

BANCO DE SEMILLAS DEL SUELO EN UN ÁREA DE BOSQUES NATIVOS SUJETA A CAMBIO EN EL USO DE LA TIERRA (ENTRE RÍOS, ARGENTINA)

SIONE, S. M. J.¹; LEDESMA, S. G.¹; ROSENBERGER, L. J.¹;

WILSON, M. G.^{1,2} & SABATTINI, R. A.²

RESUMEN

El objetivo es analizar el banco de semillas del suelo (BSS) en un área de bosques nativos sujeta a cambio de uso de la tierra, y evaluar su rol en la regeneración de estos ecosistemas. Se evaluaron cuatro tratamientos: bosque nativo (BN), bosque nativo con manejo ganadero (BNM), bosque en regeneración (BR) y agricultura (AGR). La mayor densidad del BSS (11.917 semillas.m⁻²) se registró en BNM, correspondiendo a AGR el menor valor (3.142 semillas.m⁻²). *Vachellia caven* resultó la única especie arbórea representada en el banco, con densidades relativas inferiores al 1%. Las especies invasoras dominaron en todos los tratamientos, a excepción del BNM, que presentó mayor contribución de Gramíneas forrajeras. El 85% de las malezas determinadas en AGR fueron registradas en los otros tratamientos. El alto grado de fragmentación de los bosques nativos de la Cuenca, asociado al avance de la frontera agrícola, facilitaría el flujo de semillas de especies invasoras desde áreas agrícolas hacia los bosques circundantes, constituyendo otro de los impactos negativos de la deforestación.

Palabras claves: agroecosistemas boscosos, regeneración, reservorio de propágulos, sucesión vegetal.

ABSTRACT

Soil seed bank in an area of native forests associated with change in land use (Entre Ríos, Argentina).

The aim is to analyze the soil seed bank (SSB) in an area of native forests subject to change in land use and assess their role in natural regeneration of these ecosystems. Four treatments were evaluated: Native forest (NF), native forest in livestock management (NFM), regeneration forest (RF) and agriculture (AGR). The seed total density was significantly higher in NFM (11917seeds.m⁻²) than other treatments, corresponding to AGR the lowest value (3142seeds.m⁻²). *Vachellia caven* was the only tree species found, with values of relative density less than 1% in the forests evaluated. Weed species constituted the largest group of percentage contribution to SSB in all treat-

1.- Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Entre Ríos. Ruta 11 - Km. 10.5 (3101) Oro Verde, provincia de Entre Ríos.

2.- INTA EEA Paraná. Ruta 11 - Km. 12.5 (3101) Oro Verde, provincia de Entre Ríos.

Manuscrito recibido el 4 de febrero de 2016 y aceptado para su publicación el 24 de mayo de 2016.

ments, except NFM, dominated by Gramineae forage. The 85% of the weeds identified in AGR were found in the other treatments. The high degree of fragmentation of native forests, associated with the advance of the agricultural frontier, facilitate the seed flow of invasive species from agricultural areas into nearby forests, constituting one of the negative impacts of deforestation.

Key words: forest agroecosystems, regeneration, propagules stock, vegetal succession.

INTRODUCCIÓN

La República Argentina ha experimentado históricamente un intenso proceso de transformación de sus bosques nativos, debido al avance de la frontera agrícola y al aprovechamiento forestal selectivo. Se estima que desde 1935 se ha perdido cerca del 70% de los bosques (40), con una tasa actual de deforestación de 250000 ha por año (49). La provincia de Entre Ríos no es ajena a esta situación forestal, observándose una drástica reducción, fragmentación y degradación estructural y funcional de los bosques, como consecuencia de la deforestación para la reconversión a tierras agrícolas, la sobreexplotación forestal selectiva y la ganadería extensiva con pastoreos no planificados. Estas actividades han generado cambios en las formaciones leñosas, con predominio de bosques secundarios degradados, invasión de especies leñosas exóticas y empobrecimiento de pastizales naturales (38).

Cuando las áreas incorporadas a la agricultura a partir de la deforestación son abandonadas, se desencadenan procesos de sucesión vegetal que propician el establecimiento de nuevas comunidades vegetales, diferentes a las prístinas. La regeneración natural es determinante en la conservación de un sistema y su estudio es básico para entender el reemplazo de especies en una comunidad (50). El banco de semillas del suelo (BSS), entendido como el almacén

de semillas viables que potencialmente son capaces de germinar y establecerse (7), representa el potencial regenerativo de las comunidades vegetales y cumple un papel preponderante en la recuperación de áreas disturbadas (11, 19). Luzuriaga *et al.* (25) sostienen que las semillas y propágulos almacenados en el suelo, juegan un papel crucial en la colonización de hábitats perturbados, en aquellos casos en que la lluvia de semillas presenta una contribución limitada.

Los BSS son muy dinámicos y presentan alta heterogeneidad en composición y abundancia, tanto espacial como temporal (30), siendo afectados por la frecuencia e intensidad de los disturbios (27). En este sentido, la composición del BSS brinda información acerca del estado de la sucesión vegetal, de las especies potencialmente capaces de reemplazar a las existentes y del tipo de especies que componen la vegetación presente y circundante (3, 39). Altas densidades de especies malezas en el BSS pueden desviar o detener la sucesión del bosque secundario (12), constituyendo fuentes de invasión de especies no nativas en lugar de una fuente potencial de regeneración (23).

Thompson *et al.* (46) indican que una especie puede formar un banco transitorio (Bt) o persistente (BP). Las semillas que conforman el Bt presentan una viabilidad inferior a un año, mientras que los BP presentan semillas con mayor viabilidad (44). Los bancos persistentes revisten mayor importancia con relación a la regeneración (15).

Conocer el BSS proporciona información sobre el estado de conservación del bosque y la dinámica respecto a la regeneración natural. El objetivo de este trabajo es analizar el banco de semillas del suelo en un área de bosques nativos sujeta a cambios en el uso de la tierra, a efectos de evaluar su rol en la regeneración natural de estos ecosistemas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

El estudio se realizó en la Estancia Santa Inés, situada en la cuenca del Arroyo Estacas (Fig. 1), próximo a la localidad de San Gustavo (Departamento La Paz - Entre Ríos, Argentina). La cuenca, de 74.000 ha, constituye un área de bosques nativos sometida a cambio de uso del suelo, habiéndose estimado para el período 1991-2011 una tasa anual de deforestación de 0,96% y una reducción del 19,3% en el área de bosques. Se ha determinado para el año 2011

que el 58,52% de la superficie total de la cuenca corresponde a bosques nativos, y el resto a cultivos extensivos, pasturas implantadas y campos naturales (38). El patrón regional de uso del suelo derivado del avance de la frontera agrícola, ha dado lugar a un alto grado de fragmentación de los bosques nativos remanentes. Estos bosques constituyen el recurso sobre el que se sustenta la actividad ganadera de cría y recría de ganado bovino, presentando en general síntomas de degradación florística y estructural como consecuencia de la falta de planificación en las técnicas de manejo.

El área corresponde a la Provincia Fitogeográfica del Espinal, Distrito del Ñandubay cuya comunidad clímax está caracterizada por un bosque semixerofítico (6).

El clima es templado húmedo de llanura. Los ensayos fueron instalados en lotes con suelos Argiudoles vérticos (Serie Bandejas) desarrollados en materiales limo-loesoides, con un epipedón de textura franca a franca limosa, seguido de un horizonte argílico fuertemente textural (33).



Fig. 1: Área de estudio.

- Ubicación de la Cuenca del Arroyo Estacas en Entre Ríos
- ☆ Localización de la Estancia Santa Inés en la Cuenca.

Ensayo y diseño experimental

Se evaluaron cuatro tratamientos:

1) *Bosque nativo (BN)*: área de bosque nativo (215 ha) con más de 15 años de exclusión al manejo ganadero. Se caracterizó como un monte alto cerrado, con una altura del estrato arbóreo mayor a los 6 m y cobertura superior al 50%, con dominancia de *Prosopis nigra* Griseb. en el estrato arbóreo, acompañado por *Celtis ehrenbergiana* (Klotzsch) Liebm. y *Vachellia caven* Mol. Molina. Presenta un 50% de cobertura del estrato arbusitivo, dominado por *Baccharis punctulata* DC. y *Aloysia gratissima* (Gill. et Hook.) Tronc. En el estrato herbáceo dominan las Poáceas, registrándose un valor de 17,2% de cobertura total de *Paspalum acuminatum*, seguida por *Cynodon dactylon* L. Pers. (14,7%) y *Piptochaetium montevidensis* (Spreng.) Parodi, *Setaria parviflora* (Poir.) Kerguelén y *Paspalum urvillei* Steud. que presentaron valores entre 7 y 8% de cobertura total.

2) *Bosque nativo con manejo ganadero (BNM)*: área de bosque nativo (210 ha) destinada desde el año 2008 a la actividad de cría de ganado vacuno, bajo sistema de pastoreo rotativo con carga promedio anual de 0,6 cabezas/ha. El estrato arbóreo presenta una altura menor a los 6 m y está dominado por ñandubay (*Prosopis affinis* Sprengel.), que presenta un 30% de cobertura, acompañado por *C. ehrenbergiana* y *V. caven*, con valores de 15% y 10% de cobertura, respectivamente. *B. punctulata* se presenta con un 37,5% de cobertura, observándose coberturas medias de especies de malezas herbáceas de gran porte como *Melica macra* Nees. y *Eryngium horridum* Malme. La comunidad vegetal presente en el estrato herbáceo es el pastizal dominado por *S. parviflora*, que se presenta con valores de 17% de cobertura total, acompañada

por *P. montevidensis*, *Oxalis* sp., *Dichondra repens* Forst., *Verbena bonariensis* L., *Cyperus polystachyos* Rottb., y *Alternanthera* sp.

3) *Bosque en regeneración (BR)*: comunidad correspondiente a las etapas tempranas de la sucesión ecológica originada a partir del abandono de tierras agrícolas. Presenta una superficie de 35 ha, y desde el año 2008 se encuentra bajo manejo ganadero, con las mismas características que BNM. La vegetación está caracterizada por la presencia de una comunidad arbórea monoespecífica de *V. caven* (30% de cobertura). Presenta un importante desarrollo de especies invasoras arbustivas y subarbustivas perennes invasoras tales como *Baccharis notoserigila* Griseb., *B. punctulata* y *Baccharis coridifolia* DC. La primera aporta una cobertura total de 33%. El estrato herbáceo está compuesto por especies que aportan coberturas inferiores al 10% cada una (*P. stipoides*, *C. polystachyos*, *Oxalis* sp., *Panicum capillare* L., *Nasella neesiana* (Trin. & Rupr.) Barkworth, *Polygonum aviculare* L. y *E. horridum*).

4) *Agricultura (AGR)*: superficie destinada a la actividad agrícola (monocultivo de soja), a partir de deforestaciones efectuadas en el año 2006. El lote tiene una superficie de 25 ha.

A los fines del muestreo se delimitó, en cada tratamiento, un sector de 5 ha asegurando la uniformidad de condiciones edáficas entre tratamientos. En la Figura 2 se observa la localización de los lotes evaluados.

La extracción de muestras de suelo para la evaluación del BSS se realizó en marzo/abril de 2013, posterior al período de fructificación (diciembre a marzo) de las especies del género *Prosopis*. Las muestras fueron extraídas con un barreno de 10 cm de diámetro, a dos profundidades: 0-5 cm

y 5-10 cm. En cada tratamiento se delimitaron tres parcelas de 100 m x 100 m, disponiéndose en cada una de ellas una transecta diagonal con 10 puntos de muestreo a intervalos regulares. Se muestrearon 30 puntos por tratamiento, a excepción del BR, en el que se trabajó con un total de 25 puntos.

Procesamiento de muestras de suelo

Se procedió a la separación de los agregados de suelo aplicándose el efecto del estallido (humectación rápida por inmersión en agua) (51). El material obtenido fue procesado por el método de la separación física (22), a través del tamizado y lavado con agua, empleándose tamices de apertura de malla de 2 mm, 1 mm y 0,5 mm. Se separaron las semillas potencialmente viables (48). La identificación de semillas se realizó bajo lupa, utilizándose claves de reconocimiento (32, 36) y consultas a especialistas.

Caracterización del BSS

Se determinó la riqueza específica, densidad total (tamaño del BSS) y por especie (número de semillas.m⁻²). Las especies registradas se clasificaron en cinco grupos: Arbóreas (ARB), Gramíneas Forrajeras (GF), Fabáceas Forrajeras (FF), Ciperáceas (CIP) y Otras especies (OE). La inclusión de los grupos GF y FF obedece a la importancia que revisten estas especies en los pastizales de la región en estudio, recurso en el que se sustentan los sistemas productivos ganaderos. El grupo OE incluye a especies vegetales pertenecientes a diversas familias botánicas, que en general no presentan aptitud forrajera.

Se clasificó el BSS según los criterios de Thompson (45) en: a) Banco de semillas transitorio (Bt): constituido por especies cuyas semillas se presentan sólo en las capas superiores del suelo (0-5 cm de profundidad); Banco de semillas persistente a cor-



Figura 2: Estancia Santa Inés. Localización de los tratamientos evaluados. Ref.: BN: bosque nativo (30°42'08"S 59°23'15"O); BNM: bosque nativo con manejo ganadero (30°41'46"S 59°19'30"O); BR: bosque en regeneración (30°44'25"S 59°24'43"O); AGR: agricultura (30°41'32"S 59°19'21"O). Fuente: Google Earth.

to plazo (BPcp): dado por las especies con mayor densidad de semillas en capas superiores pero que también están presentes en capas inferiores (5-10 cm profundidad), y c) Banco de semillas persistente a largo plazo (BPlp): formado por especies con mayor densidad en las capas inferiores o al menos tan abundantes como en capas superiores. Se determinó la similitud entre la composición de especies de los BSS, aplicando el índice de Sorensen (5).

Determinación de variables físicas de suelo

Se determinó la densidad aparente del suelo (Dap) y la porosidad total (PT), a dos profundidades: 1-4 cm y 4-7 cm. La Dap se determinó por el método del cilindro (34), utilizándose un muestreador de 5,2 cm de diámetro (4 repeticiones por tratamiento y por profundidad). El cálculo de la PT se efectuó a partir de la Dap y de la densidad real del suelo determinada mediante la técnica del picnómetro (34).

Análisis Estadístico

Dado que los datos de densidad de semillas no cumplían el supuesto de normalidad (Shapiro-Wilk), se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para deter-

minar la existencia de diferencias significativas entre tratamientos. Cuando la prueba de Kruskal-Wallis resultó positiva (P menor que el nivel de significación seleccionado, $\alpha = 0,05$, 2 colas) se realizó una prueba post-hoc (test U de Mann-Whitney) para la comparación por pares de tratamientos.

Se aplicaron métodos multivariados (análisis de componentes principales) para explicar la variabilidad de la composición del BSS en relación a los tratamientos evaluados.

Se aplicó el test de Tukey ($\alpha = 0,05$) para la comparación de medias de las variables físicas de suelo entre tratamientos. Para evaluar la relación entre la densidad de semillas en los primeros 5 cm del suelo y los atributos edáficos (Dap y PT), se realizó el análisis de correlación de rangos de Spearman (rs) (42). Se trabajó con el Software Estadístico InfoStat (20).

RESULTADOS

Densidad total y riqueza específica del BSS

La densidad total del BSS en los primeros 10 cm de profundidad osciló entre 3.142 y 11.917 semillas.m⁻². En BNM se registró una densidad media significativamente su-

Tabla 1: Densidad del banco de semillas del suelo (semillas.m⁻²) por tratamiento y por profundidad.

| Tratamientos | Densidad (semillas.m ⁻²) | | |
|--------------|--------------------------------------|--------------------|--------------------|
| | 0 - 5 cm | 5 - 10 cm | 0 -10 cm |
| BN | 3837 ^{bA} | 1520 ^{aB} | 5357 ^b |
| BNM | 10388 ^{aA} | 1529 ^{aB} | 11917 ^a |
| BR | 3270 ^{bA} | 1899 ^{aB} | 5169 ^b |
| AGR | 1864 ^{cA} | 1278 ^{aA} | 3142 ^c |

Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre tratamientos. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre profundidades dentro de cada tratamiento

perior respecto al resto de los tratamientos ($H = 32,80$, $n = 25$, $P \leq 0,0001$), correspondiendo la menor densidad a AGR (Tabla 1).

En BN, BNM y BR, la densidad de semillas en el banco superficial resultó significativamente superior respecto a la capa 5-10 cm (Tabla 1), mientras que en AGR la diferencia no resultó estadísticamente significativa ($P \leq 0,05$). No se detectaron diferencias significativas entre tratamientos en el BSS determinado de 5-10 cm de profundidad.

La mayor riqueza específica del BSS (0 a 10 cm) correspondió a los bosques nativos, con valores de 60 y 57 especies para BN y BNM, respectivamente. En BN se determinaron 17 familias botánicas, siendo más numerosas las Poaceae (11 especies), Cyperaceae y Fabaceae (7 y 6 especies, respectivamente). En BNM se registraron 20

familias, siendo las Poaceae y Cyperaceae las más representadas (11 y 9 especies, respectivamente). En BR la riqueza total fue de 45 especies, distribuidas en 17 familias, de las cuales Poaceae resultó la más representada (8 especies), seguida por Cyperaceae (5 especies). El tratamiento AGR presentó la menor riqueza específica (40 especies). Estas especies correspondieron a 15 familias, siendo las más representadas las Poaceae (8 especies) y las Cyperaceae (4 especies). A la fecha, 10 especies no han sido identificadas.

Densidad y riqueza del BSS por grupo de especies

Los tratamientos presentaron diferencias en la composición del BSS por grupos de especies (Tabla 2; Fig. 3).

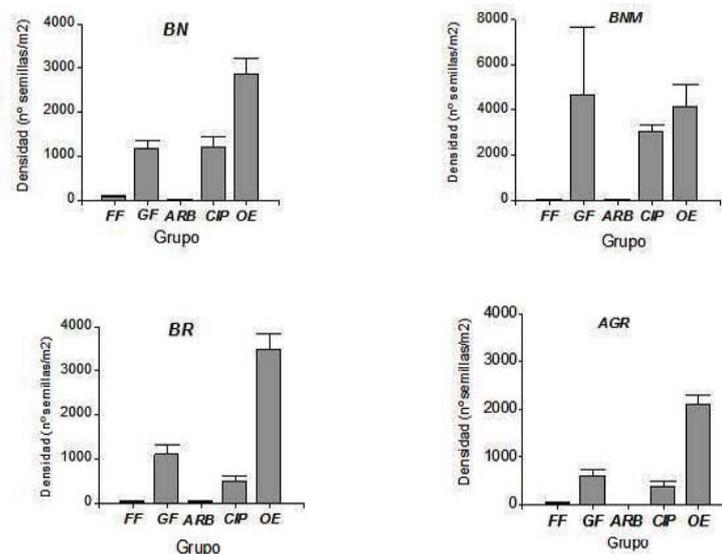


Figura 3: Densidad del banco de semillas del suelo ($\text{semillas.m}^{-2} \pm \text{ES}$) por grupo de especies para cada tratamiento. Ref. BN: bosque nativo; BNM: bosque nativo con manejo ganadero; BR: bosque en regeneración; AGR: agricultura; FF: Fabáceas forrajeras; GF: Gramíneas forrajeras; ARB: especies arbóreas; CIP: especies Ciperáceas; OE: otras especies.

Tabla 2: Densidad media de especies presentes en el BSS (0-10 cm) por tratamiento y por grupo.

| GRUPO | Especie | Densidad media (semillas.m ⁻²) | | | |
|-----------------------------------|--|--|------|-----|-----|
| | | BN | BNM | BR | |
| GF | <i>Briza subaristata</i> (Lam.) | 10 | | | 6 |
| | <i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop. | 10 | 286 | 7 | 85 |
| | <i>Eleusine tristachya</i> (Lam.) | 37 | | | 62 |
| | <i>Echinochloa colona</i> (L.) | | | | 123 |
| | <i>Nasella neesiana</i> (Trin. & Rupr.) Barkwort | | | 7 | |
| | <i>Panicum bergii</i> (Arechav.) | 21 | 27 | | 124 |
| | <i>Panicum capillare</i> (L.) | 5 | 26 | 14 | |
| | <i>Paspalum notatum</i> (Flüggé) | 37 | 72 | | |
| | <i>Paspalum dilatatum</i> (Poir) | 16 | | | |
| | <i>Phalaris arundinacea</i> (L.) | | 28 | 7 | |
| | <i>Piptochaetium lasianthum</i> (Griseb.) | 21 | 6 | | |
| | <i>Piptochaetium montevidensis</i> (Spreng.) Parodi | 241 | 644 | | 11 |
| | <i>Piptochaetium stipoides</i> (Trin. & Rupr.) | 471 | 327 | 915 | 55 |
| | <i>Piptochaetium stipoides</i> var. <i>stipoides</i> (Trin. & Rupr.) | | 28 | 34 | |
| | <i>Poa</i> sp. | | 45 | 14 | |
| CIP | <i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguelen | 388 | 3179 | 74 | 141 |
| | <i>Carex</i> sp. | 5 | 512 | 250 | 151 |
| | <i>Carex rostrata</i> (Stokes) | 407 | 1179 | 7 | |
| | <i>Cyperus ferax</i> (Rich) | 16 | 8 | | |
| | <i>Cyperus haspan</i> (L.) | | 17 | | |
| | <i>Cyperus polystachyos</i> (Rottb.) | 591 | 617 | 34 | 228 |
| | <i>Eleocharis</i> sp. | 21 | 335 | 27 | 86 |
| | <i>Fimbristylis</i> sp. | 115 | 318 | 142 | 89 |
| | <i>Rhynchospora</i> sp. | 5 | 34 | | |
| ARB | <i>Scleria</i> sp. | | 4 | | |
| | <i>Vachellia caven</i> (Mol.) | 16 | 37 | 27 | |
| FF | <i>Medicago</i> sp. | 10 | | | |
| | <i>Trifolium</i> sp. | 5 | | | |
| | <i>Melilotus</i> sp. | 10 | 15 | | |
| | <i>Sesbania</i> sp. | 5 | | 7 | 6 |
| | <i>Desmanthus</i> sp. | 5 | 11 | 27 | 34 |
| | <i>Aeschynomene</i> sp. | 37 | | 7 | |
| | <i>Crotalaria</i> sp. | | 17 | | |
| OE | <i>Artemisia</i> sp. | | 48 | | |
| | <i>Eupatorium</i> sp. | | 13 | 7 | |
| | <i>Amaranthus quitensis</i> (Kunth) | 47 | 233 | | 17 |
| | <i>Althemanthera</i> sp. | | 236 | | 6 |
| | <i>Hydrocotyle</i> sp. | 59 | 21 | | |
| | <i>Ammi</i> sp. | | | 7 | |
| | <i>Apium leptophyllum</i> (Pers.) F. Muell. | 10 | 43 | 7 | |
| | <i>Taraxacum</i> sp. | 30 | | 14 | |
| | <i>Brassica rapa</i> (L) | | 861 | | |
| | <i>Camelina</i> sp. | 5 | | 14 | |
| | <i>Capsella bursa-pastori</i> (L.) Medik. | | | | 17 |
| | <i>Chenopodium album</i> (L.) | | 185 | | |
| | <i>Agrostemma githago</i> (L.) | 16 | | | |
| | <i>Silene gallica</i> (L.) | 10 | | | |
| | <i>Dichondra repens</i> (Forst.) | 21 | 14 | 202 | 11 |
| | <i>Ipomoea</i> sp. | 5 | | | |
| | <i>Caperonia palustris</i> (L.) | 10 | 9 | 27 | 17 |
| | <i>Euphorbia</i> sp. | 63 | 25 | 27 | 23 |
| | <i>Euphorbia nutans</i> (Lag.) | | | 13 | 23 |
| | <i>Hypericum</i> sp. | 10 | 11 | 40 | 129 |
| <i>Anoda cristata</i> (L. Schldl) | 10 | | | | |

Ref. BN: bosque nativo; BNM: bosque nativo con manejo ganadero; BR: bosque en regeneración; AGR: agricultura; GF: Gramíneas Forrajeras; CIP: Ciperáceas; ARB: especies arbóreas; FF: Forrajeras Fabáceas y OE: otras especies.

Tabla 2: Continuación.

| | | | | | |
|--|---|------------|------------|-----------|-----------|
| | <i>Sida rhombifolia</i> (L.) | 16 | | | |
| | <i>Sida spinosa</i> (L.) | 126 | 882 | 54 | 34 |
| | <i>Oxalis</i> sp. | 42 | 99 | 13 | 51 |
| | <i>Veronica arvensis</i> (L.) | 25 | 122 | 54 | 6 |
| | <i>Passiflora caerulea</i> (L.) | | 28 | | |
| | <i>Polygonum aviculare</i> (L.) | 1201 | 185 | 95 | 590 |
| | <i>Polygonum convolvulus</i> (L.) | | 18 | | |
| | <i>Polygonum hydropiperoides</i> (Michx.) | 292 | 78 | 27 | 17 |
| | <i>Rumex</i> sp. | | 68 | 68 | 6 |
| | <i>Portulaca oleracea</i> (L.) | | 17 | 7 | 23 |
| | <i>Anagallis arvensis</i> (L.) | | | 182 | 46 |
| | <i>Datura ferox</i> (L.) | 21 | 320 | | |
| | <i>Physalis viscosa</i> (L.) | 16 | 21 | 13 | |
| | <i>Solanum sisymbriifolium</i> (Lam.) | 204 | 147 | 1804 | 740 |
| | <i>Verbena bonaerensis</i> (L.) | 258 | 325 | 675 | 101 |
| | <i>Glandularia</i> sp. | 5 | | 148 | 6 |
| | Especies sin identificar | 347 | 137 | 76 | 84 |

Se detectaron diferencias significativas ($P \leq 0,05$) entre los valores de densidad de GF, CIP y OE entre tratamientos. Del número total de semillas registradas en los primeros 10 cm de suelo, las GF representaron más del 39% en el BNM pero menos del 20% en el lote agrícola, donde más del 65% de la densidad correspondió al grupo OE. Este grupo resultó el de mayor contribución porcentual al BSS en todos los tratamientos, a excepción del BNM, el cual estuvo dominado por GF. Las mayores densidades relativas de OE correspondieron a BR y AGR (67,5% y 67%, respectivamente).

Los bosques nativos (BN y BNM) presentaron las mayores densidades de ciperáceas (22,6% y 25,4%, respectivamente). Los grupos ARB y FF constituyeron los de menor densidad en todos los tratamientos. El primero estuvo representado por una única especie (*V. caven*) con aportes inferiores al 1% en los bosques evaluados, estando ausentes en el AGR.

En BN, el banco superficial presentó una especie maleza (*Polygonum aviculare*) como la de mayor densidad (807 semillas.m⁻²), acompañada por dos ciperáceas (*Cyperus polystachyos* y *Carex rostrata*

Stokes.) y la gramínea *Piptochaetium stipoides*. En la capa inferior, también resultaron dominantes *C. polystachyos* y *P. aviculare*, con un aporte del 37,4% a la densidad total.

La especie dominante del BSS del BNM fue *Setaria parviflora*, una gramínea que aportó un 29,2% a la densidad total en los primeros 5 cm. Le siguieron en importancia una ciperácea (*C. rostrata*) y dos especies del grupo OE (*Brassica rapa* L. y *Sida spinosa* L.), con aportes inferiores al 9% cada una. Estas dos últimas constituyen especies invasoras de cultivos agrícolas en la región. A excepción de *B. rapa*, se registraron las mismas especies como las de mayor aporte a la densidad de semillas del banco en profundidad, junto a otra ciperácea (*C. polystachyos*).

En BR, para las dos profundidades evaluadas, el mayor aporte de semillas correspondió a dos especies del grupo OE (*Solanum sisymbriifolium* Lam. y *Verbena bonariensis*), una gramínea forrajera (*P. stipoides*) y una ciperácea (*Carex* sp.). En el campo cultivado, el mayor aporte a la densidad tanto en superficie como en profundidad correspondió a dos especies invasoras (*P. aviculare*, *S. sisymbriifolium*) y a una ciperácea (*C. polystachyos*).

La totalidad de OE registradas en los bancos corresponde a especies herbáceas, no habiéndose observado especies arbustivas. De las 20 especies de OE halladas en AGR, la mayoría son especies invasoras de campos cultivados. El 85% de estas especies fueron registradas también en los bosques nativos, con altas densidades relativas (53,7% y 34,7% para BN y BNM, respectivamente).

Respecto a los tipos de banco, en todos los tratamientos evaluados el grupo OE resultó el de mayor contribución de especies tanto al banco transitorio como al banco persistente. En los bosques nativos (BN y BNM), el grupo GF resultó el segundo en importancia respecto a contribución al BP. *Vachellia caven*, la única especie arbórea del BSS, adoptó una estrategia de BPlp en BN y de Bt en el bosque con manejo ganadero.

Similitud en la composición del BSS entre tratamientos

En general se observó una baja similitud en la composición del BSS de los diferentes tratamientos. El índice de Sorensen osciló entre 20 y 41%. Los mayores valores de similitud, aunque inferiores al 42%, correspondieron a BR-AGR y BN-AGR. El tratamiento BNM presentó una similitud del 38% con el bosque sin manejo, a la vez que su relación con BR y AGR resultó muy baja.

Análisis de componentes principales (ACP)

Respecto a la densidad del BSS por grupos de especies, con el primer componente (CP1) del ACP se logró explicar el 71% de la variabilidad de los datos, mientras que al incluir el segundo componente (CP2) se alcanzó el 92% (Tabla 3). De las variables (grupos de especies) analizadas, sólo las FF obtuvieron un coeficiente de ponderación bajo (inferior a 0,05) en el primer componente. La posición opuesta de los tratamientos BNM y AGR a lo largo de CP1 se explica por las mayores densidades relativas de los grupos GF y CIP en BNM, y la ausencia de ARB en el tratamiento agrícola (Fig. 4).

Si bien el porcentaje de la variabilidad explicada por la CP2 resultó bajo, el grupo FF presentó coeficiente de ponderación alto (0,97) permitiendo la diferenciación de BN en el que la densidad relativa de este grupo resultó mayor (1,4 %). El resto de los tratamientos presentó aportes de FF inferiores al 1%.

Correlación entre la densidad del BSS y las variables edáficas

En AGR se registró la peor condición física del suelo, con valores de Dap (1-4 cm) significativamente superiores ($P \leq 0,05$) respecto al bosque nativo con manejo (Tabla 4). En profundidad (4-7 cm) no se registraron diferencias significativas entre tratamientos. Respecto a PT en la capa su-

Tabla 3: Análisis multivariado de Componentes Principales.

| Componente | % explicado acumulado | Variable | CP1 | CP2 |
|------------|-----------------------|----------|-------|-------|
| 1 | 0,71 | FF | -0,04 | 0,97 |
| 2 | 0,92 | GF | -0,51 | -0,03 |
| 3 | 1,00 | ARB | -0,50 | -0,10 |
| 4 | 1,00 | CIP | -0,49 | 0,19 |
| 5 | 1,00 | OE | -0,50 | -0,12 |

perficial, los mayores valores fueron determinados en los bosques (BN, BNM y BR), oscilando entre 46 y 51% y significativamente similares entre sí. El AGR presentó los menores valores de PT (42%), que resultó significativamente inferior a la determinada en BNM (Tabla 4).

Se observó una correlación significativa ($P \leq 0,05$) entre la densidad de semillas en los primeros 5 cm y las variables edáficas determinadas a esa profundidad. A mayores valores de Dap se registró menor densidad del BSS ($r = -0,63$; P^{***}), en tanto que altos valores de PT estuvieron asociados ($r = 0,55$) con densidades superiores del banco.

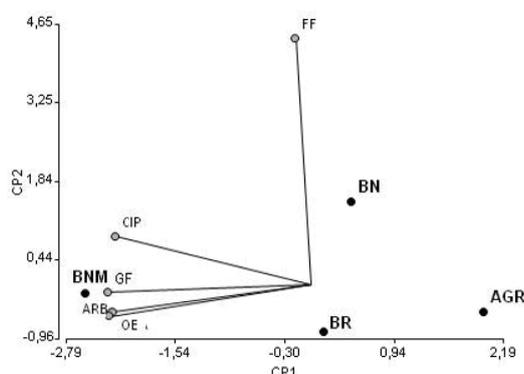


Figura 4: Biplot resultante del Análisis de componentes principales (APC). Distribución de los tratamientos estudiados en los dos primeros ejes de APC, en relación a los grupos de especies representados en el BSS. Ref. BN: bosque nativo; BNM: bosque nativo con manejo ganadero; BR: bosque en regeneración; AGR: agricultura; FF: Fabáceas forrajeras; GF: Gramíneas forrajeras; ARB: especies arbóreas; CIP: especies Ciperáceas; OE: otras especies

Tabla 4: Densidad aparente ($Mg\ m^{-3}$) y Porosidad Total (%) del suelo para cada tratamiento y profundidad.

| | Densidad aparente ($Mg\ m^{-3}$) | | Porosidad Total (%) | |
|-----|------------------------------------|--------------------------|----------------------------|---------------------------|
| | 0 - 4 cm | 4 - 7 cm | 0 - 4 cm | 4 - 7 cm |
| BN | 1,36 ± 0,13 ^{ab} | 1,47 ± 0,03 ^A | 46,00 ± 4,75 ^{ab} | 42,71 ± 1,51 ^A |
| BNM | 1,22 ± 0,09 ^b | 1,51 ± 0,09 ^A | 50,99 ± 2,68 ^a | 41,80 ± 3,37 ^A |
| BR | 1,32 ± 0,02 ^{ab} | 1,43 ± 0,04 ^A | 48,63 ± 2,71 ^{ab} | 45,63 ± 2,29 ^A |
| AGR | 1,45 ± 0,06 ^a | 1,44 ± 0,06 ^A | 42,18 ± 3,11 ^b | 44,14 ± 2,37 ^A |

Ref. BN: bosque nativo; BNM: bosque nativo con manejo ganadero; BR: bosque en regeneración; AGR: agricultura. Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre tratamientos, para la profundidad 1-4 cm. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre tratamientos, para la profundidad 4-7 cm.

Esto indicaría la importancia que reviste una buena condición física del suelo en la formación de los BSS, dado que facilitaría el ingreso y movimiento vertical de las semillas.

DISCUSIÓN

Los BSS evaluados estuvieron dominados por especies herbáceas. La única especie arbórea registrada (*V. caven*) presentó bajos valores de densidad, en tanto que las especies del género *Prosopis* no estuvieron representadas en el banco. Diversos autores han reportado el dominio de especies herbáceas y la escasa representación de especies arbóreas en los BSS (8, 14, 27, 43). La persistencia de una semilla en el suelo depende de diversos factores tales como tiempo de germinación, dormancia y viabilidad, defensas químicas y físicas contra la depredación y ataque de patógenos (15, 46).

Un factor que podría explicar la ausencia o escasa presencia de semillas de las especies arbóreas dominantes de los bosques en el BSS, sería que las mismas formen un banco transitorio de corta duración, con una inmediata germinación (43). Moscoso y Díez-Gómez (29) sostienen que las semillas de especies arbóreas de bosques maduros forman parte del BSS solamente durante periodos muy breves de tiempo, ya que tienden a germinar o ser depredadas muy rápidamente. Durante el muestreo de BN se han observado frutos de *P. affinis* diseminados sobre la superficie del suelo conteniendo semillas en descomposición y con signos de depredación. Esto daría evidencia de la susceptibilidad de las semillas de especies arbóreas durante el período posterior a la caída de los frutos. Según Janzen y Vázquez-Yanes (21), en bosques tropicales

aproximadamente la mitad de las semillas producidas por más del 90% de las especies arbóreas mueren antes de germinar, a causa de la acción de animales y hongos, inclusive las que se encuentran protegidas por cubiertas duras. Las semillas pueden ser depredadas antes de su dispersión, ya sea cuando están en proceso de desarrollo o maduras pero aún en el árbol, o incluso cuando ya han caído al suelo pero no han sido dispersadas aún por algún agente secundario. Sin embargo, también pueden ser depredadas luego de la dispersión, pero antes de la germinación (10). Chacoff *et al.* (9) estudiaron el efecto de la fragmentación de los bosques sobre el éxito reproductivo de una especie de Acacia, encontrando que en ambientes fragmentados disminuye los niveles de polinización dado por la pérdida de biodiversidad, pero a su vez disminuye la depredación de las semillas incrementando la disponibilidad de semillas sanas para la dispersión, lo que podría tener implicaciones en el reclutamiento de la especie.

Según Thompson (43) las especies formadoras de banco poseen semillas pequeñas y compactas, morfología que permite el enterramiento y constituye un escape a la depredación por parte de los animales granívoros. En este sentido, el tamaño de las semillas de los géneros *Prosopis* y *Vachellia*, que varía entre 6-7 mm de longitud y 3-4 mm de ancho, sumado al tipo de suelos presentes en el sitio de estudio (suelos con alto porcentaje de arcilla, incluso desde el horizonte A) podría representar una dificultad para el ingreso de las mismas al suelo.

En bosques con manejo ganadero, ha sido reportado el consumo de legumbres de especies del género *Prosopis* por el ganado. Las semillas de estas especies, al igual que la mayoría de las semillas duras de Faba-

ceas, presentan tegumentos impermeables que producen una interferencia con la absorción de agua, constituyendo el factor principal que causa alto grado de latencia y demoras en la germinación de las semillas (4, 31). El paso a través del tracto digestivo produce escarificación de las semillas; sin embargo se ha observado que al ser excretadas exhiben aún germinación retardada, dado las condiciones inapropiadas en que se produce la defecación (31).

Otro aspecto a considerar respecto a la escasa representación de especies arbóreas en el BSS está asociado a los problemas de fructificación causados por los excedentes de precipitaciones que afectan el proceso de polinización (13). En tal sentido, en el período de estudio las precipitaciones excedieron en 190 mm la media histórica (41), lo que podría haber reducido la producción de semillas de las especies arbóreas.

Alvarez-Aquino *et al.* (1) sostienen que las perturbaciones antrópicas afectan de manera más notoria la densidad y composición del BSS que las generadas por fuerzas naturales. En el primer caso, la densidad de semillas tiende a ser mayor y la composición corresponde principalmente a especies de tipo herbáceo de amplia distribución (3).

El tamaño del BSS en BN resultó similar al determinado por Sabbatini *et al.* (37) en un bosque nativo de Entre Ríos, quienes determinaron densidades comprendidas entre 2.853 semillas.m⁻² y 11.076 semillas.m⁻². Ferri *et al.* (14) determinaron en bosques nativos argentinos, densidades de 25.525 semillas.m⁻². El BNM presentó el BSS de mayor tamaño y más rico en gramíneas forrajeras. Algunos autores sugieren que el pastoreo produce un enriquecimiento de especies en el banco de semillas (17, 26). Haretche y Rodríguez (18) registraron una

mayor densidad del BSS de pastizales naturales en parcelas pastoreadas, respecto a una situación de clausura. El banco de semillas de AGR resultó el de menor densidad, lo que podría estar relacionado con las prácticas de control de malezas. El reemplazo de comunidades nativas por áreas agrícolas reduce las reservas de semillas y modifica la composición del banco con una elevada pérdida de especies nativas (16).

Se observó una dominancia de OE en los BSS (a excepción del BNM). La mayor parte de las especies que integraron OE en el tratamiento AGR presentan características de especies invasoras de campos de cultivos. Sin embargo, también fueron registradas en los BSS de los bosques. En particular, *P. aviculare*, especie exótica invasora de cultivos de invierno, resultó la de mayor aporte de semillas al banco de BN, en tanto que *S. symbriifolium* se presentó con altas densidades en BR. Otros autores han reportado la dominancia de especies invasoras en los BSS de ecosistemas boscosos. En un relicto del Espinal, el mayor aporte de semillas al banco correspondió a *Chenopodium album* (14), en tanto que en comunidades boscosas de México se ha determinado la presencia de *Taraxacum officinale* y *Sonchus oleraceus* en los bancos de semillas (35). Trujillo-Ortiz y Vargas (47) afirman que las especies ruderales dominan en los bancos, dada su capacidad de permanecer viables por largos períodos en el suelo. El banco de semillas de tipo persistente es el más importante desde el punto de vista de la regeneración (15). En el presente estudio, el mayor aporte al BP correspondió al grupo OE, y dentro de éste a especies invasoras de cultivos agrícolas. Esto ha sido observado por otros autores que señalan a las especies ruderales como las principales componentes de este tipo de banco (15, 24).

La alta participación de este tipo de especies en los BSS podría atribuirse al cambio de uso del suelo de la región que propiciaría el flujo de semillas de especies invasoras desde las áreas agrícolas hacia los bosques contiguos. El alto grado de fragmentación de los bosques nativos de la Cuenca asociado al patrón regional de uso del suelo, sumado a las características biológicas de las especies invasoras, facilitaría la acumulación de las semillas de estas especies en el BSS de las comunidades boscosas remanentes, tal como lo indica Ramirez *et al.* (35).

CONCLUSIONES

La composición y tamaño de los BSS evaluados es el resultado del régimen de disturbios (histórico y actual) al que ha sido sometida el área de bosques nativos de la cuenca, asociado al avance de la frontera agrícola.

La alta participación de OE, y dentro de este grupo especies invasoras de campos agrícolas, en los BSS evaluados, indicaría que las áreas agrícolas producto del cambio de uso del suelo constituyen una potencial fuente de infestación para los bosques nativos circundantes, con graves consecuencias económicas y ecológicas. Esto representa un incremento potencial de flora invasora en las comunidades boscosas remanentes, conforme se extiende la deforestación para el uso agrícola, constituyendo otro de los impactos negativos generados sobre el área con bosques nativos.

Sin embargo, el aporte de especies forrajeras al BSS, representa una situación potencial favorable respecto a la regeneración del pastizal, asegurando la persistencia de

esta comunidad que constituye el recurso básico sobre el que se sustenta la actividad ganadera en estos ecosistemas.

Dado la ausencia de las especies arbóreas dominantes en los bancos de semilla, resulta prioritario encarar líneas de investigación relacionadas con el proceso de regeneración de estas especies en los bosques nativos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se desarrolló en el marco del PID-UNER 2150 “Banco de semillas de especies arbóreas del Espinal (Entre Ríos)”. Los autores agradecen al Lic. Walter por su colaboración.

BIBLIOGRAFÍA

1. **ALVAREZ-AQUINO, C.; WILLIAMS-LINERA, G. y NEWTON, A. C.** 2005. Disturbance effects on the seed bank of Mexican cloud forest fragments. *Biotropica* 37(3): 337-342.
2. **BARBERIS, I. M.; BOCANELLI, S. I. y ALZUGARAY, C.** 2011. Las bromeliáceas terrestres como micrositios de acumulación de semillas en un bosque xerofítico del Chaco Austral, Argentina. *BOSQUE* 32(1): 57-63.
3. **BEDOYA-PATIÑO, J.G.; ESTEVEZ-VARON, J. V. y CASTAÑO VILLA, G. J.** 2010. Banco de semillas del suelo y su papel en la recuperación de los bosques tropicales. *Boletín Científico Museo de Historia Natural* 14(2): 77-91.

4. **BEWLEY, D. J. y BLACK, M.** 1985. Seeds, physiology of development and germination. Plenum Press. New York, E.U.A. pp. 154-180.
5. **BRAUN-BLANQUET, J.** 1979. Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. H. Blume Ediciones. Madrid. 820 p.
6. **CABRERA, A. L.** 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. 2da.Edición, Tomo II, Fasc.1. ACME. Buenos Aires. 85 p.
7. **CANO-SALGADO, A.; ZAVALA, H. J.; OROZCO, S. A.; VALVERDE, V. M. y PÉREZ, R. 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: 437-446.
8. **CARRILLO-ANZURES, F.; VERA, C. G.; MAGAÑA, T. S.; GULDIN, J. y GURIÉS, R.** 2009. Seeds Stored in the Forest Floor in a Natural Stand of *Pinus montezumae* Lamb. Revista de Ciencias Forestales de México 34: 41-60
9. **CHACOFF, N. P.; MORALES, J. M. y VAQUERA, M. P.** 2004. Efectos de la fragmentación sobre la aborción y la depredación de semillas en el Chaco Serrano. Biotrópica 36(1): 109-117.
10. **DALLING, J. W.** 2002. Ecología de semillas. pp. 345 - 375 in M. Guariguata and G. Kattan (eds.) Ecología y conservación de Bosques Neotropicales. Libro Universitario Regional, Costa Rica.
11. **DE SOUZA, M.; MAIA, F. y PEREZ, M.** 2006. Bancos de semillas en el suelo. Agriscientia XXIII (1): 33-44.
12. **ESQUIVEL, J. M.; HARVEY, C. A.; FINEGAN, B.; CASANOVES, F. y SKARPE, C.** 2008. Effects of pasture management on the natural regeneration of neotropical trees. Journal of Applied Ecology 45:371-380.
13. **FAEGRI, K. & VAN DER PIJL, L.** 1979. The Principles of Pollination Ecology, 3rd Revised Edition. Pergamon Press, Oxford .
14. **FERRI, R.; CEBALLOS, M.; VISCHI, N.; HEREDIA, E. y OGGERO, A.** 2009. Banco de semillas de un relicto del Espinal (Córdoba, Argentina). Iheringia 64 (1): 93-100.
15. **GARWOOD, N. C.** 1989. Tropical soil seed banks: a review. En: Leek, M.A., Parker, V.T. y Simpson, R.I. (eds). Ecology of soil seed banks. Academic press INC. San Diego, California. Estados Unidos. p. 149-209.
16. **GIANACCINI, F.; SCARAMUZZINO, R. y REQUESENS, E.** 2009. Banco de semillas en ambientes de las sierras de Azul (Buenos Aires, Argentina) con distinta intensidad de disturbios. Agriscientia 26 (2): 71-79.
17. **GIBSON, C. W. D. y BROWN, V. K.** 1991. The effects of grazing on local colonization and extinction during early succession. Journal of Vegetation Science 2: 291-300.
18. **HARETCHE, F. y RODRÍGUEZ, C.** 2006. Banco de semillas de un pastizal uruguayo bajo diferentes condiciones de pastoreo. Ecología Austral 16:105-113
19. **HENDERSON, C. B.; PETERSEN, K. E. y REDAK, R. A.** 1988. Spatial and temporal patterns in the seed bank and vegetation of a desert grassland community. Journal of Ecology 76: 717-728.
20. **INFOSTAT.** 2005. Infostat versión 1.1.Grupo Infostat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba.
21. **JANZEN DH, VAZQUEZ-YANES C.** 1991. Aspects of tropical seed ecology of relevance to management of tropical forested wild lands. In: Gomez-Pompa A, Whitmore TC, Hadley M, editors. Rainforest Regeneration and Management. MAB Book Series 6. Paris: Parthenon Publishing Group, pp 137-154.

22. **LEGUIZAMON, E.** 1983. La biología de las semillas de malezas en el suelo. Publicación Miscelánea 12. INTA. E.E.A.Oliveros.
23. **LÓPEZ-TOLEDO, L. y MARTÍNEZ-RAMOS, M.** 2011. The soil seed bank in abandoned tropical pastures: source of regeneration or invasion? *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 663-678.
24. **LOUDA, S. M.** 1989. Predation in the dynamics of seed regeneration. En: M. A. Leck, V. Parker y R. L. Simpson (Eds). *Ecology of soil seed banks* Academic Press. INC. San Diego, California. p 25-51.
25. **LUZURIAGA, A. L.; ESCUDERO, A.; OLANO, J. M. y LOIDI, J.** 2005. Regenerative role of seed banks following an intense soil disturbance. *Acta Oecologica* 27: 57-66
26. **MC DONALD, A.; BAKKER, J. P. y VEGELIN, K.** 1996. Seed bank classification and its importance for the restoration of species-rich flood-meadows. *Journal of Vegetation Science* 7: 157-164.
27. **MARTÍNEZ-OREA, Y.; CASTILLO-ARGUERO, S.; ALVAREZ-SANCHEZ, J.; COLLAZO-ORTEGA, M. y ZAVALLA-HURTADO, A.** 2013. Lluvia y banco de semillas como facilitadores de la regeneración natural en un bosque templado de la ciudad de México. *Interciencia* 38(6): 400-409.
28. **MONTENEGRO, A. L. y VARGAS, L.** 2005. Estrategias de regeneración del banco de semillas en una comunidad de bosque alto andino secundario. En: A. Bonilla (Ed). *Estrategias adaptativas de plantas del bosque alto andino en la Cordillera Oriental de Colombia*. Bogotá. p. 227-246.
29. **MOSCOSO M., L.B. & DIEZ-GÓMEZ, M.C.** 2005. Banco de semillas en un bosque de roble de la Cordillera Central colombiana. *Rev. Fac. Nal. Agr., Medellín*, 58 (2): 2931-2943.
30. **PALUCH, J. G.** 2011. Ground seed density patterns under conditions of strongly overlapping seed shadows in *Abies alba* Mill. stands. *Eur. J. Forest Restor.* 130: 1009-1022.
31. **PEINETTI, R.; PEREYRA, M.; KIN, A. y SOSA, A.** 1993. Effects of cattle ingestion on viability and germination rate of caldén (*Prosopis caldenia*) seeds. *Journal of range management* 46 (6): 483-486
32. **PETETIN, C. A. y MOLINARI, E.** 1982. Reconocimiento de semillas de malezas. Colección Científica del INTA. 146 p.
33. **Plan Mapa de Suelos de Entre Ríos. Convenio INTA-Gob. Entre Ríos.** 1986. Carta de Suelos de la República Argentina. Dpto. La Paz. Entre Ríos. Tomo I. Serie Relevamiento de Recursos Naturales (7). INTA-EEA Paraná. 146 p.
34. **PORTA CASANELLAS, J.; LÓPEZ ACEVEDO, M. y ROQUERO DE LABURU, C.** 1999. 2ª ed. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. *Mundi-Prensa*. Madrid. España. 849 p.
35. **RAMÍREZ, N.; GONZALEZ, M. y QUINTANA, P. F.** 1992. Banco y lluvia de semillas en comunidades sucesionales de bosque de pino-encino de los Altos de Chiapas, México. *Acta Botánica Mexicana* 20: 59-75.
36. **RODRIGUEZ, N. E.** 1992. Guía ilustrada para el reconocimiento de semillas de malezas. E.E.A. Manfredi INTA. 22 p.
37. **SABATTINI, R. A.; LEDESMA, S. G.; SIONE, S. M.; FONTANA, E. y SABATTINI, J.** 2014. Recuperación del pastizal natural degradado en un monte nativo sometido a desarbustado mecánico. *Ciencia, Docencia y Tecnología UNER* 4 (4): 20-36.

38. **SABATTINI, R. A.; SIONE, S. M.; LEDESMA, S. G.; SABATTINI, J. y WILSON, M. G.** 2016. Pérdida de superficie de bosques nativos y tasa de deforestación en la Cuenca del Arroyo Estacas (Entre Ríos, Argentina). Trabajo en revisión. Revista Científica Agropecuaria.
39. **SCHERER, C. y JARENKOW, J. A.** 2006. Banco de sementes de espécies arbóreas em floresta estacional no Rio Grande do Sul, Brasil. Revista Brasil. Bot. 29 (1): 67-77.
40. **SECRETARÍA DE AMBIENTE Y DESARROLLO SUSTENTABLE DE LA NACIÓN.** 2007. 1ª ed. Primer inventario nacional de bosques nativos: informe regional Espinal, 2da. Parte. Buenos Aires. 125 p.
41. **SIBER.** 2014. Sistema de Información Bolsa de Cereales de Entre Ríos. Red Pluviométrica Provincial. <http://centrales.bolsacer.org.ar/pluviometros/> Fecha de consulta: 05/01/2016.
42. **STEEL, R. y TORRIE, J.** 1986. 2ª ed. Bioestadística: Principios y Procedimientos. McGraw-Hill, México. 622 p.
43. **THOMPSON, K.** 1992. Ecology of soil seed bank. En: Fenner, M. (Ed.). Seeds: la ecology of regeneration in plant communities. C.A.B. International. Wallingford, UK. 373 p.
44. **THOMPSON, K. y GRIME, J. P.** 1979. Seasonal variation in the seed Banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. Journal of Ecology 67: 893-921.
45. **THOMPSON, K.** 1987. Seeds and seed banks. The New Phytologist 106 (Suppl): 23-24
46. **THOMPSON, K.; BAKKER, J. P. y BEKKER, R. M.** 1997. The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. Cambridge University Press, Cambridge. 452 p.
47. **TRUJILLO ORTIZ, L. y VARGAS, O.** 2007. Bancos de semillas en bordes de bosques. En: Orlando Vargas Ríos (Ed.). Estrategias para la Restauración Ecológica del Bosque Altoandino - El caso de la Reserva Forestal Municipal de Cagua, Cundinamarca. p. 294-372.
48. **TUESCA, D.; NISENSOHN, L.; BOCCANELLI, S.; TORRES, P. y LEWIS, P.** 2004. Weed seedbank and vegetation dynamics in summer crops under two contrasting tillage regimes. Community Ecology 5: 247-255.
49. **UNIDAD DE MANEJO DEL SISTEMA DE EVALUACIÓN FORESTAL (UMSEF).** 2007. Monitoreo de Bosque Nativo, Período 1998-2002 y Período 2002-2006 (Datos Preliminares). SAyDS & UMSEF. Argentina. 11 p.
50. **VIEIRA, D. L. y SCARIOT, A.** 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. Restoration Ecology 14: 11-20.
51. **WILSON, M. G. y VALENZUELA, O. R.** 1998. Evaluación del sistema radical del cultivo de trigo mediante dos métodos de medición. Revista Científica Agropecuaria 2: 29-35.