisis de datos</u>	42
3.5. RESULTADOS.....	43
3.5.1. <u>Familias botánicas</u>	43
3.5.1.1. Local uno: área forestada con <i>P. taeda</i> y campo natural adyacente	43
3.5.1.2. Local dos: área forestada con <i>E. grandis</i> y campo natural adyacente	46
3.5.2. <u>Tipos funcionales</u>	48
3.5.2.1. Local uno: área forestada con <i>P. taeda</i> y campo natural adyacente	48
3.5.2.2. Local dos: área forestada con <i>E. grandis</i> y campo natural adyacente	49
3.6. DISCUSIÓN.....	52
3.7. AGRADECIMIENTOS.....	56
3.8. REFERENCIAS.....	56

4. <u>DISCUSIÓN GENERAL</u>	62
5. <u>CONCLUSIONES</u>	67
6. <u>BIBLIOGRAFÍA</u>	68
7. <u>ANEXOS</u>	77
7.1. LISTADO DE ESPECIES EN LOCAL UNO	77
7.2. LISTADO DE ESPECIES EN LOCAL DOS.....	81

RESUMEN

Existen pocos estudios que evalúan la restauración del campo natural (CN) luego de la actividad forestal o la composición del banco de semillas del suelo (BSS) en áreas forestadas. Como aporte a esta área de investigación, el presente trabajo plantea estudiar la estructura del BSS en cuanto a densidad de semillas, riqueza de especies, diversidad y equidad. Asimismo, se busca determinar la composición en familias botánicas, origen, hábito de vida y dicotiledóneas, gramíneas estivales, gramíneas invernales y otras monocotiledóneas. El estudio se realizó en dos locales con dos ambientes bien delimitados: uno perturbado por forestación (*Pinus taeda* L. y *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden) y otro sin perturbar (CN). Las muestras se extrajeron previo a la cosecha y en poscosecha de los árboles, al mismo tiempo que las muestras de CN. El BSS se estudió en dos estratos (0-5 y 5-10 cm) utilizando el método de germinación de semillas. Los resultados mostraron escasas diferencias entre el BSS del ambiente perturbado y el no perturbado. En precosecha, las áreas forestadas presentaron, con diferencias significativas, mayor riqueza y densidad que CN en el estrato de 5-10 cm. En poscosecha de *P. taeda* el estrato de 0-5 cm presentó menor densidad, riqueza y equidad respecto a CN. Los BSS estaban compuestos principalmente por semillas de especies nativas, a excepción del área forestada con *E. grandis*, donde dominó *Centunculus minimus* L. Esta especie también ocasionó que se obtuvieran los menores valores de diversidad y equidad para ese ambiente. Las semillas anuales y de dicotiledóneas fueron dominantes en la mayoría de los casos, excepto en el CN adyacente a *E. grandis*, donde hay más participación de perennes y gramíneas. Según la composición de los BSS en áreas forestadas, en *E. grandis* se observó un aumento en densidad en poscosecha. Además, se observó mayor cantidad de gramíneas que podrían contribuir a una regeneración más rápida de la vegetación de campo.

Palabras clave: riqueza de especies, densidad de semillas, diversidad, equidad, tipos funcionales

Structure and composition of the soil seed bank in natural grasslands and afforested areas

SUMMARY

Few studies evaluate the restoration of natural grassland (NG) after forest activity or the soil seed bank (SSB) composition in forested areas. As a contribution to this area of research, this paper aims to study the structure of the SSB in terms of seed density, species richness, diversity, and evenness. Furthermore, it is also aimed to determine the composition in botanical families, origin, life habits, and dicots, summer grasses, winter grasses, and other monocots. The study was carried out in two local with two well-delimited environments in each one: disturbance for afforestation (*Pinus taeda* L. and *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden) and NG. The samples were taken from the trees prior to their harvest and post-harvest, at the same time as the NG samples. The SSB was studied in two strata (0-5 and 5-10 cm), and the seed germination method was used. The results showed little difference between the SSB of the disturbed and undisturbed environments. In pre-harvest, the forested areas presented, with significant differences, higher richness and density than NG in the 5-10 cm stratum. In post-harvest of *P. taeda* the 0-5 cm stratum presented lower richness and density than NG. The SSB was mainly composed of seeds of native species, except for the forested area with *E. grandis*, where the *Centoculus minimus* L was the dominant species. This species was also the cause of the lowest values in terms of diversity and evenness for that environment. Annual and dicots seeds were dominant in most cases, except in the NG adjacent to *E. grandis*, in which there was more participation of perennials and grasses. According to the composition of the SSB in forested areas, in *E. grandis* an increase in post-harvest density was observed. Moreover, the number of grasses observed was highest, which could determine a faster regeneration of the grassland vegetation.

Keywords: species richness, seed density, diversity, evenness, functional types

1.INTRODUCCIÓN GENERAL

En América del Sur, los pastizales templados subhúmedos, también conocidos como pastizales del Río de la Plata, se ubican en el centro este de Argentina, en Uruguay y el sur de Brasil, abarcando una superficie de 700000 km² (Soriano et al., 1992). Estos vienen sufriendo transformaciones debido a la expansión de actividades humanas, como pastoreo, agricultura y forestación, entre otras (Woodward, 2008). La forestación con monocultivo de especies arbóreas exóticas impide el desarrollo de la flora de campo y, por ende, conlleva pérdidas de servicios ecosistémicos (Silveira, 2015, Gautreau y Vélez, 2011).

Para que la cobertura vegetal sea restablecida en un sitio que fue perturbado se necesitan de factores bióticos y abióticos, así como también de procesos ecológicos, como la dispersión de frutos y semillas. Dentro de los factores bióticos, tienen un rol fundamental el banco de semillas del suelo (BSS) y la lluvia de semillas, siendo los principales responsables en el restablecimiento de una comunidad vegetal (Bedoya-Patiño et al., 2010). Cuando no existe vegetación, a partir de la composición del BSS se puede estimar que especies pueden aparecer en la nueva vegetación (Welling et al., 1988). Este análisis puede indicar las especies deseables o indeseables que pueden establecerse (García, 2009).

1.1. IDENTIFICACIÓN DEL PROBLEMA

El avance de la agricultura y la silvicultura sobre áreas de campo natural (CN) representa una amenaza para la conservación de este ecosistema, donde se ven perjudicadas especies nativas con alto valor forrajero para la producción animal. Luego de la perturbación ocasionada por agricultura se establece una vegetación que a nivel de riqueza de especies puede ser similar, pero con un valor productivo menor a la original. En silvicultura, consideran que el cambio es mayor: el sombreado de los árboles no permite el establecimiento de vegetación de campo durante largos períodos de tiempo (Berretta, 2009). Sin embargo, es escasa la información a nivel nacional sobre el restablecimiento de campos luego de forestación y sobre las características de los BSS previo y luego de retirar los árboles. Se considera

necesario estudiar la composición y estructura del BSS en áreas forestadas, como base de un modelo que permita predecir las primeras especies que colonizan el suelo. Además, generar información para la toma de decisiones, como la introducción de especies de interés al banco como medida de mitigación (García, 2009).

1.2. OBJETIVOS

1.2.1. Objetivo general

Caracterizar durante dos años consecutivos el BSS de acuerdo con su estructura y composición, en pre y poscosecha de árboles en áreas forestadas y en CN, analizando cómo la forestación lo modifica.

1.2.2. Objetivos específicos

- Estudiar la composición del BSS en áreas forestadas con *Pinus taeda* L. y *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden en pre y poscosecha de árboles, y en el CN adyacente en cada caso, separando en dos estratos de suelo (0-5 y 5-10 cm).
- Cuantificar la estructura según la densidad de semillas, riqueza, equidad y diversidad de especies, para cada estrato.
- Caracterizar el BSS de acuerdo a grupos funcionales, para cada estrato
- Analizar el BSS en cuanto a familias botánicas y especies dominantes, en todo el estrato estudiado.

1.3. HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

La modificación de la vegetación de campo bajo el dosel de árboles tendrá como consecuencia variaciones en el aporte de semillas al suelo.

- Se espera menor densidad de semillas, riqueza de especies y diversidad en ambientes forestados, respecto a los ambientes de CN.

El BSS en ambientes forestados estará compuesto principalmente por especies que tienen mecanismos para persistir o aumentar el tamaño de su población.

- Se espera mayor abundancia relativa de dicotiledóneas y otras monocotiledóneas no gramíneas, de semillas diminutas y compactas, en ambientes forestados.

Dada la composición florística de los campos de la región dominados por perennes y nativas, se espera una composición similar en el BSS de CN y áreas forestadas.

El BSS estará compuesto en mayor abundancia relativa por semillas de especies nativas y perennes.

El número de semillas varía en función de la profundidad del perfil del suelo.

- Se espera mayor densidad de semillas, riqueza y diversidad en el estrato superficial.

1.4. PASTIZALES DEL RÍO DE LA PLATA

Los pastizales del Río de la Plata se dividen en dos regiones: una llamada Pampa, ubicada en Argentina oriental y central, donde dominan pastizales sin árboles y con una topografía plana, y otra denominada Campos, que abarca Uruguay, el sur de Brasil y el noreste de Argentina, donde la vegetación es dominada por gramíneas, hierbas, otras monocotiledóneas, pequeños arbustos y algunos árboles; estos últimos aparecen en mayor frecuencia a orillas de arroyos. El paisaje es ondulado a montañoso y la fertilidad de los suelos es variable (Allen et al., 2011).

Estos campos producen suficiente alimento para la producción ganadera, lo que es posible gracias a las condiciones ambientales, como temperatura y disponibilidad hídrica. Sin embargo, estas son muy variables durante el año y entre años, por lo que hay momentos de deficiencias hídricas o bajas temperaturas que pueden resentir la producción de forraje. La explotación ganadera es muy importante en la región y se desarrolla principalmente sobre CN, por lo cual es de especial interés su buena conservación (Pallarés et al., 2005). Además, presentan otros servicios ecosistémicos como: purificación del agua, ciclado de nutrientes, almacenamiento de carbono, control de erosión, hábitat para la fauna autóctona y fuente de diversidad genética (Pillar et al., 2015, Berretta, 2009).

El tapiz vegetal está conformado por un elevado número de especies que le confieren estabilidad ante condiciones adversas, así como a diferentes tipos de suelo, topografía y al pastoreo. Las familias dominantes son: Poaceae, Asteraceae, Fabaceae, Cyperaceae y Juncaceae (Andrade et al., 2018, Boldrini, 2009, Millot, 1987). En Uruguay el CN abarca el 64 % del área dedicada a la actividad agropecuaria (DIEA, 2014, Díaz et al., 2008) y su uso principal es la producción de forraje para la actividad ganadera (Berretta, 2009).

1.5. FORESTACIÓN

La forestación en la región tuvo su comienzo a finales de la década de 1980 en Uruguay y luego se expandió al este de Argentina y a Río Grande do Sul (Gautreau y Vélez, 2011, Gautreau, 2008). En Uruguay alrededor del 6 % del área que se destina a producción se encuentra efectivamente forestada (1033852 hectáreas) y esta superficie continúa en aumento (DIEA, 2020).

La actividad forestal implica la sustitución de la vegetación de campo por monocultivo de árboles exóticos. Los géneros más utilizados son *Eucalyptus* L'Hér. y *Pinus* L., con marcos de plantación que impiden el desarrollo de vegetación de campo y donde el principal objetivo es la producción de madera para pulpa de celulosa (Silveira, 2015). Esta se desarrolla sobre suelos declarados de prioridad forestal, alterando y fraccionando el ecosistema campos (Carámbula y Piñeiro, 2006).

En áreas forestadas ocurren cambios en el suelo y en la vegetación si se lo compara con las condiciones de campos naturales. En estudios realizados en suelos de prioridad forestal, el porcentaje de saturación en base y el pH del suelo disminuyen, mientras que el Al intercambiable aumenta (Cabrera y Cal, 2007, Delgado et al., 2006). En las plantaciones forestales la vegetación es eliminada; luego puede surgir vegetación espontánea en las entrelíneas a medida que avanza el crecimiento de los árboles. Las especies se van modificando en tanto cambian la intensidad y calidad de la luz: por el efecto de sombreado disminuyen las especies C4 y aumentan las C3. La modificación de la vegetación bajo el dosel de árboles

también depende de la vegetación inicial y la composición del BSS (Pillar et al. 2002). Silveira et al. (2018) obtuvieron baja cobertura vegetal (6 % a 14 %) en áreas forestadas de *E. grandis* y *P. taeda*, donde bajo el dosel de los árboles identificaron algunas ciperáceas, juncáceas y dicotiledóneas. Las gramíneas dominantes fueron *Mnesithea selloana* (Hack.) de Koning & Sosef, *Paspalum quadrifarium* Lam., *Piptochaetium stipoides* (Trin. & Rupr.) Hack. ex Arechav., *Nassella charruana* (Arechav.) Barkworth, *Nassella neesiana* (Trin. & Rupr.) Barkworth, *Steinchisma hians* (Elliott) Nash, *Dichanthelium sabulorum* (Lam.) Gould & C.A. Clark, *Paspalum plicatulum* Michx., *Piptochaetium montevidense* (Spreng.) Parodi, *Andropogon lateralis* L., *Andropogon ternatus* (Spreng.) Nees y *Piptochaetium bicolor* (Vahl) E. Desv.

1.6. BANCO DE SEMILLAS DEL SUELO

El BSS se encuentra compuesto por las semillas presentes en el suelo y hojarasca (Simpson et al., 1989), las cuales son producidas por la vegetación del sitio y provienen desde otros sitios (Bossuyt y Honnay, 2008), y por semillas de varias generaciones, producidas en condiciones ambientales diferentes, formando una fuente de diversidad genética (Hopfensperger, 2007).

El BSS forma parte del potencial regenerativo de las comunidades vegetales, cumple un rol importante en la recuperación de áreas que sufren disturbios, por lo cual implementar prácticas de manejo y conservación ayuda a mantener la diversidad florística (Sione et al., 2015, De Souza et al., 2006, Henderson et al., 1988). Para que una comunidad se regenere, es importante la densidad de semillas y su persistencia en el suelo (Funes et al., 2001).

1.6.1. Métodos de estudio del banco de semillas

Existen diversos métodos para el estudio de banco de semillas, dentro de los más utilizados se encuentra el de extracción o de separación de semillas y el de emergencia de plántulas (Piudo y Cavero, 2005). El método de extracción o separación se divide a su vez en método de flotación y método de lavado y tamizado (Bakker et al., 1996). Este se considera ineficaz para encontrar semillas pequeñas,

puede sobreestimar el BSS al incluir semillas no viables y consume mucho tiempo, por lo que se utiliza cuando los volúmenes de muestra son pequeños y/o las semillas son grandes (Thompson et al., 1997).

El método de emergencia de plántulas o de germinación consiste en extender la muestra de suelo en una bandeja junto a un sustrato esterilizado; esta es colocada en invernáculo donde se le dan las condiciones ideales para la germinación de semillas y posterior identificación y conteo de las plántulas que emergen (Ter Heerd et al., 1996). Este método estima bien el banco de semillas fácilmente germinable, pero no provee una evaluación completa del banco de semillas, ya que no considera las semillas que permanecen en dormición (Piudo y Cavero, 2005). Sin embargo, esta técnica presenta mayor similitud con la vegetación establecida e infiere las especies que presentan mayor facilidad para germinar. Esta puede no representar de forma exacta la densidad de semillas presentes en el suelo, pero puede estimar con una mayor precisión las plantas que se establecen en condiciones de campo (Zepeda et al., 2015, Espeland et al., 2010).

1.6.2. Clasificación de las especies que componen el banco de semillas

Según Thompson y Grime (1979) las semillas del BSS se pueden clasificar de acuerdo a criterios ecológicos como:

— Especies de tipo I: semillas transitorias presentes durante el verano que son liberadas en primavera-verano y germinan en otoño, con temperaturas frescas y humedad. Son semillas principalmente grandes y/o de estructura alargada, de especies gramíneas. Suelen tener la capacidad de germinar en la oscuridad y en un amplio rango de temperatura y carecen de mecanismos de latencia. Estas tienen como rol principal cubrir espacios por daños estacionales, como una sequía.

— Especies de tipo II: semillas transitorias presentes en invierno, de ciclo estival, que son liberadas en otoño, con características similares al tipo I y que germinan con las condiciones de primavera.

— Especies de tipo III: semillas persistentes. Estado intermedio entre tipo II y IV, en el que la mayor parte de las semillas germinan inmediatamente, pero otras permanecen viables en el banco.

— Especies de tipo IV: semillas persistentes. Un pequeño número de semillas germinan inmediatamente luego de la dispersión, mientras que la mayor parte permanece en el suelo.

Por lo general, las especies que se ubican en la clasificación de tipo III y IV poseen semillas pequeñas y extremadamente pequeñas en comparación con tipo I y II.

1.6.3. Clasificaciones del banco de semillas del suelo

Bakker et al. (1996) clasifican al BSS en transitorio, persistente a corto plazo y persistente a largo plazo. En transitorio se ubican las semillas viables por menos de un año. Persistente a corto plazo refiere a semillas que permanecen en el suelo por al menos un año, pero menos de cinco años. Persistente a largo plazo posee especies de semillas que están viables en el suelo como mínimo cinco años.

Existe otra clasificación de acuerdo con la distribución vertical de las semillas. La longevidad de las semillas es mayor en las especies que presentan igual o mayor número de semillas en el estrato más profundo, respecto a las especies con mayor cantidad de semillas en estrato superior (Bekker et al., 1998).

1.6.4. Dinámica del banco de semillas del suelo

La constitución y densidad de los BSS es muy variable en el espacio y en el tiempo, existen diversos factores que determinan su dinámica. Las entradas están dadas por la lluvia de semillas; en una comunidad predomina la dispersión local por la vegetación del sitio, pero también hay ingresos desde otros sitios. Mientras que las salidas ocurren por germinación debido a estímulos lumínicos, temperatura, agua, oxígeno, estímulos químicos, depredación, ataque de patógenos —como hongos y bacterias—, germinación en profundidad, pérdida de viabilidad por envejecimiento natural y emigración hacia otros sitios. Los mecanismos de dispersión son diversos: pasivos (distribución agregada de las semillas); expulsión mecánica de las semillas, fuego, viento, agua y animales e insectos (los últimos tres pueden dispersar semillas a largas distancias). En principio existe una distribución horizontal de las semillas, mientras que con el paso del tiempo puede ocurrir distribución vertical, la cual puede ser física o por animales (Booth et al., 2010, Fenner y Thompson, 2005, Simpson et

al., 1989). Por ejemplo, en microhábitat de hormigueros se encontraron altas densidades de semillas, lo que demuestra la importancia de los insectos y animales en su distribución (Cano et al., 2012). Muchas especies presentan distribución agregada de sus semillas, por lo cual es importante realizar un correcto muestreo (Ghermandi, 1992).

Una vez en el suelo, parte de las semillas pueden entrar en latencia por un largo período mientras las condiciones ambientales no sean las adecuadas para su germinación. Cuando las condiciones coinciden con sus requerimientos se pueden desencadenar la germinación y el establecimiento de plántulas. La particularidad de poder evitar condiciones adversas les permite conservar a largo plazo la variación genética de la población y la sobrevivencia en el tiempo de especies cuyo único medio de reproducción es a través de semillas (Pakeman y Small 2005, Marañón, 1995).

Górski et al. (1977) estudiaron el efecto del sombreado en la inhibición de la germinación de semillas y encontraron que en 100 especies herbáceas, 68 presentan efectos significativos, las cuales necesitan de luz para desencadenar dicho proceso. Silvertown (1980) encontró en 27 especies de un pastizal calcáreo que el sombreado de hojas inducía a la dormición de las semillas. Esto se debe a que muchas semillas poseen respuestas a la luz para evitar germinar en ambientes y momentos desfavorables y, de esta forma, evitar pérdida de plántulas. La capacidad de las semillas para detectar la intensidad y calidad de la luz les brindan información sobre el entorno. La mayoría de las semillas pequeñas son fotoblásticas, es decir que requieren de luz para germinar. Por otro lado, las familias de las Fabaceae y Poaceae tienden a germinar fácilmente en la oscuridad, independientemente del tamaño de la semilla, mientras que las Cyperaceae y Asteraceae requieren de luz (Fenner y Thompson, 2005).

En cuanto a la distribución de semillas en el perfil del suelo, cuando no hay perturbaciones en los horizontes, como laborero, la densidad de semillas disminuye en profundidad; es por esta razón que en la mayoría de los estudios para BSS las muestras son extraídas a alrededor de 10 cm de profundidad (Price et al., 2010). La mayoría de los estudios consideran como el estrato superficial los primeros 5 cm

(Bakker et al., 1996). En este estrato para un campo pedregoso se encontró el 93 % de las semillas viables, en un campo húmedo, alrededor del 80% y en campo con vegetación dominante de herbáceas altas, el 68% (Funes et al., 2001).

1.6.5. Efecto de las perturbaciones en el banco de semillas del suelo

Los resultados sobre el efecto que tiene el pastoreo en el BSS en diferentes pastizales a nivel mundial son contradictorios (Márquez et al., 2002). Algunos estudios encuentran mayor densidad de semillas cuando el pastoreo es aliviado (Tessema et al., 2016), otros, cuando hay pastoreo o este es más intenso (Silva y Overbeck, 2020, Ledesma et al., 2016, Haretche y Rodríguez, 2006) y otros, que no hay diferencias (Miaojun et al., 2018, Márquez et al., 2002).

Haretche y Rodríguez (2006), Márquez et al. (2002) y O'Connor y Pickett (1992) encontraron que la similitud entre el banco de semillas y la vegetación disminuye en presencia de pastoreo, las gramíneas dominantes en la vegetación se encuentran en bajo número en el BSS y aumentan las dicotiledóneas y especies anuales. Un pastoreo intensivo sostenido podría llevar a la desaparición de gramíneas perennes si su sobrevivencia depende de la producción de semillas (Tessema et al., 2016). También existe evidencia de que el pastoreo aumenta el número de semillas transitorias en el BSS (Miaojun et al., 2018).

En la Tabla 1 se observan varios estudios del Cono Sur que evalúan la composición del BSS en condiciones de campo natural, y el efecto del pastoreo en el mismo, así como también las consecuencias de incendios. Se puede observar que la riqueza y densidad son muy variables, pudiendo deberse a la composición florística de la vegetación del sitio o por los factores del clima, suelo, manejo e historia de manejo de dichos campos (García, 2009).

Tabla 1. Estudios del banco de semillas del suelo en campos poco perturbados del Cono Sur, sus respectivas localidades, tipo de campo, profundidad de muestra, riqueza de especies y densidad

Referencia	Localidad	Tipo de campo	Profundidad (cm)	Riqueza	Densidad (semillas/m ²)
Funes et al., 2001	Córdoba, Argentina	Campo cespitoso alto	10	16	4000
		Campo 1200 m		ad. 10	ad. 2000
Funes et al., 2003	Córdoba, Argentina	Campo 1600 m	5	ad. 11	ad. 2200
		Campo 2200m		ad. 15	ad. 3000
Márquez et al., 2002	Córdoba, Argentina	CN con pastoreo	10	14	ad. 8000
		CN sin pastoreo (10 años)		19	ad. 8000
		Inundable		56	59500
Maia et al., 2003, 2004	Río Grande del Sur, Brasil	Bajo no inundable	7	74	32833
		Ladera		64	13500
		Cima		76	29200
Haretche y Rodríguez, 2006	San José, Uruguay	CN con pastoreo	5	-	9800
		CN sin pastoreo (9 años)		-	6640
Etchepare y Boccaneli, 2007	Santa Fe, Argentina	Campo restablecido	5	12	30936
		Campo AF 4 %		ad.19	ad. 10000
		Campo AF 8 %		ad. 20	ad. 10500
Silva y Overbeck, 2020	Río Grande del Sur, Brasil	Campo AF 12 %	10	ad. 17	ad. 8500
		Campo AF16 %		ad. 20	ad. 9000
		Campo incendiado		ad.13	ad.10000
		Muestras tratadas con shock calor		ad. 7	ad.5000
Cuello et al. 2020	Treinta y Tres, Uruguay	Muestras tratadas con humo	5	ad. 8	ad.6000
		Muestras con shock + humo		ad. 9	ad.5500
		Control		ad. 6	ad. 4000

ad. adaptado

Cuando la cobertura vegetal es eliminada la composición del BSS es afectada, y el número de semillas presentes disminuye a medida que pasa el tiempo desde que el tapiz natural es retirado (Bakker et al. 1996). En consecuencia, la riqueza de especies y la densidad tienden a disminuir (Caballero et al., 2005). Sin embargo, Zhang et al. (2013) estudiaron la evolución del BSS en una plantación de *E. grandis*: en los primeros seis años la riqueza de especies y la densidad descendieron y luego

comenzaron a incrementarse. En cuanto a la distribución de semillas en el perfil del suelo, la mayor densidad ocurre en el estrato superior (0-5 cm).

Maccherini y De Dominicis (2003) encontraron que la riqueza y la densidad son mayores en pastizales abiertos y plantaciones de coníferas dispersas que en los bosques cerrados. Vieira et al. (2015) estudiaron el BSS en áreas con historia agrícola y en campos: estos últimos presentaron menor número de especies y la densidad siempre fue mayor en el estrato 0-5 cm.

En la Tabla 2 se presentan resultados de estudios en BSS para la región de pastizales del Cono Sur, donde se evaluó el efecto de la sustitución del tapiz vegetal por cultivos agrícolas y forestales. Para la región se encontraron solo dos trabajos publicados que evalúan la composición del BSS en áreas forestadas sobre CN.

Tabla 2. Estudios del banco de semillas del suelo en situaciones con sustitución del tapiz vegetal natural en el Cono Sur, sus respectivas localidades, tipo de campo, profundidad de muestra, riqueza de especies y densidad

Referencia	Localidad	Tipo de campo	Profundidad (cm)	Riqueza de especies	Densidad (semillas/m ²)
Vieira et al., 2015	Río Grande del Sur, Brasil	Campo húmedo	10	ad. 7	ad. 3000
		Campo		ad.15	ad. 20000
		Pasturas-arroz		ad. 17	ad. 22000
		Pasturas-soja		ad. 22	ad. 40000
Vieira y Overbeck, 2020	Río Grande del Sur, Brasil	Campo	10	45	2487
		Plantación de <i>Pinus</i>		13	900
Seubert et al., 2016	Santa Catarina, Brasil	<i>E. grandis</i> (6 años) *	10	32	267±43
		<i>E. grandis</i> (10 años)		13	95±26
		<i>E. grandis</i> (25 años)		26	616±220

ad. adaptado

2. ESTRUCTURA DEL BANCO DE SEMILLAS DEL SUELO EN CAMPO NATURAL Y ÁREAS FORESTADAS

2.1. RESUMEN

Se estudió la estructura del banco de semillas del suelo (BSS) en áreas de campo natural y en áreas forestadas con *Pinus taeda* L. y *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden. El BSS se evaluó previo a la cosecha y en la poscosecha de los árboles. En cada ambiente se tomaron muestras de suelo y se separaron en dos estratos: 0-5 cm y 5-10 cm. Para contabilizar las semillas e identificar especies se utilizó el método de emergencia de plántulas. Se determinaron los valores de densidad de semillas, riqueza, diversidad, equidad y las especies con mayor abundancia relativa. En todos los ambientes la densidad y riqueza fueron mayores en el estrato superior. En áreas forestadas, en el BSS de precosecha de 5-10 cm, la densidad y riqueza fueron mayores respecto al campo natural. Mientras que en poscosecha solo se observaron diferencias en el estrato de 0-5 cm en *P. taeda*, teniendo este menor densidad, equidad y riqueza que el campo natural. El BSS de *E. grandis*, en pre y poscosecha tuvo menor diversidad y equidad respecto al campo natural, dado que *Centunculus minimus* L. fue muy abundante. Las especies dominantes en áreas forestadas se caracterizan por ser dicotiledóneas y monocotiledóneas no gramíneas, como ciperáceas, juncáceas e iridáceas, mientras que en los campos naturales surgen algunas gramíneas dentro de las especies más abundantes.

Palabras clave: *Eucalyptus grandis*, *Pinus taeda*, densidad, riqueza, diversidad, equidad

2.2. ABSTRACT

Structure of the soil seed bank in natural grassland and afforested areas

The structure of the soil seed bank (SSB) was studied in natural grasslands and in former grassland areas planted with *Pinus taeda* L. and *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden. The SSB was evaluated before and after harvesting of the trees. In each environment, soil samples were taken and separated into two strata: 0-5 cm and 5-10 cm. The seedling emergence method was used to determine the values for seed density, richness, diversity, evenness, and the species with the highest relative

abundance. In all the environments, the density and richness were higher in the upper stratum. In forested areas, in the pre-harvest SSB of 5-10 cm, the density and richness were higher than in the natural grassland. On the other hand, in post-harvest, conditions the area with *P. taeda*, in the 0-5 cm stratum, presented lower density, evenness, and richness than the natural grassland. The SSB of *E. grandis*, in pre and post-harvest, had less diversity and evenness than natural grassland, since *Centunculus minimus* L. was especially abundant. The dominant species in forested areas were dicotyledon species and non-grass monocotyledon species such as sedges, rushes, and Iridaceae, while in natural grasslands, some grasses arose within the most abundant species.

Key words: *Eucalyptus grandis*, *Pinus taeda*, density, richness, diversity, evenness

2.3. INTRODUCCIÓN

Los pastizales templados del Río de la Plata se ubican a lo largo del centro y parte del este de Argentina, todo Uruguay y sur de Brasil (Allen et al. 2011). Son uno de los ecosistemas con mayor número de especies de flora en el mundo (Wilson et al. 2012), donde se identifican en la región alrededor de 4864 especies y 1324 géneros pertenecientes a 194 familias (Andrade et al. 2018).

El ecosistema campos del Cono Sur sufre alteraciones antrópicas como el pastoreo o el fuego, o cambios mayores como la agricultura y la forestación (Woodward 2008). Esta última, con monocultivo de especies arbóreas exóticas, ha expandido su superficie con plantaciones de altas densidades de árboles que impiden el restablecimiento de la vegetación de campo (Gautreau 2008; Gautreau and Vélez 2011; Silveira 2015).

En la instalación de áreas forestadas, la cubierta vegetal que existía previamente es removida; durante los primeros años surge vegetación espontánea en las entrelíneas y a medida que el sombreado aumenta, disminuyen las especies C4 y se incrementan las C3 (Pillar et al. 2002). Sin embargo, existen reportes de que la vegetación que logra establecerse bajo rodales es muy escasa (Silveira 2015). Esta

vegetación dependerá de la especie arbórea, su densidad de plantación y de las especies que se encuentren en el banco de semillas del suelo (Pillar et al. 2002). Otros investigadores afirman que la riqueza de especies se reduce al forestar (siendo más marcada a medida que aumenta el sombreado) y luego muestra aumentos cuando se realiza el raleo o cosecha de árboles. Algunos factores en la recuperación de la vegetación de campo luego de la forestación son la cercanía a parches de campos y la duración del ciclo de forestación (Aceñolaza et al. 2013; Six et al. 2014).

El banco de semillas del suelo incluye todas las semillas viables tanto en el perfil del suelo como en la superficie (Saatkamp et al. 2000). Este está conformado por semillas maduras que se desprenden de la planta madre en el sitio, las que provienen desde otros sitios y semillas que permanecen viables en el suelo de generaciones anteriores. Por esto último, se dice que el BSS tiene la capacidad de preservar la variabilidad genética, ya que conserva semillas de especies que fueron producidas en distintas condiciones ambientales y/o en comunidades diferentes (Fenner and Thompson 2005).

Cuando la vegetación es eliminada, conocer la estructura y composición del BSS permite estimar las especies más esperables en la nueva vegetación (Welling et al. 1988). Este análisis puede indicar las especies deseables o indeseables que pueden establecerse y aportar datos para tomar medidas para la conservación y restauración (Melo 2008; Garcia 2009). Pocos estudios publicados en la región analizan el BSS en áreas forestadas y su rol en la regeneración de vegetación de campos, por lo cual esta investigación tiene como objetivos cuantificar en dos estratos de suelo (0-5 cm y 5-10 cm) la densidad, riqueza, diversidad y equidad del BSS, en pre y poscosecha de áreas forestadas con *Pinus taeda* L. y *Eucalyptus grandis* W.Hill y en áreas de campo natural (CN) aledañas, e identificar las especies más abundantes.

2.4. MATERIALES Y MÉTODOS

2.4.1. Sitios de estudio

De acuerdo al sistema de clasificación de clima de Köppen-Geiger, el clima en la región se caracteriza por ser templado cálido (subtropical húmedo, Cfa tipo Cf) (Kottek et al. 2006). La temperatura media anual es de 17.7 °C, donde se registran temperaturas más altas en los meses de enero y febrero y las más bajas en junio y julio. Las precipitaciones acumuladas anual en promedio se sitúan entre 1200 y 1600 milímetros (Castaño et al. 2011).

Los muestreos se realizaron en dos locales, ubicados al noreste del departamento de Paysandú, Uruguay, durante dos años consecutivos, 2018 y 2019 (Figura 1).

El local uno se ubicó próximo a Gallinal (31°88' S, 57°48' O) sobre suelos clasificados como Argiudolls (Soil Survey Staff 2014). Se muestreó en dos ambientes, uno en área forestada con *P. taeda* con una densidad de 1100 árboles/ha y 20 años, cosechado en julio de 2018, y otro sobre CN alelaido, el cual estuvo con pastoreo hasta julio de 2018, momento en que comenzó la cosecha de los árboles.

El segundo local se ubicó en ruta 26 Brigadier General Leandro Gómez, km 67 (31°59' S, 57°32' O), sobre suelos clasificados como Lithic Argiudolls (Soil Survey Staff 2014). Se muestreó un ambiente plantado con *E. grandis* con densidad de 1500 árboles/ha y 12 años, cosechado en agosto del 2018, y sobre CN excluido de pastoreo desde marzo de 2017, el cual rodeaba el área forestada en estudio.

Ambas plantaciones forestales fueron instaladas sobre CN, con aplicación de herbicida total previo a la siembra y laboreo en la línea de plantación.

2.4.2. Extracción de muestras

En el primer año de estudio (2018) las muestras se extrajeron en junio para las áreas forestadas (BSS de precosecha) y las de CN, en julio. Al siguiente año (2019), en todos los sitios las muestras se extrajeron en marzo, a inicios de otoño, capturando semillas del banco transitorio (Thompson and Grime 1979).

En cada ambiente se instalaron cuatro transectos de 50 m de longitud, separados entre sí por 10 m. En el CN adyacente a *E. grandis* se eligieron dos secciones de CN que rodeaban a la plantación y se instalaron dos transectos en cada una (Figura 1). Las muestras se recogieron con calador de 5 cm de diámetro y 10 cm de profundidad, separando en dos estratos de suelo de 0-5 y 5-10 cm. El mantillo de restos forestales más denso y sin descomponer no fue considerado en la evaluación del BSS, retirándose el mismo de forma manual para extraer las muestras. Por ambiente se colectó el suelo en 32 (año 2018) y 16 (año 2019) puntos con referencia espacial, siendo 8 y 4 puntos por transecto a intervalos sucesivos de 6 m y 12 m al primer y segundo año, respectivamente. En cada punto de muestreo se extrajeron tres submuestras, formando una muestra compuesta para minimizar la heterogeneidad espacial que presentan los bancos de semillas (Thompson 1986).

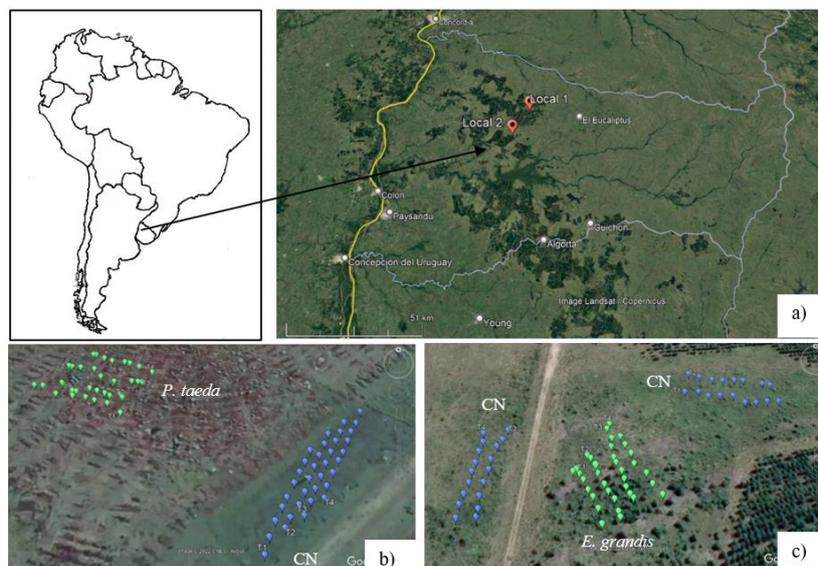


Figura 1. Localización de las áreas de estudio. a) Ubicación de los locales en el departamento de Paysandú, Uruguay. b) Local uno: área forestada con *Pinus taeda* L. y campo natural (CN) adyacente. c) Local dos: área forestada con *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden y CN adyacente.

Figure 1. Location of the study areas. a) Location of the local in the department of Paysandú, Uruguay. b) Local one: afforested area with *Pinus taeda* L. and adjacent natural grassland (CN). c) Local two: afforested area with *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden and adjacent CN.

En laboratorio las tres submuestras de cada punto y estrato fueron mezcladas de forma homogénea, retirando restos vegetales (rizomas, bulbos, etc.) para evitar la propagación vegetativa, piedras e insectos. El banco de semillas del suelo se estimó utilizando el método de emergencia de plántulas (Thompson and Grime 1979). De cada muestra se utilizó el 50 % del total recolectado, se mezcló con perlita (dado que el sustrato utilizado mejora la aireación y mantiene la humedad) y se colocó en bandejas plásticas formando una capa de suelo de aproximadamente 2 cm, considerándose adecuado para conservar la humedad (Vieira et al. 2015). Las muestras permanecieron a temperatura ambiente en invernáculo, con riegos de acuerdo a requerimientos. Las plántulas emergentes fueron identificadas y removidas, o replantadas para su posterior identificación. En ambos años de estudio las emergencias se extendieron hasta el mes de noviembre. Luego de dos semanas sin germinaciones se mezcló la muestra de cada bandeja con el fin de estimular la germinación de las semillas que pudieran estar en mayor profundidad, llevándolas a superficie. Las bandejas se mantuvieron hasta diciembre, mes en el que cesaron las emergencias de plántulas.

2.4.3. Análisis de datos

Las variables estudiadas fueron densidad de semillas/m², riqueza, diversidad y equidad. Para calcular la densidad se usó el conteo de semillas germinadas, transformándose a semillas/m² en función de la superficie efectiva utilizada, siguiendo el mismo criterio que Baum et al. (2013). La riqueza (S) se consideró como el número total de especies (Magurran 1988). La diversidad de Simpson (D), fue tomada en cuenta como la probabilidad de que dos individuos capturados al azar de una muestra sean de la misma especie. Sus valores se encuentran entre 0 y 1, donde los valores próximos a 1 indican menor diversidad (Simpson 1949). Se calcula como: $D = \frac{1}{\sum p_i^2}$, donde p_i es la abundancia relativa calculada como el número de individuos de una especie o grupo sobre el total de individuos. La equidad de Pielou ($J' = H' / \log_2 S$) fue tratada como índice de homogeneidad, que mide la proporción de la diversidad observada respecto a la máxima esperada. Sus valores van entre 0 y 1,

donde 1 es la máxima equidad (es decir, todas las especies tienen igual proporción) (Pielou 1975).

Para contrastar estas variables entre el CN y el área forestada se realizaron intervalos de confianza (IC) al 95 %, utilizando la técnica Bootstrap con 500 repeticiones. Estas comparaciones fueron realizadas en ambos estratos para los dos locales. Se utilizó el software estadístico InfoStat (Di Rienzo et al. 2016).

Los sitios fueron estudiados mediante transectos, por lo que el análisis cuenta con pseudorreplicaciones. Esto restringe las inferencias a las áreas de estudio (Haretche y Rodríguez 2006).

2.5. RESULTADOS

En el local uno se identificó en total 101 especies, mientras que en el local dos, 111 especies. En la Figura 2 se expone la riqueza de especies en cada ambiente y año de estudio, y en la interacción entre ambientes o entre años se observa el número de especies en común. Se puede observar que las áreas forestadas comparten más de la mitad de las especies con el CN adyacente.

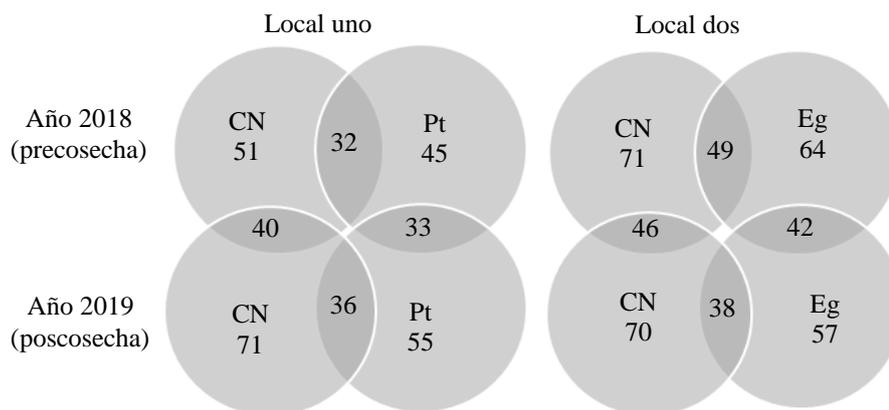


Figura 2. Diagramas de Venn que ilustran el número de especies por ambiente en cada año, y comunes entre ambientes y años, en cada local: campo natural (CN), área forestada con *Pinus taeda* L. (Pt) y con *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden (Eg).

Figure 2. Venn diagram illustrating the number of species per environment in each year, and common between environments and years, in each local: natural grassland (CN), afforested area with *Pinus taeda* L. (Pt) and with *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden (Eg).

2.5.1. Estructura del banco de semillas

2.5.1.1. Local uno: área forestada con *P. taeda* y campo natural adyacente

Como se observa en la Tabla 1, en precosecha solo hubo diferencias significativas para riqueza y densidad en el estrato de 5-10 cm, donde el área forestada presentó mayor número de semillas y especies que CN. Mientras que en poscosecha en el estrato de 0-5 cm la densidad, riqueza y equidad fue menor en *P. taeda* respecto al CN. La densidad en CN tuvo un incremento promedio de 19512 semillas/m² hacia el siguiente año de estudio en el estrato superior. Para cada ambiente, el estrato de 0-5 cm siempre tuvo mayor densidad con diferencias significativas, conteniendo en CN el 84 % y 80 % de las semillas y en *P. taeda* el 74 % y 65 %, en año uno y dos, respectivamente.

Tabla 1. Medias de densidad de semillas (semillas/m²), riqueza de especies, índice de diversidad de Simpson e índice de equidad de Pielou en los ambientes: campo natural (CN) y área forestada con *Pinus taeda* L. (Pt), en dos estratos de suelo (0-5 cm y 5-10 cm), y en los dos años de estudio (2018 y 2019). Para cada variable, letras diferentes en un mismo año indican diferencias significativas (intervalo de confianza 95 %; *Bootstrap*, 500 repeticiones).

Table 1. Means of seeds density (seeds/m²), species richness, Simpson's diversity index and Pielou's evenness index in the environments: natural grasslands (CN) and afforested area with *Pinus taeda* L. (Pt), in two strata of soil (0-5 cm and 5-10 cm), and in two years of study (2018 and 2019). For each variable, different letters in the same year indicate significant differences (confidence interval 95 %; *Bootstrap*, 500 repetitions).

Año	Ambiente	Estrato (cm)	Densidad (semillas/m ²) Media (LI; LS)*	Riqueza (número de especies) Media (LI; LS)*	Diversidad de Simpson Media (LI; LS)*	Equidad de Pielou Media (LI; LS)*
2018	CN	0-5	7374.25ab (5877.44; 8705.55)	30.75a (27.17; 33.41)	0.09a (0.07; 0.11)	0.82ab (0.79; 0.85)
	CN	5-10	1411.25c (871.24; 1742.91)	11.25c (7.55; 13.17)	0.17b (0.14; 0.19)	0.83a (0.81; 0.84)
	Pt	0-5	11894.25a (7792.08; 18120.98)	26.75a (24.31; 30.34)	0.13ab (0.11; 0.15)	0.76b (0.72; 0.79)
	Pt	5-10	4201.50b (2881.47; 6088.01)	17.50b (14.14; 20.45)	0.13b (0.12; 0.15)	0.80ab (0.77; 0.85)
2019	CN	0-5	26886.50a (19257.40; 32602.89)	40.75a (36.59; 44.40)	0.10a (0.09; 0.11)	0.77b (0.74; 0.79)
	CN	5-10	6451.00bc (5055.22; 8885.74)	19.00bc (14.24; 23.77)	0.09a (0.08; 0.10)	0.87a (0.84; 0.89)
	Pt	0-5	9486b (7732.10; 12635.78)	22.50b (18.27; 25.53)	0.10a (0.08; 0.12)	0.64c (0.55; 0.73)
	Pt	5-10	4944.5c (3409.83; 6321.75)	16.00c (14.00; 17.68)	0.11a (0.09; 0.13)	0.73abc (0.61; 0.85)

*LI: límite inferior, LS: límite superior

2.5.1.2. Local dos: área forestada con *E. grandis* y campo natural adyacente

Como se muestra en la Tabla 2, el ambiente forestado y CN solo presentó diferencias para densidad y riqueza en el BSS de precosecha (5-10 cm), siendo mayor en el área forestada. Al segundo año el área forestada de poscosecha tuvo en promedio 20000 semillas/m² más que precosecha. El incremento se debió principalmente a *Centunculus minimus* L., seguido por otras especies como *Conyza bonariensis* (L.) Cronquist, *Fimbristylis autumnalis* (L.) Roem. & Schult., entre otras. El mayor número de semillas siempre se ubicó en el estrato superior, en CN, el 92 % y 86 %, mientras que en *E. grandis*, 65 % y 87 %, en año uno y dos, respectivamente. La menor diversidad y equidad ocurre en el área forestada en precosecha y poscosecha, principalmente en el estrato de 0-5 cm.

Tabla 2. Medias de densidad de semillas (semillas/m²), riqueza de especies, índice de diversidad de Simpson e índice de equidad de Pielou en los ambientes campo natural (CN) y área forestada con *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden (Eg), en dos estratos de suelo (0-5 cm y 5-10 cm), y en los dos años de estudio (2018 y 2019). Para cada variable, letras diferentes en un mismo año indican diferencias significativas (intervalo de confianza 95 %; Bootstrap, 500 repeticiones).

Table 2. Means of seeds density (seeds/m²), species richness, Simpson's diversity index and Pielou's evenness index in the environments: natural grasslands (CN) and afforested area with *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden (Eg), in two strata of soil (0-5 cm and 5-10 cm), and in two years of study (2018 and 2019). For each variable, different letters in the same year indicate significant differences (confidence interval 95 %; Bootstrap, 500 repetitions).

Año	Ambiente	Estrato (cm)	Densidad (semillas/m ²) Media (LI; LS)*	Riqueza (número de especies) Media (LI; LS)*	Diversidad de Simpson** Media (LI; LS)*	Equidad de Pielou Media (LI; LS)*
2018	CN	0-5	8605.00a (7194.71; 9414.93)	35.50a (26.28; 46.68)	0.15a (0.08; 0.22)	0.72bc (0.62; 0.82)
	CN	5-10	743.00c (210.26; 1397.28)	7.75c (3.61; 11.70)	0.09a (0.03; 0.15)	0.95a (0.91; 0.98)
	Eg	0-5	9485.50a (7691.60; 11160.77)	26.25ab (23.50; 28.93)	0.37b (0.25; 0.48)	0.55c (0.44; 0.64)
	Eg	5-10	5167.50b (4669.00; 5660.73)	21.25b (17.81; 24.62)	0.17a (0.13; 0.22)	0.75b (0.71; 0.78)
2019	CN	0-5	17698.25a (10344.84; 23756.36)	32.75a (29.67; 35.69)	0.11a (0.07; 0.16)	0.77a (0.69; 0.85)
	CN	5-10	2822.25b (925.48; 5038.03)	10.50b (4.95; 15.93)	0.14a (0.09; 0.20)	0.87a (0.77; 0.94)
	Eg	0-5	29539.25a (22061.41; 33537.34)	30.00a (25.39; 33.57)	0.42b (0.34; 0.55)	0.49b (0.40; 0.55)
	Eg	5-10	4201.75b (2817.51; 5398.88)	11.00b (7.72; 13.43)	0.29b (0.23; 0.34)	0.64ab (0.47; 0.77)

*LI: límite inferior, LS: límite superior

2.5.2. Especies dominantes

En la Tabla 3 y Tabla 4 se muestran las cinco especies con mayor contribución en el BSS para cada ambiente. La mayoría son dicotiledóneas y otras monocotiledóneas no gramíneas, principalmente ciperáceas, juncáceas e iridáceas, excepto por la aparición de *Axonopus fissifolius* (Raddi) Kuhl. (6 %) en el CN aledaño a *P. taeda* (Tabla 3), *Schizachyrium microstachyum* (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R. Arrill. & Izag. (8 %, año 2018), *Briza minor* L. (6 %, año 2019) y *Phalaris angusta* Nees ex Trin (5 %, año 2019) en el CN asociado a *E. grandis* (Tabla 4). *C. minimus* fue una especie frecuente y abundante en los dos locales y reunió más del 50 % de las semillas germinadas en el BSS de pre y poscosecha de *E. grandis* (Tabla 4). La especie *Callitriche deflexa* A. Braun ex Hegelm fue la más abundante en el ambiente de *P. taeda* durante los dos años de estudio (Tabla 3).

Tabla 3. Principales especies con mayor abundancia relativa (%) que reúnen el 50 % o más de las semillas sobre el total, en todo el estrato estudiado (10 cm), en campo natural (CN) y área forestada con *Pinus taeda* L., para cada año de estudio, 2018 y 2019.

Table 3. Main species with the highest relative abundance (%) that gather 50 % or more of the seeds on the total, in the entire layer studied (10 cm), in natural grassland (CN) and afforested area with *Pinus taeda* L., for each year of study, 2018 and 2019

Especie	CN	<i>P. taeda</i>	CN	<i>P. taeda</i>
	2018	2018	2019	2019
Abundancia relativa (%)				
<i>Axonopus fissifolius</i> (Raddi) Kuhl.	6	-	-	-
<i>Callitriche deflexa</i> A. Braun ex Hegelm	-	25	-	13
<i>Centunculus minimus</i> L.	19	13	21	10
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	-	-	8	13
<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	12	9	4	8
<i>Sisyrinchium laxum</i> Otto ex Sims	-	11	14	7
<i>Soliva sessilis</i> Ruiz & Pav.	7	-	11	-
<i>Stemodia verticillata</i> (Mill.) Hassl.	10	-	-	-
<i>Triodanis biflora</i> (Ruiz & Pav.) Greene	-	7	-	-

Tabla 4. Principales especies con mayor abundancia relativa (%) que reúnen el 50 % o más de las semillas sobre el total, en todo el estrato estudiado (10 cm), en campo natural (CN) y área forestada con *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden, para cada año de estudio, 2018 y 2019.

Table 4. Main species with the highest relative abundance (%) that gather 50 % or more of the seeds on the total, in the entire layer studied (10 cm), in natural grassland (CN) and afforested area with *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden, for each year of study, 2018 and 2019.

Especie	CN	<i>E. grandis</i>	CN	<i>E. grandis</i>
	2018	2018	2019	2019
Abundancia relativa (%)				
<i>Briza minor</i> L.	-	-	6	-
<i>Bulbostylis communis</i> M.G. López & D.A Simpson	3	-	-	-
<i>Callitriche deflexa</i> A. Braun ex Hegelm	-	5	-	4
<i>Centunculus minimus</i> L.	25	51	24	59
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	-	-	9	7
<i>Fimbristylis autumnalis</i> (L.) Roem. & Schult.	17	-	15	7
<i>Gamochaeta americana</i> (Mill.) Wedd.	-	4	-	-
<i>Juncus capillaceus</i> Lam.	-	-	-	3
<i>Juncus microcephalus</i> Kunth	-	9	-	-
<i>Phalaris angusta</i> Nees ex Trin	-	-	5	-
<i>Pterocaulon polystachyum</i> DC.	6	-	-	-
<i>Schizachyrium microstachyum</i> (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R. Arrill. & Izag.	8	-	-	-
<i>Sisyrinchium laxum</i> Otto ex Sims	-	4	-	-

2.6. DISCUSIÓN

Los análisis estadísticos arrojaron diferencias entre CN y áreas forestadas en algunas variables, pero estas no son consistentes en los dos años de estudio. Esto podría deberse a diferentes momentos de muestreo en los ambientes de CN y a situaciones diferentes (pre cosecha y pos cosecha) en las áreas forestadas. En el primer año, el número de especies no difiere entre CN y *P. taeda* en el estrato superior, lo que concuerda con los resultados de Vieira y Overbeck (2020); mientras que al siguiente año la riqueza en CN aumenta, siendo significativamente mayor que el sitio forestado. Bisteau y Mahy (2005) también observan mayor riqueza en los ambientes donde aún se conserva la cobertura vegetal natural. Por otra parte, el área forestada con *E. grandis* en estrato 0-5 cm no difirió en densidad y riqueza con su CN aledaño en los dos años estudiados, lo que podría explicarse dado el menor tiempo de interferencia, es decir menos años desde la plantación de *E. grandis*, y el mayor ingreso de semillas desde el CN circundante, entre otros factores (Six et al. 2014).

Muchas semillas para desencadenar la germinación requieren de estímulos lumínicos, de lo contrario, pueden entrar en dormición por largos períodos (Fenner y Thompson 2005). Esto podría explicar la mayor riqueza y densidad en el estrato de 5-10 cm de áreas forestadas en la precosecha, respecto al testigo de CN. En la plantación de árboles se realiza laboreo en línea, favoreciendo el enterrado de semillas en profundidad, pudiendo estas entrar en latencia. Además de las semillas que van ingresando al banco durante el período forestal, quedando depositadas debajo del mantillo, y a su vez sombreadas por los árboles, donde la falta de estímulo lumínico para germinar puede aumentar la persistencia de estas.

Los resultados de densidad en los ambientes de CN al primer año son similares a los obtenidos en las investigaciones de Haretche y Rodríguez (2006) y Márquez et al. (2002) en CN de la región. Sin embargo, al segundo año la densidad aumenta presentando resultados parecidos a los documentados por Maia et al. (2003) en un campo de bajo no inundado. Según Facelli et al. (2005), la densidad presenta diferencias entre años y épocas de muestreo. En este estudio el aumento de densidad hacia el segundo año podría deberse al momento de muestreo. El primer año las

muestras se extrajeron a inicios del invierno y el segundo año, a inicios de otoño. Así, las semillas que encontraron un ambiente propicio para germinar (suficiente luz, humedad y temperatura) durante el otoño no pudieron ser capturadas en muestreos de invierno (Booth et al. 2010). Pero, en parte, las diferencias también pueden estar dadas por la producción de semillas de cada año, determinada por las condiciones ambientales (Zhang and Granger 2013). Además, la distribución espacial de las semillas puede influir en los resultados; muchas especies presentan distribución agregada de sus semillas (García 2009).

Otro factor incidente en el aumento de densidad en CN adyacente a *P. taeda* es la diferencia en el régimen de pastoreo entre años, pudiendo influir en la producción de semillas de algunas especies. Cuando se retira el pastoreo o es aliviado, se reduce el consumo de plantas, principalmente de especies apetecidas por el ganado, permitiendo la reproducción por semillas (Millet et al. 1987; O'Connor y Pickett 1992). Este CN al comienzo del estudio tenía un régimen de pastoreo intenso y continuo, con un tapiz vegetal muy bajo. Al segundo año de muestreo, el sitio estaba excluido de pastoreo por un período de ocho meses, lo que permitió el crecimiento y desarrollo de especies muy consumidas. El aumento de semillas de dicotiledóneas, como *Soliva sessilis* Ruiz & Pav. (Tabla 3), también se asocia al régimen de pastoreo intensivo (Boldrini 2009). Estos cambios pueden explicar el aumento en número de especies hacia el segundo año (Tabla 1). Sin embargo, Márquez et al. (2002) no reportan diferencias en riqueza y densidad en campos con pastoreo y sin pastoreo (diez años). Haretche y Rodríguez (2006) obtuvieron mayor densidad en la parcela pastoreada que en la excluida de pastoreo (nueve años). Cabe destacar que la ausencia de pastoreo en esos estudios es mayor. Silva and Overbeck (2020) tampoco encuentran diferencias para riqueza en muestreos de otoño en pastoreo intenso comparado a un pastoreo aliviado.

En las áreas forestadas, *E. grandis* presenta aumentos de densidad en el muestreo de poscosecha de árboles, principalmente en el estrato superior, donde la especie que tiene más incremento es *C. minimus*, especie anual invernal con una distribución agregada de las semillas (García 2009). De acuerdo a estos resultados, es

probable que el incremento se deba a las especies que lograron establecerse y producir semillas entre el período de cosecha de árboles y el muestreo de poscosecha, donde pasaron ocho meses. Evidencia de esto puede ser el aumento en la proporción de semillas del estrato superior respecto al inferior, pasando de 65 % a 87 %, durante los nueve meses que transcurrieron entre pre y poscosecha, respectivamente, mientras que el área con *P. taeda* no aumenta en densidad, lo que puede estar dado por los escasos aportes de semillas entre los dos muestreos. Este sitio presentaba, al momento de segundo muestreo, escasa cobertura vegetal y mucha cobertura de restos forestales (pinocha, ramas, tocones). En este ambiente la proporción de semillas en el estrato superior se reduce de 74 % a 65 % nueve meses luego de la cosecha de los árboles. Se piensa que la presencia de mantillo limita la germinación de semillas (Wilby y Brow, 2001) y existe evidencia de que el mantillo de *Pinus* (pinocha) impide la germinación y/o emergencia de plántulas (Bueno y Baruch 2011).

En este estudio la riqueza y densidad encontradas en áreas forestadas son altas si se comparan con otras investigaciones (Bisteau y Mahy 2005; Gonçalves et al. 2008; Seubert et al. 2016; Vieira y Overbeck 2020). En el BSS de precosecha de *P. taeda* se identificaron 45 especies en total y, en promedio, 16100 semillas/m², y en poscosecha, 55 especies y 14430 semillas/m². Por su parte, Vieira y Overbeck (2020) reportan solo 13 especies y 900 semillas/m² en un turno de 25 años de *P. taeda*, y Bisteau y Mahy (2005), 14 especies y 1508 semillas/m² en un rodal de *Pinus* de 60 años. Seubert et al. (2016), en áreas forestadas con *E. grandis* de 10 años de edad, solo encontraron 13 especies, mientras que en este estudio en precosecha se identificaron 64 y en poscosecha, 57 especies. Valores más similares fueron obtenidos por Gonçalves et al. (2008) en áreas forestadas con *Pinus* spp. y *Eucalyptus* spp., que identifican 39 y 42 especies, respectivamente, mientras que la densidad continúa siendo baja respecto a nuestros resultados.

Los altos valores de riqueza y densidad en las áreas forestadas podrían deberse a la cercanía de estas a las áreas de cortafuego (CN) donde, a través de agentes de dispersión abióticos y bióticos, entre estos, los bovinos que tuvieron acceso,

favorecen la entrada de semillas al banco (Malo y Suarez 1996; Pérez et al. 2006; Booth et al. 2010), lo que se refleja en que más de la mitad de las especies presentes en áreas forestadas están en el CN (Figura 2), además de semillas de generaciones anteriores que permanecen enterradas (Pillar et al. 2002; Hopfensperger 2007) y especies que logran desarrollarse y producir semillas bajo los rodales de árboles. En áreas forestadas con *E. grandis* y *P. taeda*, en baja cobertura, Silveira et al. (2018) encontraron especies de poáceas, juncáceas y ciperáceas, entre otras.

Los resultados obtenidos de distribución de semillas en el perfil son consistentes con otros estudios, donde la mayor densidad se localiza en el estrato superior (Funes et al. 2001; Vieira et al. 2015; Vieira y Overbeck 2020). Estos resultados prueban que en suelos donde no hay labranza o algún otro tipo de perturbación la densidad de semillas tiende a disminuir en profundidad (Thompson et al. 1997).

Las especies más abundantes en el BSS de áreas forestadas clasifican como dicotiledóneas, juncáceas, ciperáceas y/o especies con semillas muy diminutas como *C. minumus*, *C. deflexa*, *Sisyrinchium laxum* Otto ex Sims (Tabla 3 y Tabla 4). Fenner y Thompson (2005) consideran que los grupos antes mencionados poseen semillas fotoblásticas y en ausencia de luz suelen presentar dormición, situación esperable bajo rodales de árboles densos o cuando quedan cubiertas por acumulación de mantillo, reduciendo la germinación y permitiendo aumentar la persistencia de estas. Sin embargo, la mayoría del grupo poáceas no tienen requerimientos de luz para desencadenar la germinación, lo que podría asociarse con los bajos aportes de estas en el BSS de áreas forestadas. Según la clasificación de BSS de Thompson y Grime (1979), estas últimas podrían clasificarse como tipo I, especies transitorias que están presentes durante el verano y germinan en otoño, principalmente gramíneas de semillas grandes que carecen de mecanismos de latencia. En cambio, las especies estivales podrían clasificarse como tipo II, similares características, pero germinan en primavera. En los CN, se encuentran dentro de las dominantes algunas gramíneas: al primer año *A. fissifolius* y *S. microstachyum*, ambas especies perennes estivales, al siguiente año en CN adyacente, *E. grandis*, *B. minor* y *P. angusta*, ambas especies anuales invernales. Estos resultados pueden estar dados por la fecha de muestreo: el

primer año se realizaron a comienzos de invierno, donde las gramíneas que aparecen dentro de especies dominantes son las que germinarán en las condiciones de primavera; al año siguiente, el muestreo temprano en otoño capturó dos especies que desencadenan su germinación en dicha estación.

C. minimus fue una especie frecuente y abundante en todos los sitios: en las áreas forestadas de *E. grandis* representó más del 50 % del total de semillas en el BSS de precosecha y poscosecha. Su dominancia explica los menores valores de diversidad y equidad en este ambiente. Trabajos previos también observan que pocas especies representan más de la mitad de las semillas en el banco; Eycott et al. (2006) encontraron que dos especies representaban el 62 % de las semillas. La mayoría de las especies dominantes se caracterizan por ser anuales y/o con semillas pequeñas, lo que se correlaciona positivamente con una mayor producción de semillas (Leishman 2001).

Nuestros resultados muestran que la riqueza de especies y la densidad de semillas, a pesar de la interferencia de los árboles, presentan escasas diferencias con CN. El área forestada con *E. grandis* presenta menor diversidad y equidad dada la dominancia de *C. minimus*, y en poscosecha de *P. taeda*, menor equidad, lo que puede atribuirse a una menor riqueza de especies en este ambiente. En áreas forestadas dominan semillas de especies arvenses como *C. minimus*, *C. deflexa*, *C. bonariensis* y escasos aportes de las gramíneas, que son uno de los principales componentes de la vegetación de campo. El aumento en densidad del área forestada de *E. grandis* podría indicar que las especies logran establecerse y producir semillas antes; en cambio, en *P. taeda* el tipo de mantillo pueda estar interfiriendo, ya que no tuvo aumento en densidad en el banco de poscosecha.

Quedan interrogantes como: 1) la densidad de semillas y la riqueza en áreas forestadas se debe en mayor parte a ingresos desde los sitios cercanos de CN, desde distancias mayores o semillas persistentes y 2) la remoción de mantillo, principalmente de *Pinus*, permite un mejor establecimiento y reproducción de especies.

2.7. AGRADECIMIENTOS

A la Ing. Agr. Ivana Cardozo por ser parte de este trabajo. Al Ing. Agr. (PhD) Pablo Boggiano, Ing. Agr. (PhD) Mónica Cadenazzi y la Ing. Agr. (MSc) Silvana Noëll por sus aportes y colaboración. A la Dra. (Msc) Dainelis Casanova y la zootecnista (MSc) Gabriela Machado por su colaboración. Al Ing. Agr. (MSc) Iván Grela por el apoyo y por brindar las facilidades para poder llevar a cabo el trabajo. A la empresa Forestal Oriental SA por brindar áreas de los establecimientos para la instalación de los experimentos. A la Comisión Sectorial de Investigación Científica (CSIC) por la financiación del proyecto, en el cual se encuentra incluida la tesis de maestría.

2.8. REFERENCIAS

Aceñolaza, P. G., E. E. Rodríguez, and D. Díaz. 2013. Efecto de prácticas de manejo silvícola sobre la diversidad vegetal bajo plantaciones de *Eucalyptus grandis*. Actas 4.º Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano 1-7.

Allen, V. G., C. Batello, E. J. Berretta, J. Hodgson, M. Kothmann, et al. 2011. An international terminology for grazing lands and grazing animals. *Grass and Forage Science* 66(1):2-29. <https://DOI.org/10.1111/j.1365-2494.2010.00780.x>

Andrade, B. O., E. Marchesi, S. Burkart, R. B. Setubal, F. Lezama, et al. 2018. Vascular plant species richness and distribution in the Río de la Plata grasslands. *Botanical Journal of the Linnean Society* 188(3):250-256. <https://DOI.org/10.1093/botlinnean/boy063>

Baum, S., M. Weih, and A. Bolte. 2013. Floristic diversity in Short Rotation Coppice (SRC) plantations: Comparison between soil seed bank and recent vegetation. *Applied agricultural and forestry research* 63:221-228. http://dx.DOI.org/DOI:10.3220/LBF_2013_221-228

Bisteau, E., and G. Mahy. 2005. Vegetation and seed bank in a calcareous grassland restored from a *Pinus* forest. *Applied Vegetation Science* 8(2):167-174. <https://DOI.org/10.1111/j.1654-109X.2005.tb00642.x>

- Boldrini, I. I. 2009. A flora dos Campos do Rio Grande do Sul. Pp. 63-77 en V. Pillar, S. Müller, Z. Castilhos and A. Jacques (eds.). Campos Sulinos conservação e uso sustentável da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, Brasil.
- Booth, B. D., S. D. Murphy, and C. J. Swanton. 2010. Invasive plant ecology in natural and agricultural systems. Second edition. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Bueno, A., and Z. Baruch. 2011. Soil seed bank and the effect of needle litter layer on seedling emergence in a tropical pine plantation. *Revista de Biología Tropical* 59(3):1071-1079.
- Castaño, J. P., A. Giménez, M. Ceroni, J. Furest, R. Aunchayna, et al. 2011. Caracterización agroclimática del Uruguay 1980-2009. *Serie Técnica INIA* (193):1-34.
- Di Rienzo, J. A., F. Casanoves, M. G. Balzarini, I. Gonzalez, M. Tablada, et al. InfoStat versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL: infostat.com.ar
- Eycott, A. E., A. R. Watkinson, and P. M. Dolman. 2006. The soil seedbank of a lowland conifer forest: The impacts of clear-fell management and implications for heathland restoration. *Forest Ecology and Management* 237(1-3):280-289. <https://DOI.org/10.1016/j.foreco.2006.09.051>
- Facelli, J. M., P. Chesson, and N. Barnes. 2005. Differences in seed biology of annual plants in arid lands: a key ingredient of the storage effect. *Ecology, Ecological Society of America* 86(11):2998-3006. <https://DOI.org/10.1890/05-0304>
- Fenner, M., and K. Thompson. 2005. *The Ecology of Seeds*. First edition. Cambridge University Press, New York. New York, USA.
- Funes, G., S. Basconcelo, S. Díaz, and M. Cabido. 2001. Edaphic patchiness influences grassland regeneration from the soil seed bank in mountain grasslands of central Argentina. *Austral Ecology: A Journal of Ecology in the Sothern Hemisphere* 26(2):205-212. <https://DOI.org/10.1046/j.1442-9993.2001.01102.x>

Garcia, N. E. 2009. O banco de sementes do solo nos Campos Sulinos. Pp. 78-87 en V. Pillar, S. C. Müller, Z. M. Castilhos and A. V. Jacques (eds.). Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, Brasil.

Gautreau, P. 2008. L'expansion sylvicole dans le Río de la Plata: la dimension oubliée du conflit des usines de pâte à papier entre l'Uruguay et l'Argentine. *Nuevo Mundo, Mundos Nuevos*. [En línea]. 10 julio 2021. Disponible en: <https://journals.openedition.org/nuevomundo/17762?lang=fr>

Gautreau, P., and E. Vélez. 2011. Strategies of environmental knowledge production facing land use changes: Insights from the Silvicultural Zoning Plan conflict in the Brazilian state of Rio Grande do Sul. [En línea]. 10 julio 2021. Disponible en: <http://journals.openedition.org/cybergeo/24881>

Gonçalves, A. R., R. D. Martins, I. S. Martins, and J. M. Felfili. 2008. Bancos de sementes do sub-bosque de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. na flona de Brasília. *Cerne* 14(1):23-32.

Haretche, F., and C. Rodríguez. 2006. Banco de semillas de un pastizal uruguayo bajo diferentes condiciones de pastoreo. *Ecología Austral* 16(2):105-113.

Hopfensperger, K. N. 2007. A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. *Oikos: Advancing Ecology* 116(9):1438-1448. <https://DOI.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15818.x>

Kottek, M., J. Grieser, C. Beck, B. Rudolf, and F. Rubel. 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15(3):259-263. <https://DOI.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>

Leishman, M. R. 2001. Does the seed size/number trade-off model determine plant community structure? An assessment of the model mechanisms and their generality. *Oikos* 93(2):294-302.

Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. First edition. Princeton University Press. New Jersey, USA.

- Maia, F., R. Medeiros, V. Pillar, D. M. Chollet, and M. Olmedo. 2003. Composição, riqueza e padrão de variação do banco de sementes do solo em função da vegetação de um ecossistema de pastagem natural. *Iheringia, Série botânica* 58(1):61-80.
- Malo, J. E., and F. Suarez. 1996. New insights into pasture diversity: the consequences of seed dispersal in herbivore dung. *Biodiversity letters* 3(2):54-57. <https://DOI.org/10.2307/2999769>
- Márquez, S., G. Funes, M. Cabido, and E. Pucheta. 2002. Efectos del pastoreo sobre el banco de semillas germinable y la vegetación establecida en pastizales de montaña del centro de Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 75(2):327-337. <https://dx.DOI.org/10.4067/S0716-078X2002000200006>
- Melo, A. S. 2008. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica* 8(3):21-27. <https://DOI.org/10.1590/S1676-06032008000300001>
- Millot, J. C., D. Risso, and R. Methol. 1987. Relevamiento de pasturas naturales y mejoramientos extensivos en áreas ganaderas del Uruguay. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Comisión Honoraria del Plan Agropecuario. Montevideo, Uruguay.
- O'Connor, T. G., and G. A. Pickett. 1992. The influence of grazing on seed production and seed banks of some African savanna grasslands. *Journal of Applied Ecology* 29(1):247-260. <https://DOI.org/10.2307/2404367>
- Pérez, E. M., M. Del Mar, P. Lau, and L. Bulla. 2006. Granivory, seed dynamics and suitability of the seed-dish technique for granivory estimations in a neotropical savanna. *Journal of Tropical Ecology*. 22(3):255-265. <https://DOI.org/10.1017/S0266467405003093>
- Pielou, E. C. 1975. *Ecological diversity*. John Wiley & Sons, New York, USA.
- Pillar, V., I. Boldrini, and O. Lange. 2002. Padrões de distribuição espacial de comunidades campestres sob plantio de eucalipto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 37(6):753-761. <https://DOI.org/10.1590/S0100-204X2002000600003>

- Saatkamp, A., P. Poschlod, and D. L. Venable. 2000. The functional Role of Soil Seed Banks in Natural Communities. In: Gallagher RS. (Ed.). *Seeds: The ecology of regeneration in plant communities*. Third edition. CABI, London UK. 263-295.
- Seubert, R. C., J. P. de Maçaneiro, J. J. Budag, T. A. Fenilli, and L. A. Schorn. 2016. Banco de sementes do solo sob plantios de *Eucalyptus grandis* no município de Brusque, Santa Catarina. *Floresta* 46(2):165-172. <http://dx.DOI.org/10.5380/rf.v46i2.38191>
- Silva, G. H., and G. Overbeck. 2020. Soil seed bank in a subtropical grassland under different grazing intensities. *Acta Botanica Brasilica* 34(2):360-370. <https://DOI.org/10.1590/0102-33062019abb0297>
- Silveira, E. D. 2015. Estudio comparativo de la vegetación y cobertura del suelo bajo plantaciones forestales y campo natural. Magister en Ciencias Agrarias opción Ciencias Animales. Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Montevideo. Uruguay. Pp. 84.
- Silveira D., M. Cadenazzi, R. Zanoniani, and P. Boggiano. 2018. Estructura de las comunidades herbáceas en áreas con plantaciones forestales. *Agrociencia Uruguay* 22 (1):1-12. <http://dx.DOI.org/10.31285/agro.22.1.1>
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163 (4148):688-688. <https://DOI.org/10.1038/163688a0>
- Six, L. J., J. D. Bakker, and R. E. Bilby. 2014. Vegetation dynamics in a novel ecosystem: agroforestry effects on grassland vegetation in Uruguay. *Ecosphere* 5(6):1-15. <http://dx.DOI.org/10.1890/ES13-00347.1>
- Soil Survey Staff. 2014. *Keys to Soil Taxonomy*, Twelfth edition. USDA-Natural Resources Conservation Service. Washington, DC, USA.
- Thompson, K. 1986. Small-scale heterogeneity in the seed bank of an acidic grassland. *Journal of Ecology* 74(3):733-738. <https://DOI.org/10.2307/2260394>

Thompson, K., J. P. Bakker, and R. M. Bekker. 1997. *The Soil Seed Banks of North West Europe: Methodology, Density and Longevity*. First edition. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.

Thompson, K., and J. P. Grime. 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology* 67(3):893-921. <https://DOI.org/10.2307/2259220>

Vieira, M., C. L. Bonilha, I. I. Boldrini, and G. E. Overbeck. 2015. The seed bank of subtropical grasslands with contrasting land-use history in southern Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 29(4):543-552. <https://DOI.org/10.1590/0102-33062015abb0026>

Vieira, M., and G. E. Overbeck. 2020. Small seed bank in grasslands and tree plantations in former grassland sites in the South Brazilian highlands. *Biotropica* 52(4):775-782. <https://DOI.org/10.1111/btp.12785>

Welling, C. H., R. L. Pederson, and A. G. Van der Valk. 1988. Recruitment from the seed bank and the development of zonation of emergent vegetation during a drawdown in a prairie wetland. *Journal of Ecology*. 76(2):483-496. <https://DOI.org/10.2307/2260607>

Wilby, A., and V. Brow. 2001 Herbivory, litter and soil disturbance as determinants of vegetation dynamics during early old-field succession under set-aside. *Oecologia* 127:259–265. <https://DOI.org/10.1007/s004420000579>

Wilson, J. B., R. K. Peet, J. Dengler, and M. Pärtel. 2012. Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science* 23(4):796-802. <https://DOI.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01400.x>

Woodward, S. L. 2008. *Greenwood guide to Biomes of the World: Grassland biomes*. First edition. Greenwood Press, Westport, Connecticut, USA.

Zhang, R., and K. L. Granger. 2013. Effects of climate change on regeneration by seeds. Pp. 204-234 en R. S. Gallagher (ed.). *Seeds: The ecology of Regeneration in Plant Communities*. Third edition. CPI Group (UK), Croydon, London, England.

3. COMPOSICIÓN DEL BANCO DE SEMILLAS GERMINABLE EN CAMPO NATURAL Y ÁREAS FORESTADAS

3.1 RESUMEN

Se analizó la composición del banco de semillas del suelo (BSS) en áreas forestadas con *Pinus taeda* L. y *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden en pre y poscosecha, y en campo natural adyacente a cada área forestada. Se estudió a dos profundidades, 0-5 y 5-10 cm, y se utilizó el método de germinación. El objetivo de este estudio es determinar la composición del BSS agrupando las especies en familias botánicas, origen, hábito de vida, y en dicotiledóneas, gramíneas estivales, gramíneas invernales y otras monocotiledóneas. Las familias con más especies en todos los ambientes fueron Asteraceae, Poaceae y Cyperaceae. Estas también tuvieron alta abundancia relativa de semillas en los campos naturales y en precosecha de *E. grandis*. Las áreas forestadas presentaron mayor abundancia relativa de semillas anuales, dicotiledóneas y otras monocotiledóneas, y, en la mayoría de los casos, baja participación de gramíneas. Además, dominaron semillas nativas, excepto en el ambiente con *E. grandis*, donde la especie exótica más abundante y frecuente fue *Centunculus minimus* L. En el BSS de *E. grandis* se identificaron más gramíneas, por lo que se espera que esta área se regenere más rápido que el ambiente de *P. taeda*.

Palabras clave: familias botánicas, exóticas, nativas, anuales, perennes, dicotiledóneas, gramíneas, otras monocotiledóneas

3.2. ABSTRACT

Composition of the germinable seed bank in natural grassland and afforested areas

The composition of the soil seed bank (SSB) was analyzed in forested areas with *Pinus taeda* L. and *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden, in pre and post-harvest, and in the natural grassland adjacent to each afforested area. It was studied at two depths, 0-5 and 5-10 cm, through the germination method. This study aims to determine the composition of the SSB by grouping the species into botanical families, origin, life habits, and into dicotyledons, summer grasses, winter grasses, and other monocotyledons. The families with the most species in all environments

were Asteraceae, Poaceae, and Cyperaceae; these also had a high relative abundance of seeds in natural grasslands and pre-harvest of *E. grandis*. The forested areas presented a higher relative abundance of annual seeds, dicotyledonous, and other monocotyledonous, and, in most cases, low participation of grasses. In addition, native seeds were dominant, except in the environment with *E. grandis*, where the most abundant and frequent exotic species was *Centunculus minimus* L. Several grasses were identified in the *E. grandis* BSS, so it is expected that this area will regenerate faster than the *P. taeda* environment.

Key words: botanical families, exotic, native, annuals, perennials, dicots, grasses, other monocots

3.3. INTRODUCCIÓN

A nivel mundial muchos ecosistemas naturales son sustituidos por sistemas de producción más intensivos, como pasturas artificiales, agricultura y forestación, entre otros (Woodward 2008). Los pastizales templados que se extienden por América del Sur representan una de las ecorregiones más importantes del mundo; abarcan parte del noreste de Argentina, Uruguay y el sur de Brasil (Oyarzabal et al. 2019). Estos se diferencian en dos subregiones: una llamada pampa, que comprende Argentina oriental y central, y la región campos, que abarca Uruguay, el sur de Brasil y el noreste de Argentina (Allen et al. 2011). Estos brindan servicios ecosistémicos como el ciclado de nutrientes, la purificación del agua y el control de erosión; son fuente de biodiversidad de flora y fauna y producen forraje, entre otros beneficios (Altesor 2010). En los pastizales del Río de la Plata se han registrado alrededor de 4864 especies pertenecientes a 1324 géneros y 194 familias, donde las familias con mayor número de especies son Asteraceae, Poaceae y Fabaceae, seguido por Cyperaceae y otras (Andrade et al. 2018).

En las últimas décadas, la actividad forestal ha tenido su expansión en el Cono Sur, desplazando áreas de campos (Alvarado 2009). Luego de una perturbación, la cobertura vegetal está influenciada por factores bióticos y abióticos y procesos ecológicos para restablecerse. Como principales factores bióticos se encuentran el

banco de semillas y la lluvia de semillas, responsables de determinar las primeras especies que aparecen luego de la remoción del tapiz vegetal (Bedoya-Patiño et al. 2010). El banco de semillas del suelo (BSS) se define como el conjunto de semillas viables presentes en el suelo y en la hojarasca. Estas pueden germinar dentro del primer año, conformando el banco de semillas transitorio, o persistir por más de un año, pasando a contribuir a la reserva de diversidad genética a lo largo del tiempo (Simpson et al. 1989). La lluvia de semillas es muy variable en el espacio y en el tiempo, dependiendo del mecanismo de dispersión de cada especie, entre otros factores, así como de la época de producción de semillas, lo que también determina que el BSS sea muy inestable (Paluch 2011).

A nivel mundial, diversos estudios evalúan el efecto de las perturbaciones en el BSS y si es posible restablecer la cobertura vegetal original a partir de este (Izhaki et al. 2000; Maccherini y De Dominicis 2003; Eycott et al. 2006; Bossuyt y Honnay 2008; Zhang et al. 2013). En la región, muchos trabajos abordan la problemática de la composición florística del BSS en áreas perturbadas por agricultura (Leguizamón y Roberts 1982; Vieira et al. 2015), o en relación con disturbios como el pastoreo, y la similitud entre la vegetación emergente y el BSS (Márquez et al. 2002; Haretche y Rodríguez 2006; Etchepare y Bocanelli 2007; Silva y Overbeck 2020). Son escasos los estudios que evalúan el BSS para restaurar la vegetación de campo en áreas que fueron forestadas (Seubert et al. 2016; Vieira y Overbeck 2020). Por lo expuesto, se considera importante estudiar el BSS en áreas forestadas con monocultivo de exóticas, a efectos de inferir la posibilidad de restauración de las comunidades vegetales originales.

En este trabajo analizamos el BSS en dos estratos (0-5 cm y 5-10 cm) en áreas forestadas con *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden y *Pinus taeda* L antes de la cosecha y en la poscosecha de los árboles, y en cada caso en campo natural (CN) aledaño como testigo. Los objetivos fueron: 1) comparar la composición del BSS según las familias botánicas en cada año y ambiente en todo el perfil estudiado (10 cm), 2) estimar la abundancia relativa según origen y hábito de vida, y en grupos como dicotiledóneas, gramíneas estivales, gramíneas invernales y otras monocotiledóneas en cada estrato (0-5 cm y 5-10 cm), 3) y contrastar las

clasificaciones antes mencionadas entre área forestada y su correspondiente CN en cada año.

3.4. MATERIALES Y MÉTODOS

3.4.1. Descripción de sitios de estudio

El estudio se realizó durante dos años consecutivos, 2018 y 2019, al noreste del departamento de Paysandú, Uruguay. El clima se caracteriza por ser templado cálido (subtropical húmedo) (Cfa tipo Cf), según el sistema de clasificación de clima de Köppen-Geiger (Kottek et al. 2006). La temperatura media anual es de 17,7 °C, donde se registran temperaturas máximas en los meses de enero y febrero y las mínimas en junio y julio. Las precipitaciones acumuladas anualmente, en promedio, se sitúan entre 1200 y 1600 milímetros (Castaño et al. 2011).

Se eligieron dos locales y en cada uno se determinaron dos ambientes: uno sobre área forestada y otro como testigo en CN alledaño. El criterio para elegir el sitio de cada local fue que las áreas forestadas estuvieran próximas a ser cosechadas y que existiera CN alledaño con similares características edáficas.

Un sitio de estudio se ubicó próximo a la localidad de Gallinal (31°88' S, 57°48' W), sobre suelos tipo Argiudolls (Soil Survey Staff 2014), el cual denominamos como local uno. En este se ubicó un ambiente en área forestada con *Pinus taeda* L. y otro en CN alledaño. La plantación presentaba una densidad de 1100 árboles/ha y 20 años, la cual fue cosechada en julio de 2018. Al momento del primer muestreo (junio 2018), no se observaba vegetación bajo el dosel de los árboles y el CN presentaba pastoreo intenso, con tapiz vegetal bajo; en julio de 2018 se retiró el pastoreo.

El otro sitio fue ubicado en ruta 26 Brigadier General Leandro Gómez, km 67 (31° 59' S, 57° 32' W), sobre suelos tipo Lithic Argiudolls (Soil Survey Staff 2014), denominado local dos. Se eligió un ambiente forestado con *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden (Meg) con densidad de 1500 árboles/ha y 12 años, cosechado en agosto del 2018. Bajo el dosel de árboles no se observaba vegetación. El ambiente de

CN aledaño se encontraba excluido de pastoreo desde marzo de 2017, por lo cual en el tapiz vegetal dominaban monocotiledóneas cespitosas altas.

Las dos plantaciones forestales fueron instaladas sobre CN, con aplicación de herbicida total y laboreo en la línea previo a la plantación.

3.4.2. Extracción de muestras

Para el estudio del BSS se utilizó el método de emergencia de plántulas, considerado como el adecuado para evaluar el banco de semillas fácilmente germinable (Thompson and Grime 1979). Al primer año (2018) de estudio las muestras se extrajeron previo a la cosecha de los árboles, en el mes de junio, y en julio, los campos naturales. Al siguiente año, con el fin de evaluar el BSS en poscosecha, las muestras se extrajeron en marzo de 2019, a inicios de otoño. El muestreo en esta fecha tiene como objetivo capturar el BSS transitorio luego de la lluvia de semillas (Thompson and Grime 1979).

En cada ambiente se instalaron cuatro transectos de 50 m de longitud, separados entre sí por 10 m. Excepto en el CN adyacente a *E. grandis*, se eligieron dos áreas de CN que rodeaban a la plantación y se instalaron dos transectos en cada uno. Las muestras se recogieron con calador de 5 cm de diámetro y 10 cm de profundidad, separando en dos estratos de 0-5 y 5-10 cm. Para cada ambiente, al primer año se colectó el suelo en 32 puntos con referencia espacial, a intervalos sucesivos de 6 m, siendo 8 puntos en cada transecto. Al siguiente año, el número de puntos para cada ambiente se redujo a 16 en total, ubicándose a intervalos de 12 m, siendo 4 puntos en cada transecto. En cada punto de muestreo se extrajeron tres submuestras, formando una muestra compuesta para minimizar la heterogeneidad espacial que presentan los BSS (Thompson 1986). Considerando el número de puntos por ambiente y las submuestras de cada uno, al primer año se extrajeron 96 cilindros por ambiente, siendo una superficie muestreada de 1885 cm² y 18849 cm³ en todo el perfil estudiado (10 cm), mientras que al segundo año, 48 cilindros por ambiente, resultando en una superficie de 942.5 cm² y 9425 cm³.

En laboratorio cada muestra compuesta fue mezclada de forma homogénea, retirando restos vegetales (rizomas, bulbos...) para evitar la propagación vegetativa,

piedras e insectos. Para cada una se utilizó el 50 % del total recolectado, se mezcló con perlita y se colocó en bandejas plásticas formando una capa de suelo de aproximadamente 2 cm, considerándose adecuado para conservar la humedad (Vieira et al. 2015). Para cada ambiente en total había 64 bandejas, 32 correspondientes al estrato superior y 32, al inferior, siendo un total de 256 bandejas al primer año, mientras que al segundo año se redujo a la mitad. Las bandejas permanecieron a temperatura ambiente en invernáculo, con riegos de acuerdo a requerimientos. Las plántulas emergentes fueron identificadas y removidas o replantadas para su posterior identificación. En ambos años de estudio las emergencias se extendieron hasta el mes de noviembre; luego de dos semanas sin germinaciones se mezcló la muestra de cada bandeja con el fin de estimular la germinación de las semillas que pudieran estar en mayor profundidad, llevándolas a superficie. Las bandejas se mantuvieron hasta diciembre, mes en el cual cesaron las emergencias.

3.4.3. Análisis de datos

Se agruparon las especies en familias botánicas, que fueron presentadas gráficamente, para describir la composición total de cada ambiente. También las especies fueron reagrupadas en los tipos funcionales: origen, hábito de vida y caracterización. En relación al origen se clasificaron en nativas y exóticas; en hábito de vida, anuales y perennes, y en caracterización, en dicotiledóneas, gramíneas estivales, gramíneas invernales y otras monocotiledóneas, agrupamiento utilizado por Haretche and Rodríguez (2006). Para la clasificación en tipos funcionales se extrajo información de la página web del Instituto de Botánica Darwinion y Rosengurt (1979). Se calculó la abundancia relativa de cada grupo como: número de semillas germinadas del grupo/número total de semillas germinadas.

Para el análisis de las variables se utilizó un método no paramétrico por intervalos de confianza (IC) al 95 % utilizando el test de aleatoriedad Bootstrap con 500 repeticiones. Se contrastó para cada local el área forestada y el CN aledaño en cada estrato. Se utilizó el software estadístico InfoStat (Di Rienzo et al. 2016). El estudio cuenta con seudorréplicas (transectos), por lo cual las inferencias se restringen a las áreas de estudio (Haretche y Rodríguez, 2006).

La representación de la abundancia relativa de semillas germinadas de cada familia se hizo a modo descriptivo, representando los resultados totales por ambiente y año.

3.5. RESULTADOS

En el local uno se identificaron 32 familias botánicas y del total de especies el 14 % eran exóticas, el 64 %, perennes, el 55 %, dicotiledóneas y dentro de monocotiledóneas, el 56 % fueron gramíneas. Mientras que en el local dos se distinguieron 26 familias y del total de especies el 12 % fueron exóticas, el 73 %, perennes, el 50 %, dicotiledóneas y el porcentaje de gramíneas dentro de monocotiledóneas fue igual que en el local uno. En todos los ambientes, Poaceae, Asteraceae y Cyperaceae fueron las familias con más especies (Figura 1, Figura 2).

3.5.1. Familias botánicas

3.5.1.1. Local uno: área forestada con *P. taeda* y campo natural adyacente

Al primer año, en CN se encontraron 20 familias botánicas (Figura 1a). La familia con mayor contribución de semillas fue Cyperaceae, donde *Cyperus aggregatus* (Willd.) Endl., *Cyperus sesquiflorus* (Torr.) Mattf. & Kük. ex Kük. y *Bulbostylis communis* M.G. fueron dominantes. En *P. taeda* se identificaron 24 familias, con mayor participación de Plantaginaceae, debido principalmente a *Callitriche deflexa* A. Braun ex Hegelm, además de aportes de *Stemodia verticillata* (Mill.) Hassl. y *Veronica peregrina* L. (Figura 1c). Al segundo año, el BSS de CN y el de poscosecha presentaron 21 familias botánicas. Asteraceae tuvo el mayor número de semillas en CN explicado, en mayor medida, por *Soliva sessilis* Ruiz & Pav., *Conyza bonariensis* (L.) Cronquist y el género *Gamochaeta spp.*, mientras que en *P. taeda*, principalmente por la presencia de los dos últimos mencionados (Figura 1b, Figura 1d). La familia Primulaceae también fue abundante en todos los BSS, debido, sobre todo, a *C. minimus* (Figura 1).

En el BSS en precosecha de *P. taeda* solo se identificaron cuatro gramíneas: *Setaria parviflora* (Poir.) Kerguélen, *Nasella neesiana* (Trin. & Rupr.) Barkworth y *Eragrostis lugens* Nees en el estrato superior, y *Digitaria sanguinalis* (L.) Scop. en

estrato inferior. En poscosecha se registró la presencia en el estrato de 0-5 cm de *Briza minor* L., *E. lugens*, *Chascolytrum subaristatum* (Lam.) Desv., *Panicum bergii* Arechav., *Piptochaetium montevidense* (Spreng.) Parodi, *Piptochaetium ruprechtianum* E. Desv., *Schizachyrium* sp. Nees, *Sporobolus indicus* (L.) R. Br. y *S. parviflora*. Estos dos últimos más *Piptochaetium stipoides* (Trin. & Rupr.) Hack. ex Arechav. también fueron identificados en el estrato de 5-10 cm. La mayoría de estas gramíneas solo presentó presencia en el banco.

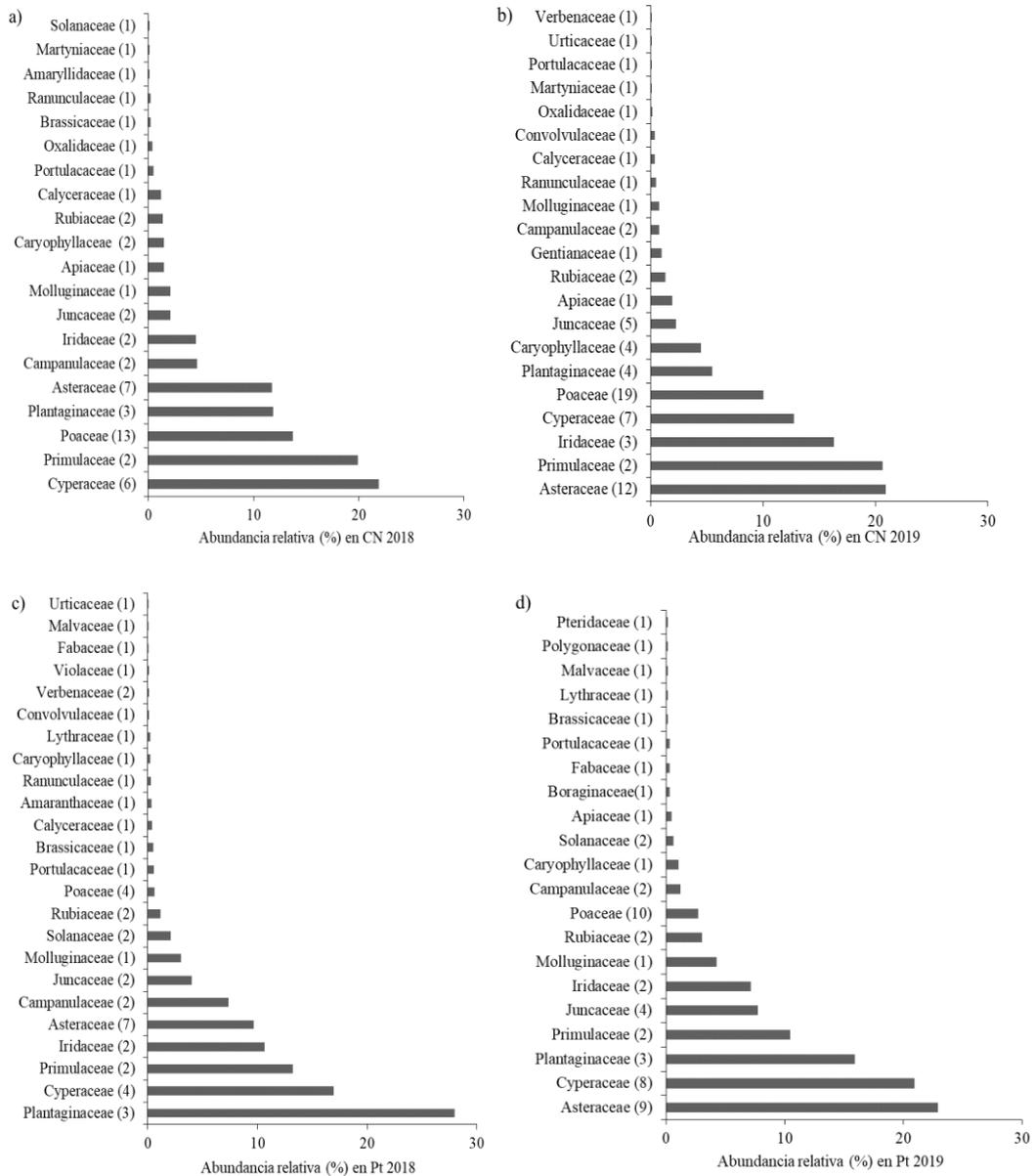


Figura 1. Familias botánicas según abundancia relativa (%) en todo el estrato estudiado (0-10 cm), donde (a) campo natural (CN) 2018, (b) CN 2019, (c) área forestada con *P. taeda* (Pt) 2018, (d) Pt 2019. Entre paréntesis se indica el número de especies presentes en cada familia.

Figure 1. Botanical families according to relative abundance (%) in the entire stratum studied (0-10 cm), in which (a) natural grassland (CN) 2018, (b) CN 2019, (c) forest area with *P. taeda* (Pt) 2018, (d) Pt 2019. The number of species present in each family is shown between brackets.

3.5.1.2. Local dos: área forestada con *E. grandis* y campo natural adyacente

En el CN se identificaron 17 familias botánicas en los dos años, mientras que en el área forestada con *E. grandis* se identifican 18 y 16 en BSS precosecha y poscosecha, respectivamente (Figura 2).

En CN la familia con mayor número de semillas fue Cyperaceae, siendo *Fimbristylis autumnalis* (L.) Roem. & Schult. la especie de mayor contribución (Figura 2a). Mientras que, al segundo año, las proporciones de Primulacea, Cyperaceae y Poaceae son bastante similares (Figura 2b). En el área forestada, Primulaceae (*C. minimus*) representó más de la mitad del número de semillas en el banco (Figura 2c, Figura 2d).

En precosecha de *E. grandis* la tercera familia más abundante fue Poaceae y se identificaron 17 gramíneas. En el estrato 0-5 cm aparecen *Steinchisma hians* (Elliott) Nash, *S. indicus*, *Schizachyrium microstachyum* (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R. Arrill. & Izag., *Bromidium tandilense* (Kuntze) Rugolo, *Cynodon dactylon* (L.) Pers., *B. minor*, *E. lugens*, *Dichanthelium sabulorum* (Lam.) Gould & C.A. Clark, *P. montevidense*, *Chascolytrum poomorphum* (J. Presl) Essi, Longhi-Wagner & Souza-Chies y *S. parviflora*. Las últimas seis especies mencionadas también aparecen en el estrato de 5-10 cm junto con *Eragrostis airoides* Nees, *P. bergii*, *Paspalum plicatulum* Michx., *P. stipoides*, *Setaria vaginata* Spreng. y *Phalaris angusta* Nees ex Trin. En el BSS de poscosecha se identificaron 12 especies; en el estrato de 0-5 cm: *Eragrostis bahiensis* Schrad. ex Schult., *S. indicus*, *S. parviflora*, *B. minor*, *C. poomorphum*, *E. airoides*, *E. lugens*, *P. bergii*, *D. sabulorum*, *P. montevidense* y *P. stipoides*, donde las tres últimas también aparecen en el estrato de 5-10 cm. En la mayoría germinaron más de un individuo, a diferencia del banco de *P. taeda*.

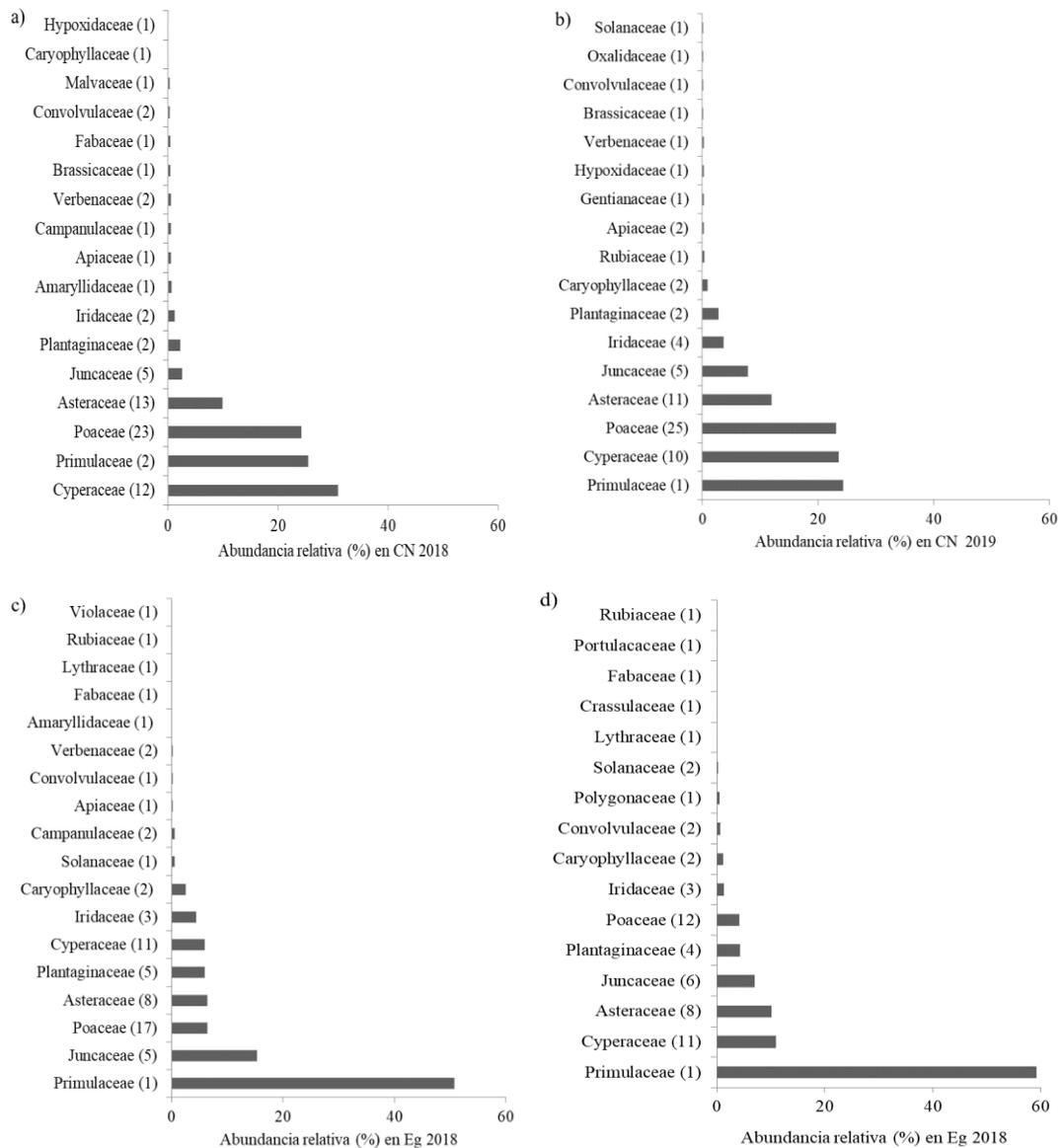


Figura 2. Familias botánicas según abundancia relativa (%) en todo el estrato estudiado (0-10 cm), donde a) campo natural (CN) 2018, b) CN 2019, c) área forestada de *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden (Eg) 2018 y d) Eg 2019. Entre paréntesis se indica el número de especies presentes en cada familia.

Figure 2. Botanical families according to relative abundance (%) in the entire stratum studied (0-10 cm), in which a) natural grassland (CN) 2018, b) CN 2019, c) afforested area with *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden (Eg) 2018 and d) Eg 2019. The number of species present in each family is shown between brackets.

3.5.2. Tipos funcionales

3.5.2.1. Local uno: área forestada con *P. taeda* y campo natural adyacente

En ambos ambientes el BSS de nativas fue significativamente mayor que las exóticas (Tabla 1). El grupo de semillas anuales superó significativamente a las perennes, excepto el primer año en CN 5-10 cm, donde se observa lo contrario (Figura 3a), en el que los aportes de perennes se explican principalmente por *C. aggregatus* y *C. sesquiflorus*.

Los grupos dicotiledóneas y otras monocotiledóneas eran lo más abundantes. El BSS de CN 0-5 cm presentó mayor abundancia relativa de gramíneas estivales respecto a *P. taeda* al primer año (Figura 4a). En precosecha el estrato de 0-5 cm tuvo mayor abundancia relativa de dicotiledóneas respecto a CN (Figura 4a). El estrato de 5-10 cm siempre presentó mayor abundancia relativa de monocotiledóneas no gramíneas respecto a 0-5 cm (Figura 4a, Figura 4b).

Tabla 1. Medias de la abundancia relativa de semillas (%) agrupadas según origen en nativas y exóticas en el local uno y dos, donde: campo natural (CN), área forestada con *Pinus taeda* L. (Pt) y *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden (Eg). En estrato de 0-5 cm y 5-10 cm. Dentro de cada año, letras diferentes indican diferencia significativa con un intervalo de confianza de 95 %.

Table 1. Means of the relative abundance of seeds (%) grouped according to origin in native and exotic in local one and two, where: natural grassland (CN), forest area with *Pinus taeda* L. (Pt) and *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden (Eg). In layer of 0-5 cm and 5-10 cm. Within each year, different letters indicate significant difference with a 95 % confidence interval.

Año	Grupo funcional	Local uno				Local dos				
		CN 0-5 cm	CN 5-10 cm	Pt 0-5 cm	Pt 5-10 cm	CN 0-5 cm	CN 5-10 cm	Eg 0-5 cm	Eg 5-10 cm	
2018	Origen (%)	Nativas	75.56 b	80.17 ab	86.01 a	74.50 b	71.60 b	92.68 a	40.37 cd	66.53 b
		Exóticas	24.52 c	19.73 cd	13.81 d	25.65 c	28.55 d	7.27 e	59.18 bc	33.72 d
2019	Origen (%)	Nativas	72.86 B	74.73 B	88.33 A	84.36 AB	72.83 A	66.37 AB	36.22 C	53.44 AB
		Exóticas	27.22 C	25.37 CD	11.99 E	15.77 DE	27.35 C	33.92 BC	63.84 A	47.37 BC

3.5.2.2. Local dos: área forestada con *E. grandis* y campo natural adyacente

Las semillas exóticas fueron significativamente mayores en *E. grandis* 0-5 cm, dado principalmente por *C. minimus* (Tabla 1). El primer año en el CN se registró mayor abundancia relativa de perennes, mientras que en el área forestada anuales y perennes no difieren en el estrato de 5-10 cm (Figura 3c). Esto último se debe a especies perennes pertenecientes a las familias juncáceas y ciperáceas, ubicadas en el grupo de otras monocotiledóneas (Figura 4c). El segundo año, en CN 0-5 cm se observó un aumento de las semillas anuales y, en consecuencia, disminuyó la abundancia relativa de perennes (Figura 3d), debido principalmente al aumento de gramíneas invernales anuales, *B. minor* y *P. angusta*, y en CN 5-10 cm por el incremento de *C. minimus* (Figura 4d).

Al igual que en el local anterior, predominan dicotiledóneas y otras monocotiledóneas; sin embargo, el primer año CN 5-10 cm la abundancia relativa de dicotiledóneas no difiere estadísticamente de gramíneas estivales y presenta la mayor proporción de otras monocotiledóneas. El CN 0-5 cm al primer año presenta mayor abundancia relativa de gramíneas estivales respecto al área forestada, mientras que al segundo año fueron las gramíneas invernales (Figura 4c y Figura 4d).

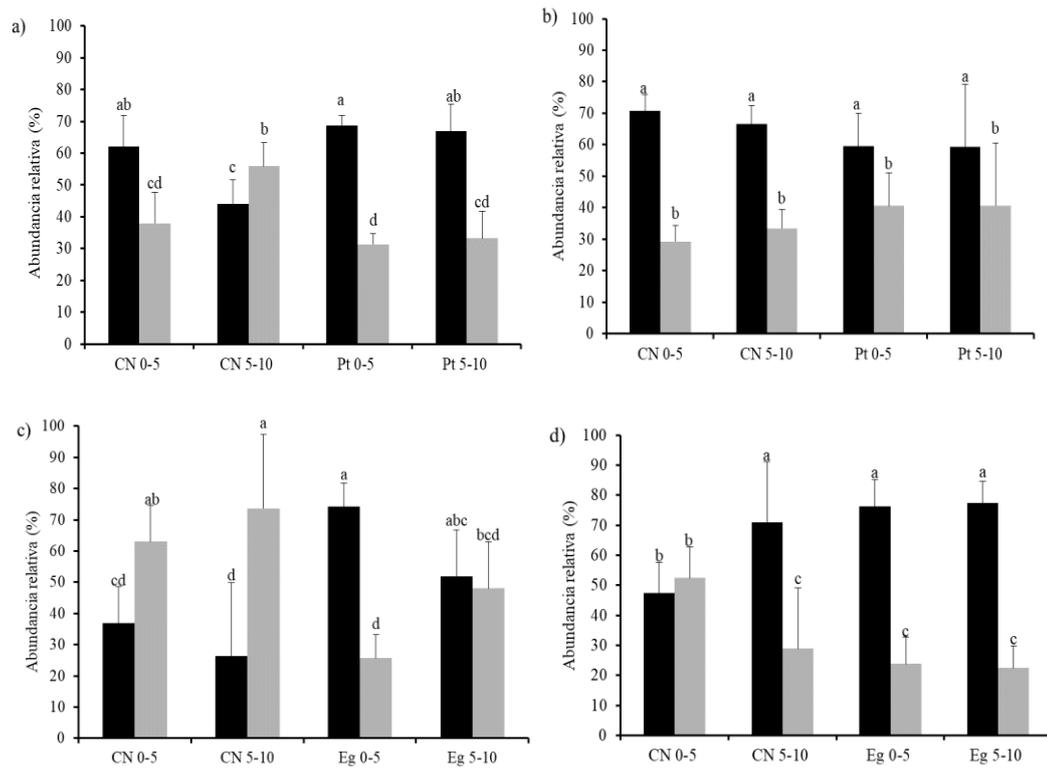


Figura 3. Medias \pm DE de la abundancia relativa (%) de semillas agrupadas según hábito de vida: anuales (negro) y perennes (gris) en local uno: campo natural (CN) y área forestada con *Pinus taeda* L. (Pt) en el año 2018 (a) y 2019 (b). Local dos: campo natural (CN), y área forestada con *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden (Eg), en el año 2018 (c) y 2019 (d). En estrato 0-5 y 5-10 cm. En cada gráfico, letras diferentes indican diferencia significativa con un intervalo de confianza de 95 %.

Figure 3. Means \pm SD of the relative abundance (%) of seeds grouped according to life habits: annuals (black) and perennials (grey) in local one: natural grassland (CN) and forested area with *Pinus taeda* L. (Pt) in 2018 (a) and 2019 (b). Local two: natural grassland (CN), and forested area with *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden (Eg), in 2018 (c) and 2019 (d). In stratum 0-5 and 5-10 cm. In each graph, different letters indicate a significant difference with a 95 % confidence interval.

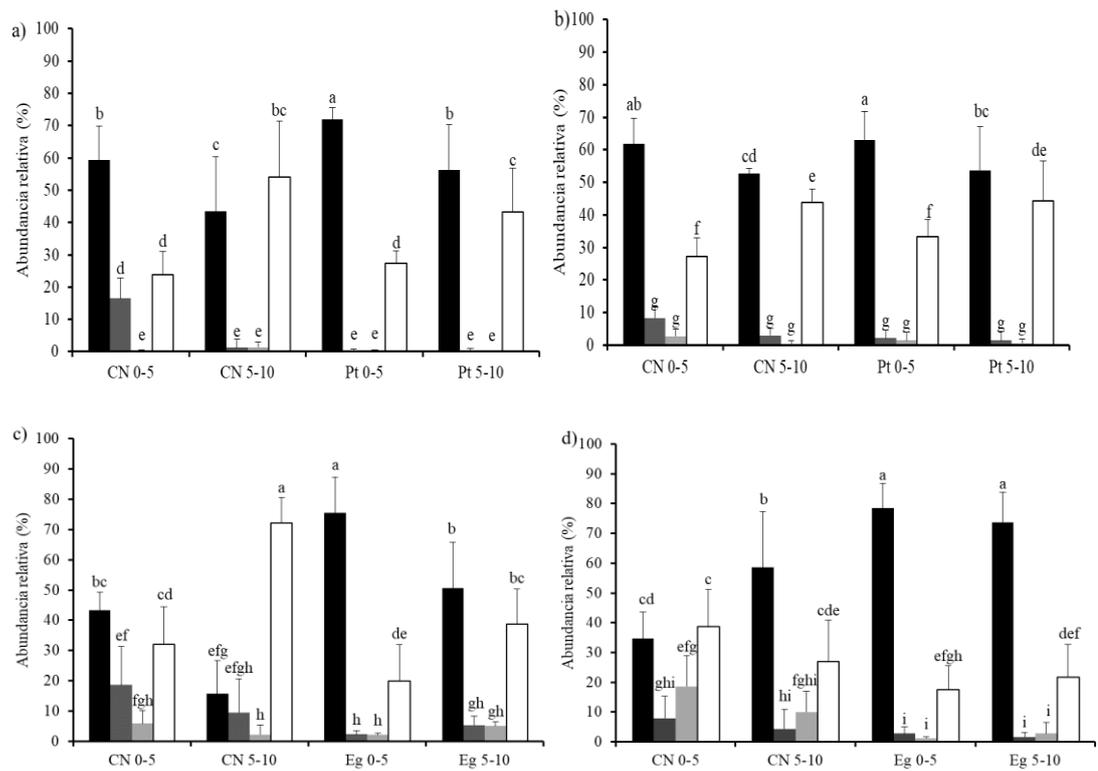


Figura 4. Medias \pm DE de la abundancia relativa (%) de semillas agrupadas según tipos funcionales: dicotiledóneas (negro), gramíneas estivales (gris oscuro), gramíneas invernales (gris claro) y otras monocotiledóneas (blanco) en local uno: campo natural (CN) y área forestada con *Pinus taeda* L. (Pt) en el año 2018 (a) y 2019 (b). Local dos: campo natural (CN), y área forestada con *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden (Eg), en el año 2018 (c) y 2019 (d). Estrato de 0-5 y 5-10 cm. En cada gráfico, letras diferentes indican diferencia significativa con un intervalo de confianza de 95 %.

Figure 4. Means \pm SD of the relative abundance (%) of seeds grouped according to functional types: dicotyledons (black), summer grasses (dark grey), winter grasses (light grey) and other monocotyledons (white) in local one: natural grassland (CN) and forested area with *Pinus taeda* L. (Pt) in 2018 (a) and 2019 (b). Local two: natural grassland (CN), and forested area with *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden (Eg), in 2018 (c) and 2019 (d). Layer of 0-5 and 5-10 cm. In each graph, different letters indicate a significant difference with a 95 % confidence interval.

3.6. DISCUSIÓN

No se observa un patrón constante en las variables para los dos años de estudio, lo que demuestra la gran variabilidad espacial y temporal que presentan los BSS. Esto puede explicarse por épocas diferentes de muestreo en cada año, principalmente en las áreas de CN, y en las áreas forestadas, por el cambio de condiciones ocasionado por la cosecha de árboles.

El BSS fue más rico en especies pertenecientes a las familias Poaceae, Cyperaceae y Asteraceae, ya sea en CN como en áreas forestadas, lo que es consistente con las familias que exhiben mayor número de especies en la vegetación de campos de la región (Boldrini 2009; Andrade et al. 2018). También estas familias se reportan con mayor número de especies en el estudio de BSS en áreas forestadas realizado por Seubert et al. (2016). Por otra parte, Poaceae, Cyperaceae y Asteraceae en el BSS de CN se encuentran dentro de las principales en abundancia relativa, situación observada también en los estudios de Vieira y Overbeck (2020), Silva y Overbeck (2020) y Vignolio et al. (2021).

Las familias como Plantaginaceae, Cyperaceae, Primulaceae, Juncaceae e Iridaceae, que tienen altos aportes en los BSS, se caracterizan por presentar especies con semillas pequeñas. Existen estudios que demuestran que las semillas pequeñas se correlacionan positivamente con mayor número de semillas producidas (Leishman 2001). Además, estas tienen mayores oportunidades de colonizar porque corren menos riesgos de ser encontradas y destruidas por granívoros (Booth et al. 2010). También se dice que las especies con semillas pequeñas o especies de las familias Cyperaceae y Asteraceae tienden a ser fotoblásticas. En cambio, muchas especies de Fabaceae y Poaceae tienden a germinar en ausencia de luz, independientemente del tamaño de semilla (Fenner y Thompson 2005). Esto puede explicar la escasa participación de poáceas en las áreas forestadas, además del hecho de que no hay vegetación de campo aportando semillas al sitio.

Primulaceae y Plantaginaceae tienen alta abundancia relativa en casi todos los ambientes, debido principalmente a *C. minimus* en la primera y *C. deflexa* en la segunda. Estas especies también son observadas como muy abundantes y frecuentes

en otros estudios (Boccanelli y Lewis 1994; Vieira et al. 2015; Zepeda et al. 2015). La alta participación de semillas de estas explica, en parte, el alto número de semillas de dicotiledóneas y anuales, y *C. minimus*, la contribución de semillas exóticas.

Los géneros *Sisyrinchium* L. (Iridaceae) y *Juncus* L. (Juncaceae) presentan frutos en forma de cápsulas con semillas pequeñas y numerosas (Lombardo 1984). Las especies que componen a la familia Cyperaceae también poseen alta capacidad de producir semillas pequeñas y durables, lo que puede explicar que especies de esta familia se encuentren con frecuencia y abundancia en el estrato de 5-10 cm (Márquez et al. 2002; Vieira y Overbeck 2020). La producción de semillas de las especies presentes en Iridaceae, Juncaceae y Cyperaceae explican la mayor participación del grupo de otras monocotiledóneas en los bancos de los diferentes ambientes.

En los campos de la región está reportado que el 10 % de la flora corresponde a especies exóticas (Andrade et al. 2018). El porcentaje de especies exóticas en este estudio es similar a los campos y en estudios de BSS de la región. Márquez et al. (2002) reportan que el 9 % son exóticas en el BSS de CN, mientras que en Vieira et al. (2015) en el BSS de campos y áreas agrícolas el 14 % lo son, y en número de semillas dominan las nativas, al igual que en esta investigación, excepto por el área forestada con *E. grandis*.

De acuerdo a hábito de vida, del total de especies identificadas predominan las especies perennes: 64 % y 73 % en el local uno y dos, respectivamente. Esto también lo observan Silva y Overbeck (2020), donde en áreas de CN, el 80 % de las especies presentes en el BSS son perennes. En cambio, en abundancia relativa los resultados muestran mayor proporción de semillas anuales, al igual que en los resultados obtenidos por Vieira et al. (2015). La abundancia de semillas anuales en el banco también se observa en estudios de otras regiones (Rice 1989). Las especies anuales persisten a través de las semillas, por lo que es esperable que tengan una mayor producción para asegurar su sobrevivencia, además de mecanismos de persistencia (Marañón 1995). Sin embargo, al primer año de estudio el CN adyacente al área forestada con *E. grandis* experimenta mayor abundancia relativa de perennes. Esto podría atribuirse a la ausencia de pastoreo por un período aproximado de 15 meses:

hay estudios que observan un aumento de semillas de gramíneas perennes cuando el pastoreo es aliviado y mayor número de semillas anuales cuando el pastoreo es intenso (O'Connor y Pickett 1992, Tessema et al. 2016). En cambio, al segundo año en este ambiente aumentan las anuales, lo que puede indicar que el momento de muestreo puede influir en los resultados. El muestreo temprano en otoño del segundo año pudo capturar más semillas de gramíneas invernales anuales, como *B. minor* y *P. angusta*, especies que desencadenan su germinación durante tal estación. También los resultados pueden verse afectados por el efecto año; las condiciones ambientales pueden determinar diferencias en la producción de semillas (Bazzaz et al. 2000), o por el patrón de distribución espacial de las especies, que puede ser agregado, lo que podría explicar la diferencia entre años del estrato inferior en CN. Este al primer año presentaba buena proporción de semillas perennes, lo que se invierte hacia el segundo año, siendo mayor las anuales (Figura 3c y Figura 3d). Adicionalmente, existe la posibilidad de la llegada de semillas en profundidad a través de galerías que realizan insectos y lombrices, raíces muertas o grietas ocasionadas por una sequía (De Souza et al. 2006).

Kinucan and Smeins (1992) estudiaron el efecto del pastoreo en el BSS, donde el pastoreo pesado y continuo provocó un aumento en dicotiledóneas anuales, mientras que sin pastoreo aumentó la proporción de especies monocotiledóneas perennes. De acuerdo a la clasificación de tipos funcionales se observó que el BSS estaba compuesto principalmente de dicotiledóneas, seguido por otras monocotiledóneas no gramíneas. Resultados similares obtuvieron Haretche y Rodríguez (2006) en CN con pastoreo, mientras que en CN excluido de pastoreo por un período de 9 años no encontraron diferencias significativas entre los diferentes grupos. En nuestro estudio, en el CN que llevaba más tiempo sin pastoreo, las diferencias entre dicotiledóneas, otras monocotiledóneas, gramíneas estivales e invernales no fueron tan marcadas. Mientras que en el CN que presentó pastoreo intenso hasta el primer muestreo, las diferencias entre los tipos funcionales antes mencionados fueron mayores y predominaron las dicotiledóneas. En el estudio realizado por Vieira et al. (2015) también observaron un bajo aporte de gramíneas en el BSS, en los sitios de CN más semillas de juncáceas y ciperáceas, mientras que en

los sitios con historia agrícola dominaban las dicotiledóneas. En nuestra investigación también se observa mayor abundancia relativa de dicotiledóneas en los sitios perturbados y al segundo año, en el CN que tenía más pastoreo. En este ambiente, Asteraceae es la familia con mayor número de semillas y las especies que dominan se asocian a pastoreo intenso: *S. sessilis*, *C. bonariensis* y el género *Gamochaeta*. El tapiz vegetal bajo forma un ambiente propicio para el establecimiento y la reproducción de las especies antes mencionadas (Boldrini 2009).

A pesar de que las gramíneas tienen poca participación en el BSS, en los sitios de CN fueron significativamente mayor respecto a áreas forestadas, excepto al segundo año el CN adyacente a *P. taeda*, que se cree que es debido al pastoreo. Estos resultados podrían deberse a que en sitios de CN persiste una vegetación dominante de gramíneas sobre el suelo que aportan semillas al sitio. Sumado a esto, las semillas de gramíneas, en general, tienen una menor longevidad, lo que explicaría su baja participación en áreas forestadas (Fenner y Thompson 2005). Márquez et al. (2002) clasifican a la mayoría de las gramíneas encontradas en el banco con persistencia transitoria (menos de cinco años). En las áreas forestadas predominan dicotiledóneas y otras monocotiledóneas, además de semillas de especies anuales, lo que podría explicar por qué a inicios de la sucesión secundaria, luego de una perturbación, dominan anuales (Rosengurtt 1943). Según Tognetti et al. (2010), primero aparecen hierbas anuales y luego gramíneas anuales hasta que dominan gramíneas perennes.

Nuestros resultados muestran que las familias con mayor contribución de semillas en las áreas forestadas son Asteraceae, Cyperaceae, Primulaceae, Juncaceae Plantaginaceae e Iridaceae, mientras que Poaceae en el BSS de precosecha de *E. grandis* y en las áreas de CN. Los BSS se componen de especies y semillas nativas, principalmente, excepto en el caso de *E. grandis*, donde hubo mayor densidad de exóticas ocasionado por *C. minimus*. La mayoría de las especies identificadas son perennes, pero en abundancia relativa dominaron anuales, a excepción del CN adyacente a *E. grandis*, el cual también tuvo más gramíneas, estivales al primer año e invernales en el segundo. En los ambientes forestados, por su parte, dominan dicotiledóneas y otras monocotiledóneas.

Las pasturas naturales de Uruguay se componen principalmente por gramíneas, dicotiledóneas, especialmente por asteráceas, leguminosas y otras monocotiledóneas como ciperáceas y juncáceas (Millot et al. 1987). Considerando esto, el BSS de áreas forestadas podría llegar a contribuir en la etapa inicial de colonización de especies vegetales para llegar a un estado aproximado de lo que sería la vegetación de campo, ya que se encuentra una alta proporción de asteráceas, ciperáceas, juncáceas, pero la mayor limitante es la menor densidad del componente gramíneas. De acuerdo a las especies identificadas, el área forestada con *E. grandis* presentó más gramíneas, por lo que podría llegar antes que *P. taeda* a una vegetación dominada por estas.

3.7. AGRADECIMIENTOS

A la Ing. Agr. Ivana Cardozo por ser parte de este trabajo. Al Ing. Agr. (PhD) Pablo Boggiano, Ing. Agr. (PhD) Mónica Cadenazzi y la Ing. Agr. (MSc) Silvana Noëll por sus aportes y colaboración. A la Dra. (Msc) Dainelis Casanova y la zootecnista (MSc) Gabriela Machado por su colaboración. Al Ing. Agr. (MSc) Iván Grela por el apoyo y brindar las facilidades para poder llevar a cabo el trabajo. A la empresa Forestal Oriental SA por brindar áreas de los establecimientos para la instalación de los experimentos. A la Comisión Sectorial de Investigación Científica (CSIC) por la financiación del proyecto, en el cual se encuentra incluida la tesis de maestría.

3.8. REFERENCIAS

Allen, V. G., C. Batello, E. J. Berretta, J. Hodgson, M. Kothmann, et al. 2011. An international terminology for grazing lands and grazing animals. *Grass and forage science* 66(1):2-29. <https://DOI.org/10.1111/j.1365-2494.2010.00780.x>

Altesor, A. 2010. Capítulo XVII. Servicios ecosistémicos de los pastizales naturales. Pp. 221-234 en A. Altesor, W. Ayala and J. M. Paruelo (eds.). Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. INIA, Montevideo, Uruguay

Alvarado, R. 2009. La expansión forestal en el Cono Sur. *Nueva Sociedad* 223:76-93.

- Andrade, B. O., E. Marchesi, S. Burkart, R. B. Setubal, F. Lezama, et al. 2018. Vascular plant species richness and distribution in the Río de la Plata grasslands. *Botanical Journal of the Linnean Society* 188(3):250-256. <https://DOI.org/10.1093/botlinnean/boy063>
- Bazzaz, F. A., D. D. Ackerly, and E. G. Reekie. 2000. Reproductive allocation in plants. Pp. 1-29 in M. Fenner (ed.). *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, 2nd edition. CABI Publishing, London, England.
- Bedoya-Patiño J. G., J. V. Estévez-Varón, and G. J. Castaño-Villa. 2010. Banco de semillas del suelo y su papel en la recuperación de los bosques tropicales. *Boletín Científico, Centro de Museos, Museo de Historia Natural* 14(2):77-91.
- Boccanelli S. I., and J. P. Lewis. 1994. The seed bank of an old pampean prairie and its relation with the standing vegetation. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 29(12):1833-1840.
- Boldrini, I. I. 2009. A flora dos Campos do Rio Grande do Sul. Pp. 63-77 en V. Pillar, S. Müller, Z. Castilhos and A. Jacques (eds.). *Campos Sulinos conservação e uso sustentável da biodiversidade*. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, Brasil.
- Booth, B. D., S. D. Murphy, and C. J. Swanton. 2010. *Invasive plant ecology in natural and agricultural systems*. Second edition. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Bossuyt, B., and O. Honnay. 2008. Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science* 19(6):875-884. <https://DOI.org/10.3170/2008-8-18462>
- Castaño, J. P., A. Giménez, M. Ceroni, J. Furest, R. Aunchayna, et al. 2011. Caracterización agroclimática del Uruguay 1980-2009. *Serie Técnica INIA* (193):1-34.
- De Souza, M., F. C. Maia, and M. A. Pérez. 2006. Bancos de semillas en el suelo. *AgriScientia* 23(1):33-44.

- Di Rienzo, J. A., F. Casanoves, M. G. Balzarini, I. Gonzalez, M. Tablada, et al. InfoStat versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL:infostat.com.ar
- Etchepare, M. A., and S. I. Boccanelli. 2007. Análisis del banco de semillas y su relación con la vegetación emergente en una clausura de la llanura pampeana. *Ecología austral* 17(1):159-166.
- Eycott, A. E., A. R. Watkinson, and P. M. Dolman. 2006. The soil seedbank of a lowland conifer forest: The impacts of clear-fell management and implications for heathland restoration. *Forest Ecology and Management* 237(1-3):280-289. <https://DOI.org/10.1016/j.foreco.2006.09.051>
- Fenner, M., and K. Thompson. 2005. *The Ecology of Seeds*. First edition. Cambridge University Press, New York, USA.
- Haretche, F., and C. Rodríguez. 2006. Banco de semillas de un pastizal uruguayo bajo diferentes condiciones de pastoreo. *Ecología Austral* 16(2):105-113.
- Instituto de Botánica Darwinion. Sin fecha. Flora del Conosur. Catálogo de Plantas Vasculares. URL: <http://www.darwin.edu.ar/proyectos/floraargentina/fa.htm>
- Izhaki, I., N. Henig-Sever, and G. Ne'Eman. 2000. Soil seed banks in Mediterranean Aleppo pine forests: the effect of heat, cover and ash on seedling emergence. *Journal of Ecology* 88(4):667-675. <https://DOI.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00486.x>
- Kinucan, R. J., and F. E. Smeins. 1992. Soil seed bank of a semiarid Texas grassland under three long-term (36-years) grazing regimes. *The American Midland Naturalist* 128(1):11-21. <https://DOI.org/10.2307/2426408>
- Kottek, M., J. Grieser, C. Beck, B. Rudolf, and F. Rubel. 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15(3):259-263. <https://DOI.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>
- Leguizamón, E. S., and H. A. Roberts. 1982. Seed production by an arable weed community. *Weed Research* 22(1):35-39. <https://DOI.org/10.1111/j.1365-3180.1982.tb00141.x>

- Leishman, M. R. 2001. Does the seed size/number trade-off model determine plant community structure? An assessment of the model mechanisms and their generality. *Oikos* 93(2):294-302. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2001.930212.x>
- Lombardo, A. 1984. Flora montevidensis, Monocotiledóneas. Tomo III. Intendencia Municipal de Montevideo, Montevideo, Uruguay.
- Maccherini, S., and V. De Dominicis. 2003. Germinable soil seed-bank of former grassland converted to coniferous plantation. *Ecological Research*, 18(6):739-751. <https://DOI.org/10.1111/j.1440-1703.2003.00592.x>
- Marañón, T. 1995. Ecología de los bancos de semillas en el suelo: una revisión de estudios españoles. *Pastos* 25 (1): 3-25.
- Márquez, S., G. Funes, M. Cabido, and E. Pucheta. 2002. Efectos del pastoreo sobre el banco de semillas germinable y la vegetación establecida en pastizales de montaña del centro de Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 75(2):327-337. <http://dx.DOI.org/10.4067/S0716-078X2002000200006>
- Millot, J. C., D. Risso, and R. Methol. 1987. Relevamiento de pasturas naturales y mejoramientos extensivos en áreas ganaderas del Uruguay. Montevideo: Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Comisión Honoraria del Plan Agropecuario.
- O'Connor, T. G., and G. A. Pickett. 1992. The influence of grazing on seed production and seed banks of some African savanna grasslands. *Journal of Applied Ecology* 29(1):247-260. <https://DOI.org/10.2307/2404367>
- Oyarzabal, M., B. Andrade, V. D. Pillar, and J. Paruelo. 2019. Temperate Subhumid Grasslands of Southern South America. Pp. 1-17 in M. Goldstein and D. Della Sala (eds.). Elsevier, Cambridge, USA. <https://DOI.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.12132-3>
- Paluch, J. G. 2011. Ground seed density patterns under conditions of strongly overlapping seed shadows in *Abies alba* Mill. stands. *European Journal of Forest Research* 130(6):1009-1022. <https://DOI.org/10.1007/s10342-011-0486-4>

Rice, K. J. 1989. Impacts of Seed Banks on Grassland Community Structure and Population Dynamics. Pp. 211-230 in M. A. Leek, V. T. Parker and R. L. Simpson (eds.). Ecology of Soil Seed Banks. Academic Press, New York, USA.

Rosengurtt, B. 1943. Estudios sobre praderas naturales del Uruguay. 3.^a contribución. Barreiro & Ramos. Montevideo, Uruguay.

Rosengurtt, B. 1979. Tablas de comportamiento de las especies de plantas de campos naturales en el Uruguay. Universidad de la República (Uruguay) Facultad de Agronomía, Montevideo, Uruguay.

Seubert, R. C., J. P. de Maçaneiro, J. J. Budag, T. A. Fenilli, and L. A. Schorn. 2016. Banco de sementes do solo sob plantios de Eucalyptus grandis no município de Brusque, Santa Catarina. Floresta 46(2):165-172. <http://dx.DOI.org/10.5380/rf.v46i2.38191>

Silva, G. H., and G. Overbeck. 2020. Soil seed bank in a subtropical grassland under different grazing intensities. Acta Botanica Brasilica 34(2):360-370. <https://DOI.org/10.1590/0102-33062019abb0297>

Simpson, R. L., M. A. Leek and V. T. Parker. 1989. Seed banks: General concepts and methodological issues. Pp. 3-8 in M. A. Leek, V. T. Parker and R. L. Simpson (eds.). Ecology of soil seed banks. Academic Press. San Diego, California.

Soil Survey Staff. 2014. Keys to Soil Taxonomy, Twelfth edition. USDA-Natural Resources Conservation Service. Washington, DC, USA.

Tessema, Z. K., W. F. de Boer, and H. H. Prins. 2016. Changes in grass plant populations and temporal soil seed bank dynamics in a semi-arid African savanna: Implications for restoration. Journal of Environmental Management 182:166-175. <https://DOI.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.057>

Thompson K. 1986. Small-scale heterogeneity in the seed bank of an acidic grassland. The Journal of Ecology 74(3):733-738. <https://DOI.org/10.2307/2260394>

- Thompson, K., and J. P. Grime. 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology* 67(3):893-921. <https://DOI.org/10.2307/2259220>
- Tognetti, P. M., E. J. Chaneton, M. Omacini, H. J. Trebino, and R. J. León. 2010. Exotic vs. native plant dominance over 20 years of old-field succession on set-aside farmland in Argentina. *Biological Conservation* 143(11):2494-2503. <https://DOI.org/10.1016/j.biocon.2010.06.016>
- Vieira, M., C. L. Bonilha, I. I. Boldrini, and G. E. Overbeck. 2015. The seed bank of subtropical grasslands with contrasting land-use history in southern Brazil. *Acta Botanica Brasílica* 29(4):543-552. <https://DOI.org/10.1590/0102-33062015abb0026>
- Vieira, M., and G. E. Overbeck. 2020. Small seed bank in grasslands and tree plantations in former grassland sites in the South Brazilian highlands. *Biotropica* 52(4):775-782. <https://DOI.org/10.1111/btp.12785>
- Vignolio, O. R., M. E. Garavano, P. D. de Ulzurrun, H. P. Angelini, and V. N. Ispizúa. 2021. Banco de semillas del suelo en un pastizal de una reserva natural del Sistema de Tandilia (Buenos Aires, Argentina) invadido por *Racosperma melanoxylon*. *Ecología Austral* 31(3): 390-399. <https://DOI.org/10.25260/EA.21.31.3.0.1247>
- Woodward, S. L. 2008. *Greenwood guide to Biomes of the World: Grassland biomes*. First edition. Greenwood Press, Westport, Connecticut, USA.
- Zepeda-Gómez, C., A. Lot, X. Antonio-Nemiga, and J. Manjarrez. 2015. Evaluación del banco de semillas y su importancia en la rehabilitación de la vegetación de humedales del centro México. *Botanical Sciences* 93(4):695-707. <https://DOI.org/10.17129/botsci.245>.
- Zhang, D., J. Zhang, W. Yang, F. Wu, and Y. Huang. 2013. Plant and soil seed bank diversity across a range of ages of *Eucalyptus grandis* plantations afforested on arable lands. *Plant and soil* 376(1):307-325. URL: <https://www.jstor.org/stable/42953114>

4. DISCUSIÓN GENERAL

La riqueza y densidad en áreas forestadas son altas si se comparan con otros estudios de BSS con el mismo tipo de perturbación (Vieira y Overbeck 2020, Seubert et al. 2016, Bisteau y Mahy 2005). Los resultados se aproximan más a los obtenidos por otros autores en CN de la región (Silva y Overbeck 2020, Haretche y Rodríguez 2006, Márquez et al. 2002). La riqueza de especies y densidad encontradas en las áreas forestales pueden explicarse por el ingreso de semillas del CN aledaño o desde sitios más lejanos, a través de agentes de dispersión bióticos o abióticos (Fenner y Thompson 2005). También por el banco de semillas persistente, semillas que pudieron ser aportadas al banco previo a la plantación forestal, cuando existía vegetación de campo, o en los primeros años cuando el sombreado aún permitía que se establezca vegetación de sotobosque (Silveira 2015, Six et al. 2014).

Los análisis del BSS de precosecha solo arrojaron diferencias para riqueza y densidad en el estrato de 5-10 cm, donde las áreas forestadas presentan los valores más altos respecto al CN. Esto puede estar dado por el enterrado de semillas durante el laboreo para la plantación de árboles, por galerías que dejan las raíces o por acción de animales e insectos (De Souza et al. 2006), así como también por las semillas que fueron depositándose al correr de los años, donde la ausencia de condiciones ideales para la germinación, como la falta de luz, pueden haber favorecido su persistencia (Fenner y Thompson 2005, Thompson 2000). En el BSS de poscosecha, solo *P. taeda* presenta menor densidad y riqueza respecto a CN en el estrato de 0-5 cm. También Bisteau y Mahy (2005) observan menor riqueza en el área forestada de *Pinus* en comparación a un pastizal calcáreo. Sin embargo, en el estudio de Vieira y Overbeck (2020) no encontraron diferencias significativas para riqueza entre *P. taeda* y campos, pero el número de especies fue menor en el área forestada.

En CN hubo un aumento en la densidad de semillas en el segundo año de muestreo, lo que podría deberse al momento de extracción de muestras. El muestreo temprano en otoño captura el banco transitorio, las semillas que son producidas en la primavera por las especies invernales y que germinan durante el otoño y las producidas durante el verano por las especies estivales, que germinarán en primavera (Saatkamp et al. 2000). Según Thompson y Grime (1979), estas especies componen

el banco transitorio tipo I y II, mientras que el muestreo tarde en otoño captura principalmente las semillas transitorias que germinarán en primavera y las persistentes.

Sin embargo, el muestreo tarde en otoño del BSS de precosecha no tendría grandes pérdidas, ya que el sombreado, producto de los árboles, puede inhibir la germinación de muchas especies (Fenner y Thompson 2005). El BSS de poscosecha de *E. grandis* aumenta de forma considerable respecto a precosecha, lo que puede atribuirse a los ingresos desde los corredores de CN o de las especies que lograron instalarse y producir semillas entre ambos muestreos. El área de *P. taeda*, por su parte, no experimentó aumentos, lo que podría estar dado por la densa capa de acículas que impiden el ingreso de semillas al banco, así como por la germinación y/o emergencia de plántulas (Bueno y Baruch 2011).

El estrato superior de suelo mostró mayor densidad de semillas para cada ambiente, lo que concuerda con otros estudios cuando no existe perturbación de horizontes (Vieira et al. 2015, Zhang et al. 2013, Funes et al. 2001). En el área forestada por *E. grandis* el porcentaje de semillas en el estrato de 0-5 cm respecto a 5-10 cm aumentó en poscosecha pasando de 65 % a 87 %; esto podría ser evidencia de que hubo producción de semillas entre ambos muestreos. En cambio, en el área forestada con *P. taeda* se redujo la proporción de semillas en el estrato superficial de 74 % a 65 %; para este ambiente no hubo aumento de densidad en poscosecha.

En el local uno la equidad fue menor en el área forestada de *P. taeda* en poscosecha, debido principalmente a una menor riqueza de especies. Mientras que en *E. grandis* en los dos años la diversidad y equidad fue menor, debido a la dominancia de *C. minimus*, la cual representó más del 50 % de las semillas germinadas en los dos años. Esta especie también explica la mayor abundancia relativa de exóticas encontrada en este ambiente. Otros estudios la reportan como muy abundante y frecuente en el BSS (Vieira et al. 2015, Boccanelli y Lewis 1994). Otra dicotiledónea, que estuvo presente en las áreas forestadas y dentro de las cinco especies más abundantes, es *C. deflexa*, que también fue reportada por Zepeda et al. (2015) como muy abundante. El porcentaje de especies exóticas identificadas (13 %) difiere poco del reportado para la flora de la región (10 %) (Andrade et al. 2018).

Los BSS revelan mayor abundancia relativa de semillas pertenecientes a especies anuales, como *C. minimus* y *C. deflexa*, posiblemente porque la única forma de perpetuarse en el tiempo estas especies es a través de las semillas. Según Ramirez (1993) las especies anuales o bienales presentan mayor producción de semillas, con un menor peso en comparación a las especies perennes. Muchas especies perennes presentan reproducción vegetativa, mientras que las anuales lo hacen solo por semillas (Fenner y Thompson 2005). Además, las semillas pequeñas y compactas tienen mayor durabilidad que las semillas grandes y aplanadas o alargadas, ya que estas últimas son más fáciles de encontrar por granívoros (Thompson et al. 1993). También las semillas pequeñas colonizan más por su mayor número. Las plantas tienen compensación de recursos: cuando producen semillas grandes el número es menor que si fueran semillas pequeñas. En cambio, en establecimiento compiten mejor las semillas grandes por presentar mayor vigor, lo que favorece en su instalación (Leishman 2001).

Las familias con mayor número de especies en los BSS, Asteraceae, Cyperaceae y Poaceae, coinciden con las que predominan en los campos de la región (Andrade et al. 2018, Boldrini 2009). Asteraceae se destaca por presentar un número alto de especies a nivel mundial, donde su éxito se atribuye, en parte, a la estrategia de dispersión de semillas por el viento. Por otro lado, las especies poáceas se ven favorecidas por presentar polinización por el viento y por la reproducción vegetativa, lo que les permite tolerar el pastoreo. Las ciperáceas producen un gran número de semillas y, además, se reproducen de forma vegetativa, siendo muy comunes en los campos de la región. (Boldrini et al. 2015). Además, aparecen dentro de las principales en abundancia relativa en los bancos de semillas de CN. Otras familias muy abundantes presentes en la mayoría de los bancos son Primulaceae, Plantaginaceae, Iridaceae y Juncaceae. La mayoría de las especies encontradas en estas familias se caracterizan por tener especies con semillas diminutas, lo que las favorece en persistencia y colonización (Lombardo 1984, Ramirez 1993, Thompson et al. 1993). La abundancia de estas familias explica que los BSS estén compuestos principalmente por dicotiledóneas y otras monocotiledóneas no gramíneas.

En los BSS de CN se aprecia mayor participación de gramíneas respecto a las áreas forestadas, lo que puede deberse a la presencia de tapiz vegetal que se encuentra aportando semillas al banco. Además, la participación de gramíneas es más marcada en el CN que presenta mayor exclusión de pastoreo (adyacente a *E. grandis*): cuando el pastoreo es aliviado el BSS tiene mayor relación con la cobertura vegetal (Haretche y Rodríguez 2006, Márquez et al. 2002). Este campo también se asoció más a semillas de especies perennes, principalmente el primer año, pudiendo asociarse a la fecha de muestreo y a la cobertura vegetal presente. El CN adyacente a *P. taeda* con mayor pastoreo al segundo año de estudio se asoció más a dicotiledóneas y anuales. Diversos estudios han demostrado que las gramíneas perennes aumentan cuando el pastoreo es aliviado, mientras que las anuales y dicotiledóneas lo hacen cuando el pastoreo es intenso (Tessema et al. 2016, Boldrini 2009, O'Connor y Pickett 1992)

Las especies con mayor abundancia en los bancos de semillas de áreas forestadas son especies ruderales, principalmente dicotiledóneas anuales, por lo cual se puede inferir que serán las primeras en colonizar. La bibliografía menciona que luego de una perturbación se establecen primero hierbas anuales, luego gramíneas anuales y, por último, gramíneas perennes (Tognetti et al. 2010).

El área forestada de *E. grandis* al primer año presentó 17 especies de gramíneas, mientras que CN, 25 especies y, en abundancia relativa, la familia Poaceae ocupó el tercer lugar, al igual que el testigo de CN. En el BSS de poscosecha las dicotiledóneas aumentaron, posiblemente por la producción de semillas entre ambos muestreos, pasando a ocupar Poaceae el sexto lugar, y se redujo el número de especies gramíneas identificadas (12). Mientras que en el área forestada con *P. taeda* la familia Poaceae no se encontró dentro de las familias más abundantes y se identificaron solo 4 y 10 especies al primer y segundo año, respectivamente. En su CN adyacente se identificaron 13 y 19 especies en el año uno y dos, respectivamente.

Las gramíneas perennes identificadas en el BSS en el área forestada con *P. taeda* son: *Eragrostis lugens* Nees; *Setaria parviflora* (Poir.) Kerguélen; *Nassella neesiana* (Trin. & Rupr.) Barkworth; *Chascolytrum subaristatum* (Lam.) Desv.; *Panicum bergii* Arechav.; *Piptochaetium montevidense* (Spreng.) Parodi;

Piptochaetium ruprechtianum E. Desv.; *Schizachyrium* sp. Nees; *Sporobolus indicus* (L.) R. Br. y *Piptochaetium stipoides* (Trin. & Rupr.) Hack. ex Arechav., de las que en la mayoría se registró solo presencia. Sin embargo, en el área forestada de *E. grandis* se identificaron más especies de gramíneas perennes y con un número mayor de semillas que podrían contribuir a la regeneración de la vegetación perenne en un lapso menor de tiempo. Las especies que se consideran de mayor interés son: *Dichanthelium sabulorum* (Lam.) Gould & C.A. Clark; *E. lugens*; *Eragrostis airoides* Nees; *Eragrostis bahiensis* Schrad. ex Schult.; *Steinchisma hians* (Elliott) Nash; *S. microstachyum*; *S. indicus*; *P. bergii*; *Paspalum plicatulum* Michx.; *P. montevidense*; *P. stipoides*; *S. parviflora*; *Setaria vaginata* Spreng.; *Chascolytrum poomorphum* (J. Presl) Essi y Longhi-Wagner & Souza-Chies.

Según la información de composición, podríamos concluir que el área de *E. grandis* tendría mayores oportunidades de restablecer una cobertura vegetal similar a la de CN en un lapso de tiempo menor. Sin embargo, faltan más estudios para poder saber si: (1) realizar una buena conservación de los corredores de CN, con un pastoreo controlado, permite un mayor ingreso de semillas de interés al banco de las áreas forestadas para restaurar campos, (2) influye el género, *Eucalyptus* o *Pinus*, o es por el tiempo de duración de perturbación y (3) la remoción de las acículas de *Pinus* permite un mayor restablecimiento de la vegetación.

5. CONCLUSIONES

Con respecto a la primera hipótesis, pudo probarse una menor densidad, riqueza y equidad en el BSS de poscosecha de *P. taeda* respecto a su CN para el estrato de 0-5 cm. Mientras que en *E. grandis* en pre y poscosecha, hubo menor diversidad y equidad respecto al CN. En precosecha en el estrato de 5-10 cm se comprobó una mayor riqueza y densidad en el BSS de las áreas forestadas en relación al CN.

De acuerdo a la segunda hipótesis, en los BSS de áreas forestadas dominan dicotiledones de las familias Asteraceae, Primulaceae, Plantaginaceae y otras monocotiledóneas no gramíneas (Cyperaceae, Iridaceae y Juncaceae). Dentro de estas familias existen especies que producen alto número de semillas y algunas con capacidad de permanecer viables en el suelo por largos períodos de tiempo.

Respecto a la tercera hipótesis, se verificó que en abundancia relativa de semillas predominan en origen especies nativas y en hábito de vida, especies anuales.

Para todos los ambientes se comprueba que las semillas descienden en profundidad, observándose mayor riqueza y densidad en el estrato superior, mas no en diversidad y equidad

6. BIBLIOGRAFÍA

- Allen VG, Batello C, Berretta EJ, Hodgson J, Kothmann M, Li X, McIvor J, Milne J, Morris C, Peeters A, Sanderson M. 2011. An international terminology for grazing lands and grazing animals. *Grass and forage science*. 66 (1): 2-29. DOI: 10.1111/j.1365-2494.2010.00780.x
- Andrade BO, Marchesi E, Burkart S, Setubal RB, Lezama F, Perelman S, Schneider AA, Trevisan R, Overbeck GE, Boldrini II. 2018. Vascular plant species richness and distribution in the Río de la Plata grasslands. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 188(3): 250-256. DOI: 10.1093/botlinnean/boy063
- Bakker JP, Poschlod P, Strykstra RJ, Bekker RM, Thompson K. 1996. Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica*. 45(4): 461-490.
- Bedoya-Patiño JG, Estévez-Varón JV, Castaño-Villa GJ. 2010. Banco de semillas del suelo y su papel en la recuperación de los bosques tropicales. *Boletín Científico, Centro de Museos, Museo de Historia Natural* 14(2):77-91.
- Bekker RM, Schaminée JHJ, Bakker JP, Thompson K. 1998. Seed bank characteristics of Dutch plant communities. *Acta Botanica Neerlandica*. 47 (1): 15-26.
- Berretta AE. 2009. Algunos aspectos sobre la biodiversidad de los campos naturales. *Revista INIA*. 20: 21-25.
- Bisteau E, Mahy G. 2005. Vegetation and seed bank in a calcareous grassland restored from a Pinus forest. *Applied Vegetation Science*. 8 (2): 167-174. DOI: 10.1111/j.1654-109X.2005.tb00642.x.
- Boccanelli SI, Lewis JP. 1994. The seed bank of an old pampean prairie and its relation with the standing vegetation. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 29(12): 1833-1833.

- Boldrini I. 2009. A flora dos Campos do Rio Grande do Sul. En Pillar V, Müller S, Castilhos Z, Jacques A. (Eds.). Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente. 63-77.
- Boldrini I, Overbeck GE, Trevisan R. 2015. Biodiversidade de Plantas. En: Pillar V, Overbeck GE. (Eds.). Os Campos do Sul. 53-62. DOI: 10.13140/RG.2.1.3873.3922
- Booth BD, Murphy SD, Swanton CJ. 2010. From Seed to Seedling. En: Booth BD, Murphy SD, Swanton CJ. (Eds.). Invasive plant ecology in natural and agricultural systems, 2nd Edition. London, UK: C.A.B. International. 71-84.
- Bossuyt B, Honnay O. 2008. Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science*. 19 (6): 875-884. DOI: 10.3170/2008-8-18462
- Bueno A, Baruch Z. 2011. Soil seed bank and the effect of needle litter layer on seedling emergence in a tropical pine plantation. *Revista de Biología Tropical*. 59(3): 1071-1079.
- Caballero I, Olano JM, Luzuriaga AL, Escudero A. 2005. Spatial coherence between seasonal seed banks in a semi-arid gypsum community: density changes but structure does not. *Seed Science Research*. 15 (2): 153-160. DOI: 10.1079/SSR2005206
- Cabrera M, Cal A. 2007. Cambios en la propiedades físicas y químicas de los suelos de la Unidad Rivera al pasar de uso pastoril a forestal con *Eucalyptus grandis* Hill. (ex. Maiden) y *Pinus taeda* L. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. 96 p.
- Cano A, Zavala JA, Orozco A, Valverde MT, Pérez P. 2012. Composición y abundancia del banco de semillas en una región semiárida del trópico mexicano: patrones de variación espacial y temporal. *Revista mexicana de biodiversidad*. 83 (2): 437-446.
- Carámbula M, Piñeiro D. 2006. La forestación en Uruguay: cambio demográfico y empleo en tres localidades. *Agrociencia*. 10 (2): 63-73.

- Cuello N, López-Mársico L, Rodríguez C. 2020. Field burn versus fire-related cues: germination from the soil seed bank of a South American temperate grassland. *Seed Science Research*. 30(3), 206-214.
- Delgado S, Alliaume F, García Préchac F, Hernández J. 2006. Efecto de las plantaciones de *Eucalyptus* sp. sobre el recurso suelo en Uruguay. *Agrociencia*. 10 (2): 95-107.
- De Souza M, Maia FC, Pérez MA. 2006. Bancos de semillas en el suelo. *AgriScientia*. 23 (1): 33-44. DOI: 10.31047/1668.298x.v23.n1.2689
- Díaz AMR, Jaurena AM, Ayala APW. 2008. Impacto de la intensificación productiva sobre el campo natural en Uruguay. *Revista INIA*. 14: 16-21.
- DIEA (Dirección de Estadísticas Agropecuarias). 2020. Producción [En línea]. En: Anuario Estadístico Agropecuario 2020. Montevideo: MGAP (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca). 270 p. Consultado 12 octubre 2020. Disponible en: <https://descargas.mgap.gub.uy/DIEA/Anuarios/Anuario2020/ANUARIO2020.pdf>
- DIEA (Dirección de Estadísticas Agropecuarias). 2014. Producción [En línea]. En: Anuario Estadístico Agropecuario 2014. Montevideo: MGAP (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca). 243 p. Consultado 21 jul. 2020. Disponible en: <http://www.mgap.gub.uy/Dieaanterior/Anuario2014/diea-Anuario%202014-Digital01.pdf>
- Espeland EK, Perkins LB, Leger EA. 2010. Comparison of seed bank estimation techniques using six weed species in two soil types. *Rangeland Ecology & Management*. 63 (2): 243-247. DOI: 10.2111/REM-D-09-00109.1
- Etchepare MA, Boccanelli SI. 2007. Análisis del banco de semillas y su relación con la vegetación emergente en una clausura de la llanura pampeana. *Ecología austral*. 17 (1): 159-166.
- Fenner M, Thompson K. 2005. Germination. En: Fenner M, Thompson K. (Eds.). *Ecology of seed bank*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 110-135.

- Funes G, Basconcelo S, Díaz S, Cabido M. 2003. Seed bank dynamics in tall-tussock grasslands along an altitudinal gradient. *Journal of Vegetation Science*. 14 (2): 253-258. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2003.tb02150.x
- Funes G, Basconcelo S, Díaz S, Cabido M. 2001. Edaphic patchiness influences grassland regeneration from the soil seed bank in mountain grasslands of central Argentina. *Austral Ecology*. 26(2): 205-212. DOI: 10.1046/j.1442-9993.2001.01102.x.
- García, NE. 2009. O banco de sementes do solo nos Campos Sulinos. En: Pillar V, Müller SC, Castilhos ZM, Jacques AV. (Eds.). *Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade*. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente. 78-87.
- Gautreau P. 2008. L'expansion sylvicole dans le Río de la Plata: la dimension oubliée du conflit des usines de pâte à papier entre l'Uruguay et l'Argentine. *Nuevo Mundo, Mundos Nuevos*. [En línea]. 10 julio 2021. Disponible en: <https://journals.openedition.org/nuevomundo/17762?lang=fr>
- Gautreau P, Vélez E. 2011. Strategies of environmental knowledge production facing land use changes: Insights from the Silvicultural Zoning Plan conflict in the Brazilian state of Rio Grande do Sul. [En línea]. 10 julio 2021. Disponible en: <http://journals.openedition.org/cybergeogeo/24881>.
- Ghermandi L. 1992. Caracterización del banco de semillas de una estepa en el noroeste de la Patagonia. *Ecología Austral*. 2 (1): 39-46.
- Górski T, Gorska K, Nowicki J. 1977. Germination of seeds of various species under leaf canopy. *Flora*. 166 (3): 249-259. DOI: 10.1016/S0367-2530(17)32142-4
- Haretche F, Rodríguez C. 2006. Banco de semillas de un pastizal uruguayo bajo diferentes condiciones de pastoreo. *Ecología Austral*. 16 (2): 105-113.
- Henderson CB, Petersen KE, Redak RA. 1988. Spatial and temporal patterns in the seed bank and vegetation of a desert grassland community. *The Journal of Ecology*. 76 (3): 717-728. DOI: 10.2307/2260569

- Hopfensperger KN. 2007. A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. *Oikos*. 116 (9): 1438-1448. DOI: 10.1111/j.0030-1299.2007.15818.x
- Ledesma SG, Sione SMJ, Loker MF, Rosenberger LJ. 2016. Efecto del pastoreo del ganado vacuno sobre el banco de semillas de especies forrajeras en bosques nativos del espinal. *Ciencias Agronómicas*. 27 (16): 17-23.
- Leishman MR. 2001. Does the seed size/number trade-off model determine plant community structure? An assessment of the model mechanisms and their generality. *Oikos* 93(2): 294-302.
- Lombardo A. 1984. Flora montevicensis, Monocotiledóneas. Tomo III. Intendencia Municipal de Montevideo, Montevideo, Uruguay. 465p.
- Maccherini S, De Dominicis V. 2003. Germinable soil seed-bank of former grassland converted to coniferous plantation. *Ecological Research*. 18 (6): 739-751. DOI: 10.1111/j.1440-1703.2003.00592.x
- Maia FC, Medeiros RBD, Pillar VDP, Chollet DMS, Olmedo MOM. 2003. Composição, riqueza e padrão de variação do banco de sementes do solo em função da vegetação de um ecossistema de pastagem natural. *Inheringia Série Botanica*. 58: 61-80.
- Maia FC, Medeiros RBD, Pillar VDP, Focht T. 2004. Soil seed bank variation patterns according to environmental factors in a natural grassland. *Revista Brasileira de Sementes*. 26(2): 126-137.
- Marañón T. 1995. Ecología de los bancos de semillas en el suelo: una revisión de estudios españoles. *Pastos*. 25 (1): 3-25.
- Márquez S, Funes G, Cabido M, Pucheta E. 2002. Efectos del pastoreo sobre el banco de semillas germinable y la vegetación establecida en pastizales de montaña del centro de Argentina. *Revista chilena de historia natural*. 75 (2): 327-337. DOI: 10.4067/S0716-078X2002000200006

- Miaojun M, Walck JL, Ma Z, Wang L, Du G. 2018. Grazing disturbance increases transient but decreases persistent soil seed bank. *Ecological Applications*. 28 (4): 1020-1031. DOI: 10.1002/eap.1706
- Millot JC, Risso D, Methol R. 1987. Relevamiento de pasturas naturales y mejoramientos extensivos en áreas ganaderas del Uruguay. Montevideo: Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Comisión Honoraria del Plan Agropecuario. 199p.
- O'Connor TG, Pickett GA. 1992. The influence of grazing on seed production and seed banks of some African savanna grasslands. *Journal of Applied Ecology*. 29 (1): 247-260. DOI: 10.2307/2404367
- Pakeman RJ, Small JL. 2005. The role of the seed bank, seed rain and the timing of disturbance in gap regeneration. *Journal of Vegetation Science*. 16 (1): 121-130. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2005.tb02345.x
- Pallarés OR, Berretta EJ, Maraschin GE. 2005. The south american campos ecosystem. En: Suttie JM, Reynolds SG, Batello C. (Eds.). *Grasslands of the world*. Rome: FAO. 171-219.
- Pillar V, Andrade B, Dadalt L. 2015. En: Pillar V, Overbeck GE. (Eds.). *Os Campos do Sul*. 117-119. DOI: 10.13140/RG.2.1.3873.3922
- Pillar V, Boldrini I, Lange O. 2002. Padrões de distribuição espacial de comunidades campestres sob plantio de eucalipto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 37 (6): 753-761. DOI: 10.1590/S0100-204X2002000600003.
- Piudo MJ, Cavero-Remon RY. 2005. Banco de semillas: comparación de metodologías de extracción, de densidad y de profundidad de muestreo. *Publicaciones de Biología, Universidad de Navarra, Serie Botánica*, 16: 71-85.
- Price JN, Wright BR, Gross CL, Whalley WR. 2010. Comparison of seedling emergence and seed extraction techniques for estimating the composition of soil seed banks. *Methods in Ecology and Evolution*. 1(2): 151-157. DOI: 10.1111/j.2041-210X.2010.00011.x

- Ramirez N. 1993. Producción y costo de frutos y semillas entre formas de vida. *Biotropica*. 25 (1): 46-60. DOI: 10.2307/2388978
- Saatkamp A, Poschlod P, Venable DL. 2000. The functional Role of Soil Seed Banks in Natural Communities. En: Gallagher RS. (Ed.). *Seeds: The ecology of regeneration in plant communities*. Third edition. CABI, London UK. 263-295.
- Seubert RC, de Maçaneiro JP, Budag JJ, Fenilli TAB, Schorn LA. 2016. Banco de sementes do solo sob plantios de *Eucalyptus grandis* no município de Brusque, Santa Catarina. *Floresta*. 46 (2): 165-172. DOI: 10.5380/rf.v46i2.38191
- Silva GHM, Overbeck GE. 2020. Soil seed bank in a subtropical grassland under different grazing intensities. *Acta Botanica Brasílica*. 34(2): 360-370. DOI: 10.1590/0102-33062019abb0297
- Silveira ED. 2015. Estudio comparativo de la vegetación y cobertura del suelo bajo plantaciones forestales y campo natural. Tesis Magíster en Ciencias Agrarias opción Ciencias Animales. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. 84p.
- Silveira D, Cadenazzi M, Zanoniani R, Boggiano P. 2018. Estructura de las comunidades herbáceas en áreas con plantaciones forestales. *Agrociencia Uruguay*. 22 (1): 1-12. DOI: 10.31285/agro.22.1.1
- Silvertown J. 1980. Leaf-canopy-induced seed dormancy in a grassland flora. *New Phytologist*. 85 (1): 109-118. DOI: 10.1111/j.1469-8137.1980.tb04452.x
- Simpson RL, Leck MA, Parker VT. 1989. Seed Banks: General Concepts and Methodological Issues. En: Leck MA, Parker VT, Simpson RL. (Eds.). *Ecology of Soil Seed Banks*. San Diego, California: Academic Press, INC. 3-8.
- Sione SMJ, Ledesma SG, Rosenberger LG, Galliussi R, Sabattini RA. 2015. Banco de semillas del suelo, en relación a dos estados sucesionales del bosque nativo en Entre Ríos. *Quebracho-Revista de Ciencias Forestales*. 23 (2): 62-76.
- Six LJ, Bakker JD, Bilby RE. 2014. Vegetation dynamics in a novel ecosystem: agroforestry effects on grassland vegetation in Uruguay. *Ecosphere*. 5(6): 1-15. <http://dx.DOI.org/10.1890/ES13-00347.1>

- Soriano A, León RJC, Sala OE, Lavado RS, Deregibus VA, Cahuepé MA, Scaglia OA, Velázquez CA, Lemcoff JH. 1992. Río de la Plata grasslands: En: Coupland RT. (Ed.). Ecosystems of the world. Natural grasslands. Introduction and western hemisphere. Elsevier, New York.8: 367-407.
- Ter Heerdt GNJ, Verweij GL, Bekker RM, Bakker JP. 1996. An improved method for seed-bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. *Functional Ecology*. 10 (1): 144-151. DOI: 10.2307/2390273
- Tessema ZK, de Boer WF, Prins HH. 2016. Changes in grass plant populations and temporal soil seed bank dynamics in a semi-arid African savanna: Implications for restoration. *Journal of Environmental Management*. 182: 166-175. DOI: 10.1016/j.jenvman.2016.07.057
- Thompson KB. 2000. The functional ecology of seed banks. In: Fenner, M. (Ed.). *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*. 2 ed. Wallingford: CABI. pp. 215-235.
- Thompson KB, Bakker JP, Bekker RM. 1997. Methods of seed bank analysis. En: Thompson K, Bakker JP, Bekker RM. (Eds). *The Soil Seed Banks of North West Europe: Methodology, Density and Longevity*. Cambridge: University Press, Cambridge. 23-28.
- Thompson KB, Band SR, Hodgson JG. 1993. Seed size and shape predict persistence in soil. *Functional ecology*. 7 (2): 236-241.
- Thompson KB, Grime JP. 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *The Journal of Ecology*. 67 (3): 893-921. DOI: 10.2307/2259220
- Tognetti PM, Chaneton EJ, Omacini M, Trebino HJ, León RJ. 2010. Exotic vs. native plant dominance over 20 years of old-field succession on set-aside farmland in Argentina. *Biological Conservation*. 143 (11): 2494-2503. <https://DOI.org/10.1016/j.biocon.2010.06.016>

- Vieira M, Bonilha CL, Boldrini II, Overbeck GE. 2015. The seed bank of subtropical grasslands with contrasting land-use history in southern Brazil. *Acta Botanica Brasilica*. 29 (4): 543-552. DOI: 10.1590/0102-33062015abb0026
- Vieira M, Overbeck GE. 2020. Small seed bank in grasslands and tree plantations in former grassland sites in the South Brazilian highlands. *Biotropica*. 52 (4): 775-782. DOI: 10.1111/btp.12785
- Welling CH, Pederson RL, Van der Valk AG. 1988. Recruitment from the seed bank and the development of zonation of emergent vegetation during a drawdown in a prairie wetland. *The Journal of Ecology*. 76 (2): 483-496. DOI: 10.2307/2260607
- Woodward SL. 2008. *Greenwood guide to Biomes of the World: Grassland biomes*. London: Greenwood Press. 176p.
- Zepeda-Gómez C, Lot A, Antonio-Nemiga X, Manjarrez J. 2015. Evaluación del banco de semillas y su importancia en la rehabilitación de la vegetación de humedales del centro México. *Botanical Sciences*. 93 (4): 695-707. Doi: 10.17129/botsci.245
- Zhang D, Zhang J, Yang W, Wu F, Huang Y. 2013. Plant and soil seed bank diversity across a range of ages of *Eucalyptus grandis* plantations afforested on arable lands. *Plant and soil*. 376 (1): 307-325.

7. ANEXOS

7.1 LISTADO DE ESPECIES EN LOCAL UNO

Especies	Origen	Hábito de vida	TF	Ambiente
Amaranthaceae				
<i>Amaranthus viridis</i> L.	N	A	D	Pt 0-5, Pt 5-10
Amaryllidaceae				
<i>Nothoscordum</i> Kunth	N	P	M	Cn 0-5
Apiaceae				
<i>Cyclospermum leptophyllum</i> (Pers.) Britton & P. Wilson	N	A	D	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5
Asteraceae				
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	N	P	D	Pt 0-5
<i>Baccharis spicata</i> (Lam.) Baill.	N	P	D	Cn 0-5
<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	N	P	D	Cn 0-5, Cn 5-10
<i>Chevreulia acuminata</i> Less.	N	P	D	Cn 0-5
<i>Chevreulia sarmentosa</i> (Pers.) S.F. Blake	N	P	D	Cn 0-5, Pt 0-5 Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	N	A	D	10
<i>Conyza primulifolia</i> (Lam.) Cuatrec. & Lourteig	N	B	D	Cn 0-5 Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
<i>Gamochaeta americana</i> (Mill.) Wedd.	N	B o P	D	10
<i>Gamochaeta falcata</i> (Lam.) Cabrera	N	P	D	Pt 0-5, Pt 5-10 Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
<i>Gamochaeta pennsylvanica</i> (Willd.) Cabrera	N	B o P	D	10
<i>Gamochaeta subfalcata</i> (Cabrera) Cabrera	N	A	D	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5
<i>Hypochaeris microcephala</i> (Sch. Bip.) Cabrera	N	P	D	Cn 0-5
<i>Microopsis spathulata</i> (Pers.) Cabrera	N	A	D	Pt 0-5 Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
<i>Pseudognaphalium gaudichaudianum</i> (DC.) Anderb.	N	A	D	10
<i>Senecio pterophorus</i> DC.	N	P	D	Cn 0-5
<i>Soliva sessilis</i> Ruiz & Pav.	N	A	D	Cn 0-5, Cn 5-10
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	E	A	D	Cn 5-10, Pt 0-5
Boraginaceae				
<i>Heliotropium elongatum</i> Hoffm. ex Roem. & Schult.	N	P	D	Pt 5-10
Brassicaceae				
<i>Lepidium didymum</i> L.	N	A o B	D	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
Calyceraceae				
<i>Acicarpa tribuloides</i> Juss.	N	A	D	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
Campanulaceae				
<i>Triodanis perfoliata</i> (L.) Nieuwl.	N	A	D	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
<i>Wahlenbergia linarioides</i> (Lam.) A. DC.	N	P	D	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
Caryophyllaceae				
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	E	A	D	Cn 0-5, Cn 5-10
<i>Sagina humifusa</i> (Cambess.) Fenzl & Rohrb.	N	A	D	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10

				10
<i>Spergula grandis</i> Pers.	N	P	D	Cn 0-5
<i>Stellaria media</i> (L.) Cirillo	E	A	D	Cn 0-5
Convolvulaceae				
<i>Dichondra microcalyx</i> (Hallier f.) Fabris	N	P	D	Cn 0-5, Pt 5-10
Cyperaceae				
<i>Bulbostylis communis</i> M.G. López & D.A. Simpson	N	A	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
<i>Carex phalaroides</i> Kunth	N	P	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 5-10
<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	N	P	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
<i>Cyperus eragrostis</i> Lam.	N	P	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
<i>Cyperus reflexus</i> Vahl	N	P	M	Cn 0-5, Pt 0-5, Pt 5-10
<i>Cyperus sesquiflorus</i> (Torr.) Mattf. & Kük. ex Kük.	N	P	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
<i>Eleocharis dunensis</i> Kük.	N	P	M	Cn 0-5
<i>Fimbristylis autumnalis</i> (L.) Roem. & Schult.	N	P	M	Cn 0-5, Pt 5-10
<i>Fimbristylis spadicea</i> (L.) Vahl	N	P	M	Cn 0-5
<i>Rhynchospora tenuis</i> Link	N	P	M	Pt 5-10
Fabaceae				
<i>Vicia graminea</i> Sm.	N	A o B	D	Pt 0-5
Gentianaceae				
<i>Centaurium pulchellum</i> (Sw.) Druce	E	A	D	Cn 0-5, Cn 5-10
Iridaceae				
<i>Herbertia lahue</i> (Molina) Goldblatt	N	P	M	Cn 0-5
<i>Sisyrinchium laxum</i> Otto ex Sims	N	A	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
<i>Sisyrinchium chilense</i> Hook. chilense	N	P	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
Juncaceae				
<i>Juncus bufonius</i> L.	N	A	M	Cn 5-10, Pt 0-5
<i>Juncus capillaceus</i> Lam.	N	P	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
<i>Juncus imbricatus</i> Laharpe	N	P	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
<i>Juncus marginatus</i> Rostk.	N	P	M	Cn 0-5
<i>Juncus microcephalus</i> Kunth	N	P	M	Cn 0-5, Pt 0-5
Lythraceae				
<i>Heimia salicifolia</i> Link	N	P	D	Pt 0-5, Pt 5-10
Malvaceae				
<i>Sida rhombifolia</i> L.	N	P	D	Pt 0-5, Pt 5-10
Martyniaceae				
<i>Ibicella lutea</i> (Lindl.) Van Eselt.	N	A	D	Cn 0-5, Cn 5-10
Molluginaceae				
<i>Mollugo verticillata</i> L.	N	A	D	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
Oxalidaceae				
<i>Oxalis corniculata</i> L.	N	P	D	Cn 0-5, Cn 5-10
Plantaginaceae				

<i>Callitriche deflexa</i> A. Braun ex Hegelm.	N	A	D	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
<i>Stemodia verticillata</i> (Mill.) Hassl.	N	A	D	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
<i>Plantago australis</i> Lam. subsp. Australis	N	P	D	Cn 0-5
<i>Veronica peregrina</i> L.	E	A	D	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
Poaceae				
<i>Axonopus fissifolius</i> (Raddi) Kuhl.	N	P	GE	Cn 0-5, Cn 5-10
<i>Bothriochloa laguroides</i> (DC.) Herter	N	P	GE	Cn 0-5
<i>Briza minor</i> L.	E	A	GI	Cn 0-5, Pt 0-5
<i>Bromidium tandilense</i> (Kuntze) Rúgolo	N	A	GI	Cn 0-5
<i>Chascolytrum subaristatum</i> (Lam.) Desv.	N	P	GI	Cn 0-5, Pt 0-5
<i>Cinnagrostis alba</i> (J. Presl) P.M. Peterson, Soreng, Romasch. & Barberá	N	P	GI	Cn 0-5
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	E	P	GE	Cn 0-5
<i>Dichantherium sabulorum</i> (Lam.) Gould & C.A. Clark	N	P	GE	Cn 0-5, Cn 5-10
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	E	A	GE	Cn 0-5, Pt 5-10
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	E	A	GE	Cn 0-5
<i>Eleusine tristachya</i> (Lam.) Lam.	E	A	GE	Cn 0-5
<i>Eragrostis lugens</i> Nees	N	P	GE	Cn 0-5, Pt 0-5
<i>Nassella neesiana</i> (Trin. & Rupr.) Barkworth	N	P	GI	Cn 0-5, Pt 0-5
<i>Panicum bergii</i> Arechav.	N	P	GE	Pt 0-5
<i>Paspalum leptum</i> Schult.	N	P	GE	Cn 0-5
<i>Paspalum dilatatum</i> Poir.	N	P	GE	Cn 0-5, Cn 5-10
<i>Paspalum plicatulum</i> Michx.	N	P	GE	Cn 5-10
<i>Paspalum urvillei</i> Steud.	N	P	GE	Cn 0-5
<i>Phalaris angusta</i> Nees ex Trin.	N	A	GE	Cn 0-5
<i>Piptochaetium montevidense</i> (Spreng.) Parodi	N	P	GI	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5
<i>Piptochaetium ruprechtianum</i> E. Desv.	N	P	GI	Pt 0-5
<i>Piptochaetium stipoides</i> (Trin. & Rupr.) Hack. ex Arechav.	N	P	GI	Pt 5-10
<i>Schizachyrium microstachyum</i> (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R. Arrill. & Izag.	N	P	GE	Cn 0-5
<i>Schizachyrium</i> spp. Nees	N	P	GE	Cn 0-5
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen	N	P	GE	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R. Br.	N	P	GE	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
<i>Steinchisma hians</i> (Elliott) Nash	N	P	GE	Cn 0-5
Polygonaceae				
<i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx.	N	P	D	Pt 5-10
Portulacaceae				
<i>Portulaca oleracea</i> L.	E	A	D	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
Primulaceae				
<i>Anagallis arvensis</i> L.	E	A	D	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
<i>Centunculus minimus</i> L.	E	A	D	Cn 0-5, Cn 5-10, Pt 0-5, Pt 5-10
Ranunculaceae				

<i>Ranunculus platensis</i> Spreng.	N	A	D	Cn 0-5, Pt 0-5, Pt 5-10
Rubiaceae				
<i>Galium richardianum</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Endl. ex Walp.	N	A	D	Cn 0-5, Pt 0-5, Pt 5-10
<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	N	P	D	Cn 0-5, Pt 0-5, Pt 5-10
Solanaceae				
<i>Bouchetia anomala</i> (Miers) Britton & Rusby	N	P	D	Cn 0-5
<i>Solanum chenopodioides</i> Lam.	N	A	D	Pt 0-5
<i>Solanum americanum</i> Mill.	N	P	D	Pt 0-5
<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam.	N	P	D	Pt 0-5
Urticaceae				
<i>Parietaria debilis</i> G. Forst.	E	A	D	Cn 0-5, Pt 0-5
Verbenaceae				
<i>Verbena litoralis</i> Kunth	N	P	D	Pt 5-10
<i>Verbena montevidensis</i> Spreng.	N	P	D	Cn 0-5, Pt 0-5
Violaceae				
<i>Pombalia parviflora</i> (Mutis ex L.f.) Paula-Souza	N	P	D	Pt 5-10
Pteridaceae				
Especie sin identificar	N	P		Pt 0-5

Referencias: Origen: nativa (N), exótica (E), hábito de vida: perenne (P), anual (A), bianual (B), monocotiledónea (M), dicotiledónea (D), gramínea estival (GE), gramínea invernial (GI), campo natural (Cn), *Eucalyptus grandis* (Eg), estrato superior (0-5), estrato inferior (5-10)

7.2 LISTADO DE ESPECIES EN LOCAL DOS

Especies	Origen	Hábito de vida	TF	Ambiente
Amaryllidaceae				
<i>Nothoscordum sp.</i> Kunth	N	P	M	Cn 0-5, Eg 0-5
Apiaceae				
<i>Cyclospermum leptophyllum</i> (Pers.) Britton & P. Wilson	N	A	D	Cn 0-5, Eg 0-5
<i>Eryngium horridum</i> Malme	N	P	D	Cn 0-5
Asteraceae				
<i>Acanthostyles buniifolius</i> (Hook. & Arn.) R.M. King & H. Rob.	N	P	D	Cn 0-5
<i>Aspilia montevidensis</i> (Spreng.) Kuntze	N	P	D	Cn 0-5
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	N	P	D	Cn 0-5, Eg 0-5
<i>Baccharis punctulata</i> DC.	N	P	D	Cn 0-5
<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	N	P	D	Cn 0-5
<i>Chevreulia sarmentosa</i> (Pers.) S.F. Blake	N	P	D	Cn 0-5, Eg 0-5
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	N	A	D	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Gamochaeta americana</i> (Mill.) Wedd.	N	B o P	D	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Gamochaeta falcata</i> (Lam.) Cabrera	N	P	D	Cn 0-5, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Gamochaeta pennsylvanica</i> (Willd.) Cabrera	N	B o P	D	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Gamochaeta simplicicaulis</i> (Willd. ex Spreng.) Cabrera	N	A	D	Eg 0-5
<i>Gamochaeta subfalcata</i> (Cabrera) Cabrera	N	A	D	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Hypochaeris albiflora</i> (Kuntze) C.F. Azevêdo-Gonçalves & Matzenb.	N	P	D	Cn 0-5
<i>Hypochaeris microcephala</i> (Sch. Bip.) Cabrera	N	P	D	Cn 0-5
<i>Lactuca serriola</i> L.	E	A o B	D	Eg 0-5
<i>Micropsis spathulata</i> (Pers.) Cabrera	N	A	D	Cn 0-5, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Pterocaulon polystachyum</i> DC.	N	P	D	Cn 0-5, Cn 5-10
<i>Senecio pterophorus</i> DC.	N	P	D	Cn 0-5
<i>Senecio selloi</i> (Spreng.) DC.	N	P	D	Cn 0-5
<i>Soliva sessilis</i> Ruiz & Pav.	N	A	D	Cn 0-5
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	E	A	D	Cn 0-5, Cn 5-10
<i>Symphotrichum squamatum</i> (Spreng.) G.L. Nesom	N	P	D	Eg 0-5
Brassicaceae				
<i>Lepidium didymum</i> L.	N	A o B	D	Cn 0-5
Campanulaceae				
<i>Triodanis perfoliata</i> (L.) Nieuwl.	N	A	D	Cn 0-5, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Wahlenbergia linarioides</i> (Lam.) A DC.	N	P	D	Eg 0-5
Caryophyllaceae				
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	E	A	D	Cn 0-5, Eg 0-5
<i>Sagina humifusa</i> (Cambess.) Fenzl & Rohrb.	N	A	D	Cn 0-5, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Spergula grandis</i> Pers.	N	P	D	Eg 0-5
Convolvulaceae				

<i>Dichondra microcalyx</i> (Hallier f.) Fabris	N	P	D	Cn 0-5, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Dichondra sericea</i> Sw.	N	P	D	Cn 0-5, Eg 0-5, Eg 5-10
Crassulaceae				
<i>Crassula</i> sp. Bacigalupo & Rossow	N	A	D	Eg 0-5
Cyperaceae				
<i>Bulbostylis communis</i> M.G. López & D.A Simpson	N	A	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Carex phalaroides</i> Kunth	N	P	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	N	P	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Cyperus eragrostis</i> Lam.	N	P	M	Cn 0-5, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Cyperus reflexus</i> Vahl	N	P	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Cyperus sesquiflorus</i> (Torr.) Mattf. & Kük. ex Kük.	N	P	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Eleocharis dunensis</i> Kük.	N	P	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Fimbristylis autumnalis</i> (L.) Roem. & Schult.	N	P	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Fimbristylis campestris</i> R. Trevis. & H.N. Ronchi	N	P	M	Cn 0-5, Eg 5-10
<i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl	E	P	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Fimbristylis spacioides</i> (L.) Vahl	N	P	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Rhynchospora tenuis</i> Link	N	P	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
Fabaceae				
<i>Desmanthus virgatus</i> (L.) Willd.	N	P	D	Cn 5-10, Eg 0-5
<i>Desmodium incanum</i> DC.	N	P	D	Eg 0-5
Gentianaceae				
<i>Centaurium pulchellum</i> (Sw.) Druce	E	A	D	Cn 0-5, Cn 5-10
Hypoxidaceae				
<i>Hypoxis decumbens</i> L.	N	P	M	Cn 0-5
Iridaceae				
<i>Herbertia lahue</i> (Molina) Goldblatt	N	P	M	Cn 0-5, Eg 0-5
<i>Sisyrinchium chilense</i> Hook. chilense	N	P	M	Cn 0-5, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Sisyrinchium laxum</i> Otto ex Sims	N	A	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Sisyrinchium minutiflorum</i> Klatt	N	A	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
Juncaceae				
<i>Juncus bufonius</i> L.	N	A	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Juncus capillaceus</i> Lam.	N	P	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Juncus imbricatus</i> Laharpe	N	P	M	Cn 0-5, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Juncus marginatus</i> Rostk.	N	P	M	Cn 0-5, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Juncus microcephalus</i> Kunth	N	P	M	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Juncus tenuis</i> Willd.	N	P	M	Eg 0-5
Lythraceae				
<i>Heimia salicifolia</i> Link	N	P	D	Eg 0-5

Malvaceae				
<i>Sida rhombifolia</i> L.	N	P	D	Cn 0-5
Oxalidaceae				
<i>Oxalis</i> sp. L.	N	P	D	Cn 0-5
Plantaginaceae				
<i>Callitriche deflexa</i> A. Braun ex Hegelm.	N	A	D	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Nuttallanthus canadensis</i> (L.) D.A. Webb	E	P	D	Cn 5-10, Eg 0-5
<i>Plantago australis</i> Lam.	N	P	D	Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Stemodia verticillata</i> (Mill.) Hassl.	N	A	D	Cn 0-5, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Veronica peregrina</i> L.	E	A	D	Eg 0-5, Eg 5-10
Poaceae				
<i>Axonopus fissifolius</i> (Raddi) Kuhlmann	N	P	GE	Cn 0-5
<i>Briza minor</i> L.	E	A	GI	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Bromidium tandilense</i> (Kuntze) Rúgolo	N	A	GI	Cn 0-5, Eg 0-5
<i>Chascolytrium poomorphum</i> (J. Presl) Essi, Longhi-Wagner & Souza-Chies	N	P	GI	Cn 0-5, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Chascolytrium subaristatum</i> (Lam.) Desv.	N	P	GI	Cn 0-5
<i>Cinnagrostis alba</i> (J. Presl) P.M. Peterson, Soreng, Romasch. & Barberá	N	P	GI	Cn 0-5
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	E	P	GE	Eg 0-5
<i>Dichantherium sabulorum</i> (Lam.) Gould & C.A Clark	N	P	GE	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	E	A	GE	Cn 0-5
<i>Eleusine tristachya</i> (Lam.) Lam.	E	A	GE	Cn 0-5
<i>Eragrostis airoides</i> Nees	N	P	GE	Cn 0-5, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Eragrostis lugens</i> Nees	N	P	GE	Cn 0-5, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Eragrostis bahiensis</i> Schrad. ex Schult.	N	P	GE	Eg 0-5
<i>Eustachys paspaloides</i> (Vahl) Lanza & Mattei	N	P	GE	Cn 0-5
<i>Melica brasiliana</i> Ard.	N	P	GI	Cn 0-5
<i>Mnesithea seloana</i> (Hack.) de Koning & Sosef	N	P	GE	Cn 0-5
<i>Nassella neesiana</i> (Trin. & Rupr.) Barkworth	N	P	GI	Cn 0-5
<i>Panicum bergii</i> Arechav.	N	P	GE	Cn 0-5, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Paspalum dilatatum</i> Poir.	N	P	GE	Cn 0-5
<i>Paspalum notatum</i> Flügge	N	P	GE	Cn 0-5
<i>Paspalum plicatulum</i> Michx.	N	P	GE	Cn 0-5, Eg 5-10
<i>Paspalum urvillei</i> Steud.	N	P	GE	Cn 0-5, Cn 5-10
<i>Phalaris angusta</i> Nees ex Trin.	N	A	GI	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Piptochaetium montevidense</i> (Spreng.) Parodi	N	P	GI	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Piptochaetium stipoides</i> (Trin. & Rupr.) Hack. ex Arechav.	N	P	GI	Cn 0-5, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Schizachyrium microstachyum</i> (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R. Arrill. & Izag.	N	P	GE	Cn 0-5, Eg 0-5
<i>Schizachyrium tenerum</i> Nees	N	P	GE	Cn 0-5
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguelen	N	P	GE	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Setaria vaginata</i> Spreng.	N	P	GE	Cn 0-5, Eg 5-10
<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R. Br.	N	P	GE	Cn 0-5, Eg 0-5

<i>Steinchisma hians</i> (Elliott) Nash	N	P	GE	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5
Polygonaceae				
<i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx.	N	P	D	Eg 0-5
Portulacaceae				
<i>Portulaca cryptopetala</i> Speg.	N	A o B	D	Eg 0-5
Primulaceae				
<i>Anagallis arvensis</i> L.	E	A	D	Cn 0-5
<i>Centunculus minimus</i> L.	E	A	D	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5, Eg 5-10
Rubiaceae				
<i>Galium richardianum</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Endl. ex Walp.	N	A	D	Cn 0-5, Eg 0-5
<i>Spermacoce glabra</i> Michx.	N	P	D	Eg 0-5
Solanaceae				
<i>Bouchetia anomala</i> (Miers) Britton & Rusby	N	P	D	Cn 0-5, Eg 0-5, Eg 5-10
<i>Solanum americanum</i> Mill.	N	P	D	Eg 0-5
Verbenaceae				
<i>Verbena litoralis</i> Kunth	N	P	D	Cn 0-5, Cn 5-10, Eg 0-5
<i>Verbena montevidensis</i> Spreng.	N	P	D	Cn 0-5, Eg 5-10
<i>Verbena rígida</i> Spreng.	N	P	D	Cn 0-5
Violaceae				
<i>Pombalia parviflora</i> (Mutis ex L.f.) Paula-Souza	N	P	D	Eg 0-5

Referencias: Origen: nativa (N), exótica (E), hábito de vida: perenne (P), anual (A), bianual (B), monocotiledónea (M), dicotiledónea (D), gramínea estival (GE), gramínea invernal (GI), campo natural (Cn), *Eucalyptus grandis* (Eg), estrato superior (0-5), estrato inferior (5-10)