

**TESINA PARA OPTAR POR EL GRADO DE
LICENCIADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

Restauración de un pastizal post-forestación: análisis
de la primera etapa sucesional



Bach. Martina Casás

Dra. Alice Altesor (Orientadora) y MsC. Federico Gallego
(Co- orientador)

Grupo Ecología de Pastizales (GEP). Instituto de Ecología y Ciencias
Ambientales, Facultad de Ciencias, UDELAR.



Agosto, 2019

ÍNDICE

RESUMEN	3
INTRODUCCIÓN.....	4
Objetivo General.....	9
Objetivos Específicos	9
Hipótesis y predicciones	9
Área de estudio.....	10
Diseño experimental	11
RESULTADOS.....	14
Efectos de la forestación sobre el pastizal natural	14
Estructura de la vegetación durante la primera etapa sucesional.....	14
Efectos de los tratamientos dentro del predio forestal	19
DISCUSIÓN	21
CONCLUSIONES.....	24
BIBLIOGRAFÍA.....	26

RESUMEN

En Uruguay, los pastizales están sometidos a un acelerado proceso de transformación hacia cultivos agrícolas y forestales. En particular, la forestación, ha incrementado su superficie alcanzando actualmente el 6,5% del territorio nacional. Sin embargo, son incipientes, en nuestro país, las investigaciones acerca del potencial de restauración del pastizal luego de su transformación hacia forestación. El objetivo de este trabajo fue analizar las trayectorias sucesionales de la vegetación post-forestación, en condiciones de manejo contrastantes y bajo diferentes tratamientos. El estudio se desarrolló en un predio forestal ubicado en el área adyacente del Paisaje Protegido de la Quebrada de los Cuervos, donde luego de 7 años de plantados, los ejemplares de *Pinus taeda* fueron cosechados tempranamente por falta de autorización ambiental. Ocho meses después de la cosecha, se instaló el experimento a campo. Se delimitaron dos sitios dentro del predio forestal, uno bajo pastoreo y otro bajo clausura y un sitio de referencia en un pastizal natural adyacente. A su vez, dentro de cada tipo de manejo se aplicaron distintos tratamientos: sin remoción de acículas, con remoción de acículas y remoción de acículas e incorporación de broza de pastizal. Se realizaron dos censos, uno en el tiempo inicial y otro a los nueve meses de instalado el experimento. Las variables medidas fueron composición, riqueza y cobertura de especies. Al inicio del experimento se observaron diferencias en composición, riqueza y cobertura entre el predio forestal y el pastizal de referencia. Al cabo de nueve meses, si bien la riqueza y cobertura aumentaron dentro del predio forestal, alcanzando valores similares a los del pastizal control, la composición de especies siguió siendo diferente. La presencia de pastoreo podría facilitar la colonización de especies pioneras acelerando los cambios en riqueza y cobertura. A su vez, la incorporación de broza bajo exclusión del ganado, también podría facilitar el proceso de restauración a través de la incorporación de propágulos. Para evaluar el éxito de la restauración y los efectos de los tratamientos, se considera necesario continuar el seguimiento del proceso sucesional.

INTRODUCCIÓN

La estructura y el funcionamiento de las comunidades vegetales varían a través del tiempo. Es decir, la fisonomía y la composición específica de una comunidad biótica, así como el flujo de su energía y la circulación de nutrientes, sufren cambios continuos y no estacionales que denominamos sucesión (Odum, 1969; Grime, 1979). La sucesión comienza luego de una perturbación, y entendemos por ello cualquier fenómeno en el tiempo que implique la remoción de biomasa (Grime, 1979). Esta visión de la dinámica temporal de las comunidades surgió a principios del siglo XX. En 1899 Henry Cowles fue el primero en caracterizar patrones sucesionales en la vegetación de dunas en las costas del lago Michigan, Estados Unidos. Allí observó que la vegetación en dunas de distinta edad se puede interpretar como una cronosecuencia, y a cada etapa la denominó como “etapa seral”. Frederic Clements, en 1916, reconoció que las etapas serales observadas por Cowles eran predecibles en el tiempo y explicó a las comunidades vegetales como superorganismos que nacen, crecen, y maduran llegando a un “clímax”; un estado del sistema en equilibrio, único para cada formación vegetal y determinado climáticamente. Esta visión de la comunidad que llega a un clímax sucesional primó durante décadas, y aún sigue vigente en la literatura. Sin embargo, la idea de que las comunidades son un “superorganismo” fue rechazada, principalmente por Henry Gleason, quien creía que las comunidades eran ensamblajes casuales de especies y que no se llegaba a un estado de clímax, ya que los cambios en las comunidades son continuos y no predecibles (Gleason, 1926). Si bien la sucesión ecológica ha sido muy estudiada desde entonces, incluso relacionando las etapas de la sucesión con cambios en la biomasa, productividad, diversidad y amplitud de nicho (Odum, 1969), no fue hasta 1977 que se propusieron mecanismos por los cuales se dan trayectorias sucesionales alternativas de una comunidad y que la conducen al clímax (Connell y Slatyer, 1977).

A fines de la década de los ochenta, surgieron nuevos modelos que tenían como base la teoría ecológica de la sucesión, abandonando el paradigma del equilibrio e incorporando las perturbaciones y los eventos estocásticos como determinantes de la dinámica de la vegetación. El modelo de estados y transiciones (Westoby et al., 1989) propone que los pastizales de una región dada se pueden describir como estados alternativos discretos de la vegetación y transiciones entre dichos estados. Estas últimas pueden ser disparadas por eventos naturales o por acciones de manejo. Cuando un estado estable es reemplazado por otro se cruza un umbral, y la transición puede ser irreversible y discontinua. El potencial para la reversibilidad a través de un

umbral depende de la extensión y de la duración de la modificación del ecosistema (Briske et al., 2005). La resiliencia está asociada a la magnitud de las perturbaciones que pueden ser absorbidas antes de que el sistema cambie drásticamente su estructura o funcionamiento o sea que se mantenga dentro de un mismo estado o dominio de atracción (Holling et al., 1973, Gunderson et al., 2002, Folke et al., 2002, Beisner et al., 2003). Estos nuevos conceptos han llevado a que los Modelos de Estados y Transiciones se utilizaran para la restauración y el manejo de la vegetación (Oosterheld y Sala, 1994; Lopez, 2011; Rumpff, 2011).

La restauración ecológica, según lo define la Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica (SER por sus siglas en inglés), es el proceso de estimular la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (Society for Ecological Restoration, 2005). La restauración intenta devolver al ecosistema a una trayectoria histórica, a un estado similar anterior conocido o a uno donde se pueda esperar que se desarrolle naturalmente dentro de los límites de dicha trayectoria histórica. Es una actividad intencional que inicia o acelera la recuperación del ecosistema respecto a sus procesos funcionales, estructurales y su dinámica ecosistémica (Palmer et al., 2006). Los esfuerzos de restauración se han enfocado tradicionalmente en restaurar condiciones abióticas históricas para promover el retorno de la vegetación mediante un proceso de sucesión natural (Suding et al., 2004). El uso de la restauración basado en la sucesión natural ha dado buenos resultados. Sin embargo, en otros casos ha sido impredecible y esto se debe a que algunos sistemas han pasado a un estado de degradación que no puede ser restaurado por el simple re-establecimiento de las condiciones biofísicas o los regímenes de disturbios (Suding et al., 2004). El éxito de restaurar una comunidad vegetal regional o local dependerá de varios factores que tienen que ver con: 1) el tiempo de transformación previo a la restauración y asociado a ello la longevidad del banco de semillas del suelo; 2) la distancia a la fuente de propágulos; 3) los requerimientos de hábitat de las especies; la fecundidad, abundancia y capacidad de dispersión de las especies; y 4) la habilidad de las semillas para germinar (Bakker y Berendse, 1999).

La restauración de ecosistemas invadidos por especies exóticas es uno de los principales desafíos reportados en la literatura (D'Antonio y Meyerson, 2002; D'Antonio y Chambers, 2006). Las especies exóticas presentan ventajas competitivas frente al resto de las especies de la comunidad invadida, lo que permite su rápida expansión y conquista de nuevas áreas en el ecosistema, convirtiéndose en la población dominante (Loïc Valéry et al. 2008). En los casos donde se pretende restaurar una

comunidad que ha sido invadida por árboles, a veces la remoción de los árboles invasores es suficiente para recuperar la estructura y composición de la comunidad natural, pero en otros casos, otro tipo de intervenciones de manejo deben ser utilizadas como puede ser el enriquecimiento o estimulación del banco de semillas de especies nativas (Bakker, 1996; Bakker y Berendse, 1999).

De una lista de las 100 especies más invasoras del mundo, 15 de ellas son especies leñosas introducidas (Lowe et al., 2001). Éstas transforman comunidades sin árboles, como los pastizales, modificando aspectos funcionales y estructurales como la hidrología, los procesos de formación de suelo, el ciclo de nutrientes, el régimen de fuegos, y las características de las comunidades vegetales y animales (Simberloff, 2010). Hay numerosos casos de especies de árboles introducidas con fines productivos, ornamentales o de protección de vientos, que se transforman en invasores agresivos, usualmente como resultado de la alteración en los regímenes naturales de disturbios (Hobbs, 1991; Richardson y Bond, 1991; Calder et al., 1992; Richardson, 1998; Mack et al., 2000). Las invasiones del género *Pinus*, por ejemplo, han avanzado en vastas extensiones de pastizales y arbustales en todo el hemisferio sur, cambiando las formas de vida y reduciendo la diversidad estructural (Macdonald et al., 1989; Richardson y Bond, 1991). Actualmente, se considera a los pinos como especies exóticas invasoras en Uruguay (Fonseca et al. 2013) ya que tienen la capacidad de dispersarse fuera de las plantaciones forestales y competir con las especies nativas (Richardson et al. 1994). Particularmente *P. taeda* es un gran productor de semillas, produciendo aproximadamente 198,000 semillas/há (Baker and Langdon, 1990); y existen evidencias en Sudáfrica y Nueva Zelanda de invasión de pastizales y arbustales por propágulos de pino (Richardson y Higgins, 1998).

Los pastizales han sido habitados y utilizados por las personas a través de la historia de la humanidad. Esto ha llevado a cambios sustantivos y más recientemente a la pérdida de gran parte de este bioma (White et al., 2000). Las transformaciones más grandes en la cobertura del pastizal se deben a la fragmentación por agricultura y forestación, la urbanización y la desertificación, y las especies invasoras no nativas (Gibson, 2009, Watson et al., 2016; Carbutt et al., 2017) Los pastizales templados del Río de la Plata son una de las áreas más extendidas de pastizales naturales en el mundo y la más importante de Sudamérica, abarcando la totalidad del territorio de Uruguay, las llanuras centro-este de Argentina y el sur de Brasil (Soriano, 1991). Los pastizales de Uruguay exhiben una alta diversidad, varios trabajos reportan, para pequeñas áreas, riquezas elevadas del orden de las decenas de especies en 1 m²

(Rosengurt 1943, Altesor, et al., 1999, Texeira y Altesor 2009). En Uruguay, los pastizales cubren aproximadamente 64% del territorio (DIEA, 2011). Esta cifra, comparada con la proveniente del Censo General Agropecuario del año 2000, demuestra que la superficie de pastizales se redujo de un 80% a un 64% debido a la expansión de la agricultura y forestación. Durante ese período, los cultivos cerealeros e industriales aumentaron de 597.533 ha (3.6%) en el 2000 a 1.545.889 ha (9.5%) en 2011 (DIEA, 2000, 2011). En el mismo período la forestación aumentó su cobertura de 660.869 ha (4%) en el 2000 a 1.071.374 ha (6.5%) en 2011.

Uno de los principales factores que determinaron la transformación de pastizales a forestaciones fue la promulgación de la ley 15.939 en 1987. El principal objetivo de esta ley fue estimular la industria forestal a través de incentivos económicos (eliminación de tributos patrimoniales, exoneración impositiva a importaciones, entre otros) en áreas que fueron categorizadas de prioridad forestal. Actualmente hay 4,3 millones de hectáreas asignadas a la categoría prioridad forestal (MGAP-DGF, 2012). A partir de la aprobación de dicha ley, la superficie forestal con fines industriales aumentó 26 veces, ocupando al 2015 el 58% de la cobertura de plantaciones del país. En Uruguay se plantan primariamente tres especies con fines industriales, *Eucalyptus grandis*, *Eucalyptus globulus* y *Pinus taeda*. De estos dos géneros, *Eucalyptus* afecta una mayor superficie en relación a *Pinus*, 726.323 ha vs 256.943 ha respectivamente (DGF, 2012), sin embargo este último presenta uno de los mayores potenciales de invasión (Zenni y Simberloff, 2012). A nivel nacional, existen pocas investigaciones dirigidas al estudio de la invasión de los pastizales por propágulos de *P. taeda*. Six (2013) observó que los mismos pueden establecerse en pastizales adyacentes, tanto pastoreados como no pastoreados. Se ha reportado una disminución de la riqueza y cobertura vegetal del pastizal como efectos de las distintas etapas de la forestación con *Eucalyptus grandis* (Six, 2014); y los efectos combinados de la forestación y el pastoreo (Six, 2016). En cuanto a procesos de restauración, si bien los antecedentes son escasos, en el Sur de Brasil, se encontró que los sitios post-forestación con *Eucalyptus*, difieren en riqueza y en composición de especies con respecto a las comunidades de referencia de pastizal natural (Torchelsen et al, 2018).

En un escenario de expansión de la forestación en el país, asociado a la presencia de una nueva planta de procesamiento de pasta de celulosa, y dada la falta de trabajos que aborden el proceso de restauración del pastizal posterior a una forestación, se considera oportuno investigar sobre la capacidad de restauración del pastizal luego de una implantación de una forestación. En el área adyacente del Paisaje Protegido de la

Quebrada de los Cuervos, en enero de 2016 y por resolución de la Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA), se le denegó la autorización ambiental a un emprendimiento forestal de pinos sembrado en el año 2009 (Resolución Ministerial 60/2016). Se le solicitó a la empresa “restituir el ambiente a las condiciones anteriores a la realización en el predio de las plantaciones forestales sin la autorización ambiental correspondiente (...)”. Luego de 7 años de plantados los ejemplares de *Pinus taeda* la empresa procedió en junio de 2016 a talar la totalidad de los pinos plantados y los dispuso en pilas perpendiculares a la pendiente (Figura 1). Esto dio la oportunidad de realizar la evaluación de la restauración de un pastizal luego de la cosecha de una plantación forestal.



Figura 1. Forestación Obdulio inmediatamente después de la cosecha de los pinos, se puede ver que los mismos no fueron retirados y se encuentran dispuestos de forma agrupada en hileras.

Objetivo General

Analizar las trayectorias sucesionales de la vegetación, durante el primer año, luego de la cosecha temprana de una plantación de *Pinus taeda*, en condiciones de clausura y pastoreo por ganado doméstico y bajo diferentes tratamientos.

Objetivos Específicos

Los objetivos específicos de este trabajo fueron:

- 1) Analizar los efectos del pastoreo por ganado doméstico sobre la estructura de la comunidad vegetal post-forestación.

- 2) En áreas con y sin pastoreo de ganado doméstico:
 - a. Analizar el efecto de la remoción de acículas de pino sobre la estructura de la comunidad post-forestación
 - b. Analizar el efecto de la incorporación de material vegetal proveniente de pastizal natural sobre la estructura de la comunidad post-forestación

Hipótesis y predicciones

Se plantearon tres hipótesis, una para el objetivo específico 1 y dos hipótesis referentes al objetivo específico 2, y para cada una de ellas las predicciones asociadas.

H1) La presencia de ganado doméstico, tendrá efectos tanto positivos como negativos para el desarrollo de la sucesión post-forestación. Por un lado, el consumo de plántulas de pino y el aporte de nutrientes mediante heces y orina podrán favorecer la colonización por especies nativas. Por otro lado, la remoción de biomasa y el pisoteo del ganado, afectarán negativamente la restauración del pastizal limitando el establecimiento de gramíneas y compactando el suelo.

P1) Al cabo de un año de la tala de árboles se observarán diferencias en la estructura (composición de especies, riqueza y cobertura por TFPs) de la comunidad entre el sitio pastoreado y el clausurado.

H2.a) La acumulación de acículas de *Pinus taeda* sobre el suelo podría disminuir la disponibilidad de luz y modificar el pH del suelo impidiendo la germinación de semillas y establecimiento de plántulas de las especies del pastizal.

P2.a) En las parcelas donde se aplicó el tratamiento de remoción de acículas se observará mayor cobertura vegetal, que en donde no se remueva, tanto en condiciones de clausura como de pastoreo.

H2.b) La incorporación de broza proveniente del pastizal, cosechada durante la etapa reproductiva de las especies, actuará como una fuente de propágulos y aporte de materia orgánica al suelo, facilitando el proceso de restauración.

P2.b) En las parcelas donde se incorporó broza se observará mayor riqueza de especies del pastizal que en las parcelas que se dejaron intactas.

Área de estudio

El área de estudio se encuentra aproximadamente a unos 50 Km de la ciudad de Treinta y Tres y a una distancia de 5,6 Km al norte del Paisaje Protegida “Quebrada de los Cuervos”(PPQC), siendo parte del área adyacente definida para éste (Plan de Manejo PPQC, junio 2011). El clima es templado, con una temperatura media anual de 17,5°C y las precipitaciones acumuladas medias de 1200 mm, (promedio de los últimos 10 años; INIA GRAS, 2019).

El PPQC (32°55'39" S, 54°27'25" W) y su área adyacente, están comprendidos dentro de la cuenca del Arroyo Yermal Grande, que desemboca en el Río Olimar Grande y este drena sus aguas en el Río Cebollatí, principal tributario de la Laguna Merín. Es un paisaje caracterizado por la sucesión regular de cerros, intercalados con el curso de agua y manchas de vegetación arborescente. La comunidad vegetal que predomina en la zona son los pastizales, seguida por el bosque serrano. El área como tal ingresó al Sistema Nacional de Áreas Protegidas en el año 2008, bajo la categoría de Paisaje Protegido. Esta categoría corresponde a un área donde conviven distintos objetivos de manejo para conservar el paisaje y la belleza escénica así como los distintos ecosistemas, ordenando las distintas actividades productivas (como la forestación y la

minería) y promoviendo los sistemas ganaderos compatibles con los objetivos de conservación del PPQC (Plan de Manejo PPQC, junio 2011).

El sitio donde se desarrolló este trabajo ocupa dos hectáreas pertenecientes al ex-proyecto forestal "Obdulio" (Figura 2), el cual cuenta con 274 hectáreas de superficie, de las cuales 180 fueron efectivas para la implantación de la forestación en el año 2008 (Terrasys, 2011).

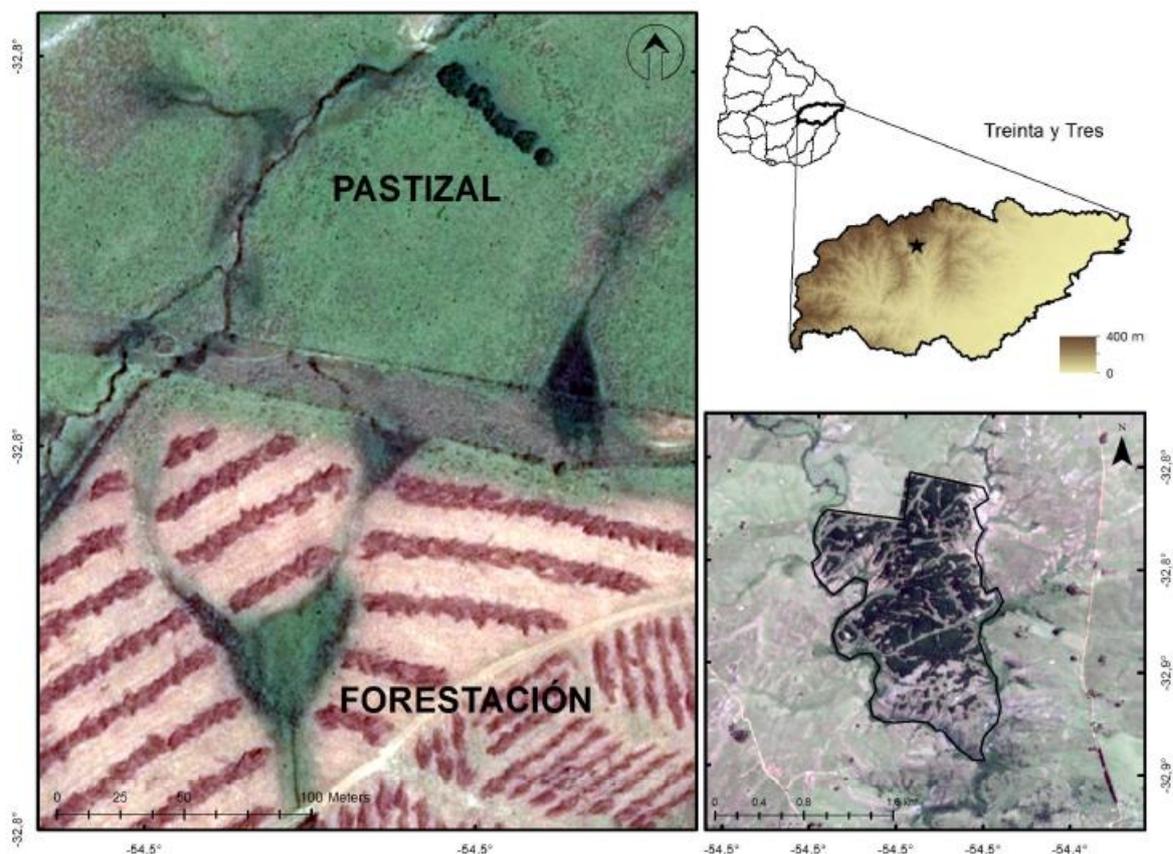


Figura 2. Ubicación del área de estudio (panel superior derecho), captura de Google Earth de la forestación Obdulio (panel inferior derecho) y vista superior de la forestación y el pastizal de referencia. En la forestación ya habían sido cosechados los árboles y se observan en líneas paralelas.

Diseño experimental

En marzo de 2017, al cabo de 8 meses de haberse cosechado los árboles, se estableció un experimento a campo en el área de estudio, donde se seleccionaron 3 sitios de similares características. Dos de ellos están dentro del predio forestal y el tercero corresponde a un pastizal natural adyacente bajo pastoreo por ganado doméstico, utilizado como control (C). Dentro del predio forestal se realizaron dos manejos contrastantes, uno con pastoreo (PA) y otro clausurado al ganado doméstico (CL). Tanto en el sitio clausurado como en el pastoreado dentro del predio forestal, se

establecieron de manera aleatoria 5 bloques entre las filas de árboles talados. Cada bloque está constituido por parcelas contiguas de 5x5 metros a las cuales se les asignó aleatoriamente un tratamiento: sin remoción de acículas (P+), con remoción de acículas (P-), con remoción de acículas y agregando broza proveniente del pastizal natural (B). Se instalaron un total de 60 parcelas dentro del predio forestal, 30 para cada manejo (CL y PA), con 10 réplicas para cada tratamiento (P+, P- y B). En el sitio control se instalaron 5 parcelas (Figura 3).



Figura 3. Captura de Google Earth, vista superior de la ex-forestación “Obdulio”. En el polígono rojo se encuentra el sitio bajo clausura. Dentro de los distintos sitios se indican las parcelas con los distintos tratamientos: sin remover pinocha (P+, gris), removiendo pinocha (P-, celeste), removiendo pinocha y agregando broza de pastizal (B, verde).

En el centro de cada parcela de 5 x 5 m se localizaron cuadros permanentes de 1 x 1 m donde se registraron todas las especies encontradas. A cada especie se le asignó un valor de cobertura – abundancia siguiendo la escala de Braun-Blanquet (1932). Los muestreos se realizaron en marzo y diciembre de 2017, a los que denominamos T0 y T1, respectivamente.

Con los datos recabados en el campo, se construyeron dos matrices con los valores de cobertura de especies x sitio, para los tiempos T0 y T1. Las especies registradas se asignaron a distintos Tipos Funcionales de Plantas (TFP; Hierbas, Gramíneas,

Graminoides, Helechos, Sub-arbustos y Arbustos) para facilitar la interpretación de los patrones florísticos detectados. Para cada matriz se calculó además la riqueza de especies por tratamiento, la riqueza por TFP y la cobertura vegetal por TFPs.

Análisis estadísticos

Con el objetivo de analizar las diferencias en la composición de especies entre sitios en cada uno de los muestreos (T0 y T1) se realizaron análisis multivariados. Se utilizó el escalamiento multidimensional no-métrico (NMDS por sus siglas en inglés, distancia Bray Curtis), con el software Rstudio (versión 1.2.1335) para cada matriz de cobertura de especies x sitio.

Para las comparaciones de la riqueza total y por TFP, la cobertura total y por TFP, se realizaron análisis de varianza y Kruskal Wallis cuando no se cumplían los supuestos de homogeneidad de varianzas y normalidad. Para ello se utilizó el software Infostat (versión 2017).

RESULTADOS

Efectos de la forestación sobre el pastizal natural

Los resultados para el tiempo inicial (T0) indicaron que la cobertura vegetal (Cob) y la riqueza de especies (R) fueron significativamente menores en el predio forestal (Cob= $36,28 \pm 19,58$ %, R= $15,75 \pm 5,21$) respecto al pastizal control (Cob= $98,2 \pm 1,92$ %, R= $21,8 \pm 2,17$) (Figura 4).

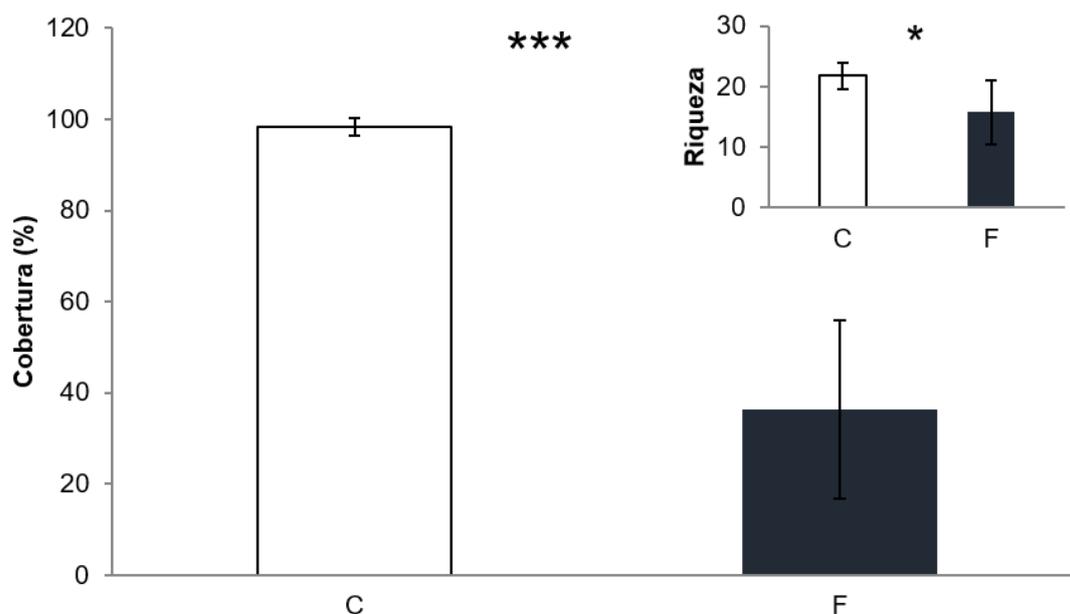


Figura 4. Cobertura vegetal (%) y riqueza de especies (gráfico superior) en el pastizal de referencia (C) y el predio forestal (F) al tiempo inicial (T0).

Estructura de la vegetación durante la primera etapa sucesional

Composición

La ordenación de los sitios para el tiempo T0 (NMDS) separó el pastizal control (C) de los dos sitios (PA y CL) dentro del predio forestal (Figura 5. A). El diagrama de ordenación para T1 también separa claramente los censos correspondientes al C y además, al cabo de 9 meses se distinguen en dos grupos los relevamientos de PA y CL (Figura 5. B).

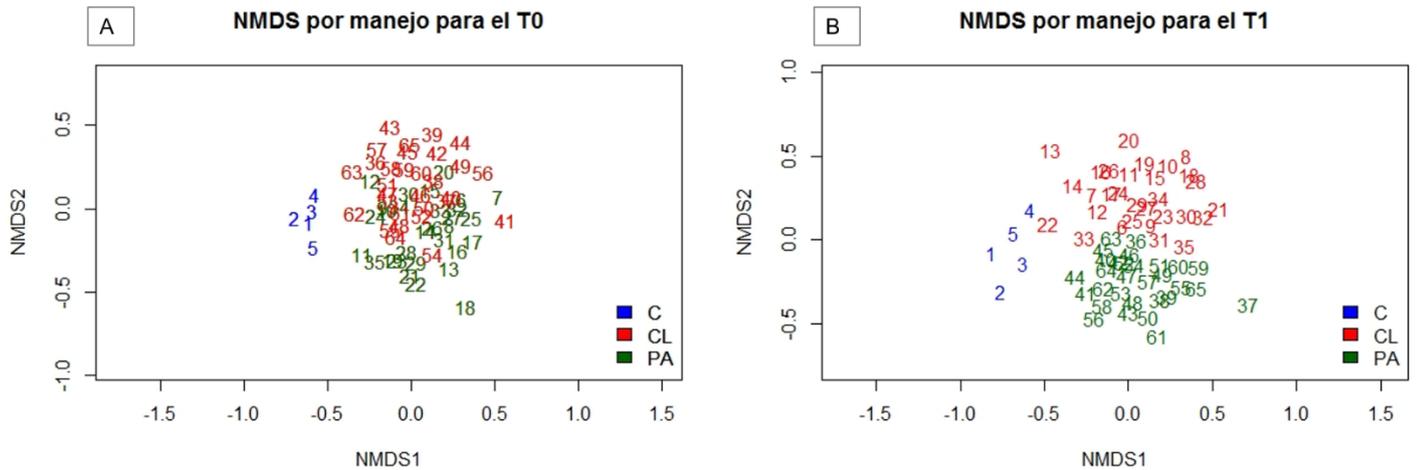


Figura 5. Diagramas bidimensionales del Escalamiento multidimensional no-métrico (NMDS) de la matriz de cobertura de especies x sitios para: (A) el tiempo inicial (T0) y (B) al cabo de un año (T1). Los conjuntos de censos de cada sitio se indican con colores, Control en pastizal adyacente (azul), Pastoreo (verde) y Clausura (rojo) dentro del predio forestal.

Riqueza

Para el tiempo inicial (T0), la riqueza promedio de especies en el sitio C ($21,8 \pm 0,97$) fue significativamente mayor a la observada en el sitio PA dentro del predio forestal ($13,83 \pm 0,79$), mientras que no se encontraron diferencias con la riqueza promedio para el sitio CL ($17,83 \pm 0,96$). En el tiempo T1 las diferencias en riqueza no fueron significativas entre sitios, tomando valores muy similares: $25,4 \pm 1,36$ para C, $22,2 \pm 0,94$ para CL y $20,9 \pm 0,97$ para PA. (Figura 6).

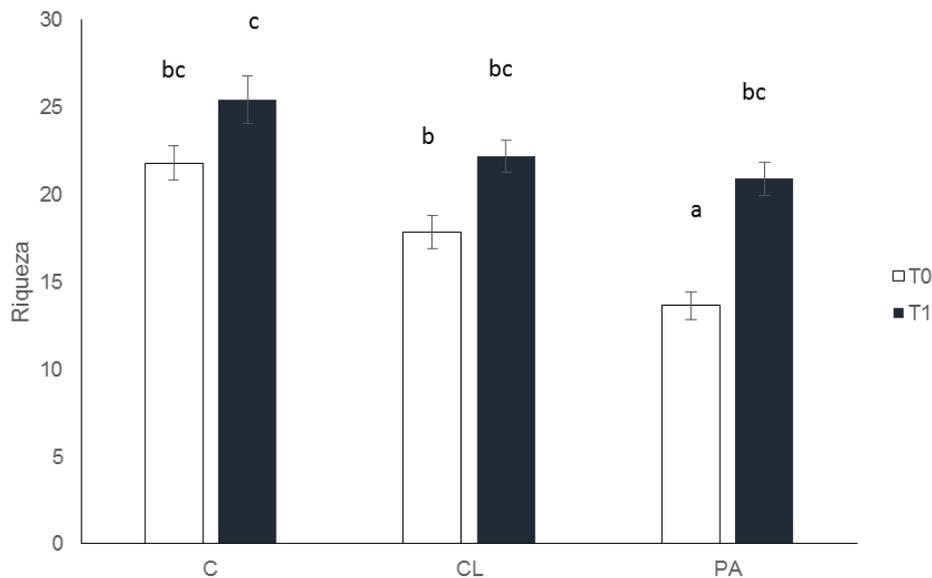


Figura 6. Riqueza promedio de especies para el sitio Control en pastizal adyacente (C), el sitio clausurado (CL) y el pastoreado (PA) dentro del predio forestal en el tiempo inicial (T0) y al cabo de nueve meses (T1). Diferentes letras indican diferencias significativas entre manejos ($p < 0,05$).

Riqueza por TFP

Para los Tipos Funcionales de Plantas la riqueza presentó distintos comportamientos entre el sitio control y los manejos dentro de la forestación. La riqueza promedio de Hierbas (H) en el tiempo inicial partió de valores similares en los tres sitios: $7,2 \pm 0,49$ para C, $9,43 \pm 0,60$ para CL y $7,13 \pm 0,55$ para PA. Al cabo de nueve meses sólo aumentó significativamente en el sitio C (Figura 7).

La riqueza de Gramíneas (Gr) fue similar entre los sitios dentro del predio forestal ($4,57 \pm 0,33$ para CL y $3,63 \pm 0,22$ para PA) y significativamente más baja que en el sitio control ($11,6 \pm 0,93$). Al cabo de 9 meses ambos sitios (CL y PA) tuvieron un aumento en la riqueza de gramíneas, siendo éstas de $7,67 \pm 0,36$ y $8,13 \pm 0,29$ respectivamente. No se observaron diferencias significativas con el sitio control, cuya riqueza fue de $10,4 \pm 1,29$ (Figura 7). Para las Graminoides (Goi) no existieron diferencias significativas entre los manejos y tampoco en su evolución temporal. Para los Helechos (He) se vio una disminución dentro del predio forestal al cabo de 9 meses, sin diferencias significativas. En cuanto a los Subarbustos (Sa) y Arbustos (Ar), los primeros disminuyeron en el tiempo y no tuvieron diferencias entre manejos y los segundos en el T0 estaban ausentes y en el T1 aumentaron en su riqueza (Figura 7).

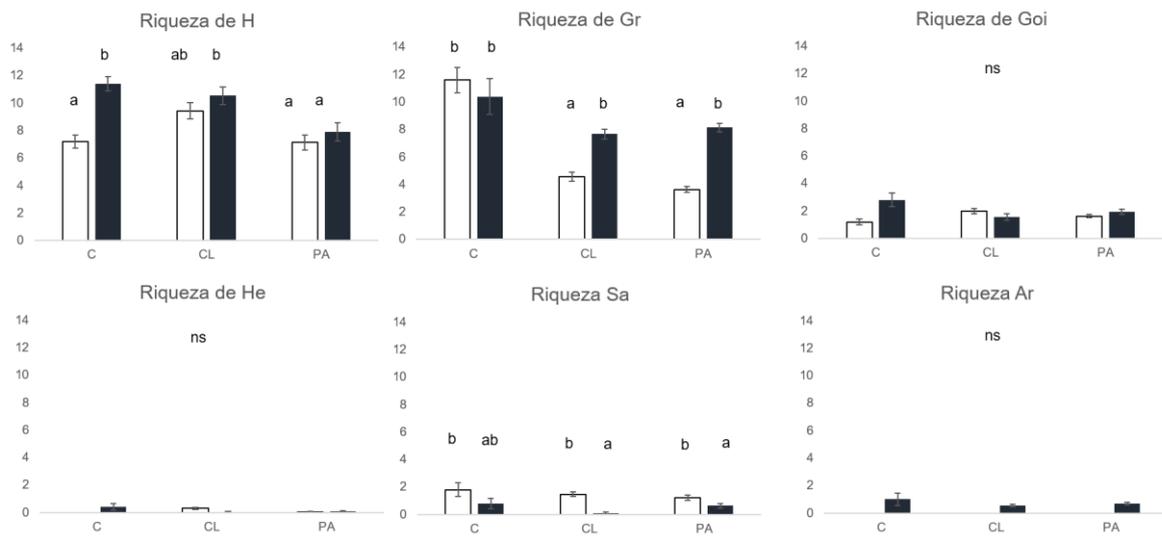


Figura 7. Promedio (\pm EE) de la Riqueza por Tipo Funcional de Plantas (“H” Hierbas, “Gr” Gramíneas, “Goi” Graminoides, “He” Helechos, “Sa” Subarbustos y “Ar” Arbustos) para los sitios: Control (C) en pastizal adyacente, clausura (CL) y pastoreo por ganado doméstico (PA) dentro del predio forestal. Las barras blancas corresponden al tiempo inicial (T0) y las grises oscuras al tiempo T1. Diferentes letras indican diferencias significativas entre manejos ($p < 0,05$); ns indica ausencia de diferencias significativas.

Cobertura

En el T0 la cobertura vegetal total fue significativamente mayor en el sitio C ($111 \pm 6,72$ %) seguido de CL con ($40,2 \pm 3,45$ %) y por último PA ($25,6 \pm 3,29$ %). Al cabo de 9 meses la cobertura aumentó dentro del predio forestal, tanto en CL y PA, alcanzando los valores de cobertura del sitio C (Figura 8). Las coberturas en el tiempo T1 fueron de $94,3 \pm 3,96$ para el sitio control, $72,3 \pm 2,84$ para la clausura y $80,7 \pm 2,00$ el pastoreo dentro del predio forestal.

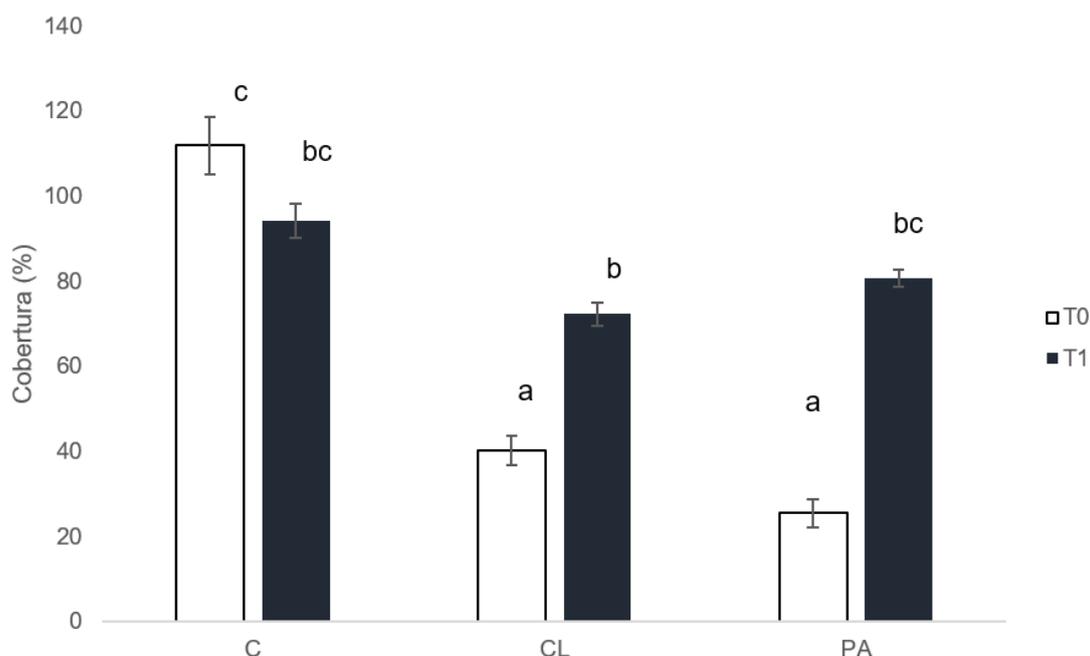


Figura 8. Cobertura vegetal promedio (\pm EE) para el sitio Control (C) en pastizal adyacente, el sitio clausurado (CL) y el pastoreado (PA) dentro del predio forestal, para el tiempo inicial (T0) y al cabo de nueve meses (T1). Diferentes letras indican diferencias significativas entre manejos ($p < 0,05$).

Cobertura por TFP

Las coberturas de los distintos Tipos Funcionales de Plantas respondieron de manera disímil a los efectos de los manejos en el tiempo. La cobertura de Hierbas en el tiempo T0 fue menor en el predio forestal ($11,49 \pm 2,67$ %) que en el pastizal control ($29,58 \pm 1,78$ %). Al cabo de nueve meses en el sitio C aumentó a $50,86 \pm 10,84$ %, pero esta diferencia entre el T0 y el T1 no fue significativa. Los tratamientos de clausura y pastoreo no presentaron diferencias significativas al cabo de nueve meses (Figura 9).

El comportamiento de gramíneas dentro del predio forestal (CL y PA) fue diferente al de hierbas con cambios significativos. En el área clausurada la cobertura de gramíneas en T0 fue de $21,52 \pm 2,66$ % y en el área pastoreada fue de $11,57 \pm 2,4$ %. Al tiempo T1 la cobertura en clausura aumentó a $55,03 \pm 3,04$ % y en pastoreo a $63,02 \pm 3,81$ %. El sitio control tuvo un comportamiento diferente y opuesto a los del predio forestal disminuyendo la cobertura inicial de $66,03 \pm 2,03$ a $33,27 \pm 5,04$ % en T1. Las coberturas de graminoides, helechos, subarbustos y arbustos no mostraron diferencias significativas (Figura 9).

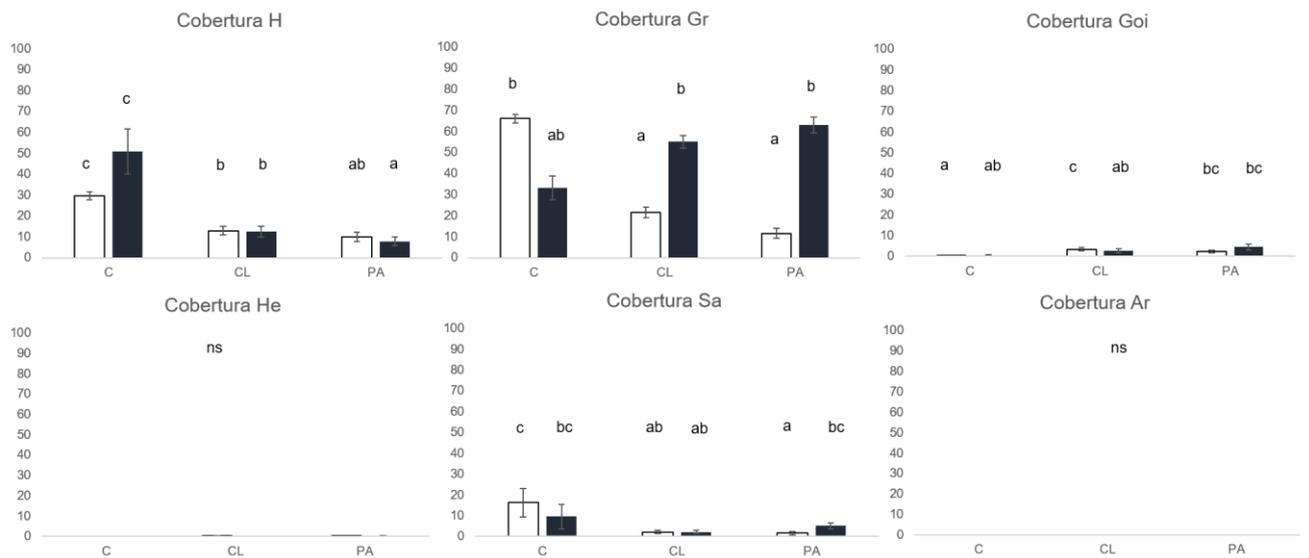


Figura 9. Porcentaje de cobertura por Tipo Funcional de Plantas (“H” Hierbas, “Gr” Gramíneas, “Goi” Graminoides, “He” Helechos, “Sa” Subarbustos y “Ar” Arbustos), para el sitio Control en pastizal adyacente (C), el sitio clausurado (CL) y el pastoreado (PA) dentro del predio forestal. Las barras blancas corresponden al tiempo inicial (T0) y las grises oscuras al tiempo T1. Diferentes letras indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$); ns indica ausencia de diferencias significativas.

Efectos de los tratamientos dentro del predio forestal

Remoción de acículas en sitios pastoreados y no pastoreados

No se observaron diferencias significativas por la remoción de acículas. Tanto en P- como en P+ la cobertura vegetal aumentó significativamente al cabo de nueve meses (Figura 10). Las parcelas donde se retiraron las acículas (P-) tenían, al tiempo inicial, un porcentaje de cobertura vegetal de $45,39 \pm 6,24$ %, mientras que en las que no se retiraron las acículas (P+) la cobertura fue de $43,76 \pm 6,63$ %. Al cabo de nueve meses, la cobertura vegetal en ambos tratamientos aumentó significativamente, siendo de $75,92 \pm 4,69$ % para P- y de $74,67 \pm 3,14$ % para P+. Lo mismo sucedió para los sitios clausurados donde la cobertura inicial fue de $22,35 \pm 5,15$ % para las parcelas P- y $26,36 \pm 5,19$ % para P+. Al cabo de nueve meses las parcelas P- y P+ pasaron a ser de $81,58 \pm 4,01$ % y $79,50 \pm 3,77$ % respectivamente.

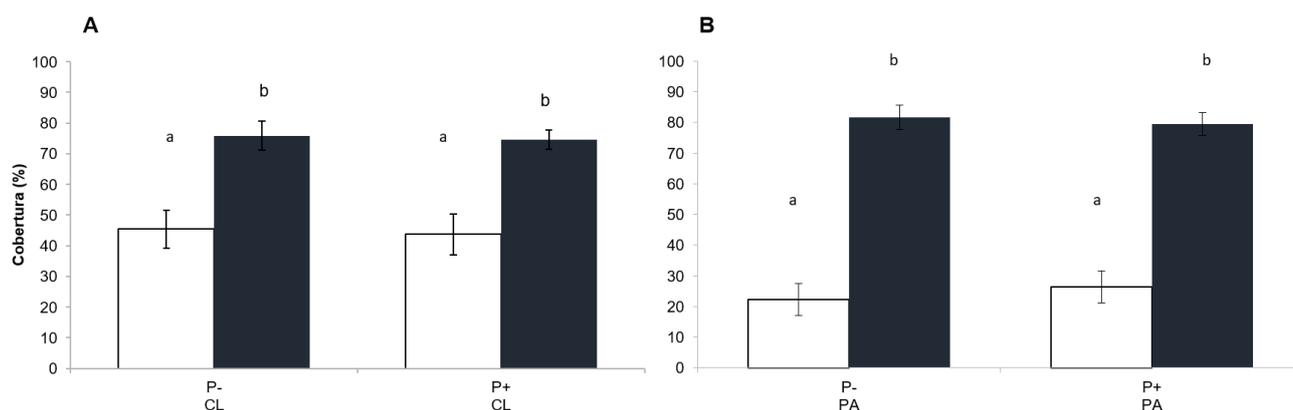


Figura 10. Cobertura vegetal promedio (\pm EE) para los tratamientos de remoción de acículas (P-) y sin remoción de acículas (P+) en los tiempos T0 (en blanco) y T1 (en gris oscuro). **A.** para los sitios clausurados (CL) y **B.** en los sitios bajo pastoreo (PA) dentro del predio forestal. Diferentes letras indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

Incorporación de broza (B) en sitios pastoreados y no pastoreados

En el sitio bajo clausura no se observaron diferencias entre tratamientos en el tiempo inicial, siendo $14,60 \pm 1,78$ para B y $18,20 \pm 1,20$ para P+. Al cabo de nueve meses, se observó para el tratamiento B un aumento significativo en la riqueza siendo ésta $23,30 \pm 1,97$, no siendo así para P+ donde la riqueza en el T1 fue de $21,40 \pm 1,53$. Para el sitio pastoreado no se observaron diferencias entre tratamientos en el tiempo inicial siendo la riqueza específica $13,30 \pm 1,01$ para B y $13,50 \pm 1,61$ para P+. Al cabo de nueve meses, la riqueza aumentó en ambos tratamientos alcanzando valores de $21,00 \pm 2,06$ para B y $21,70 \pm 1,24$ para P+, sin diferencias significativas entre tratamientos (Figura 11).

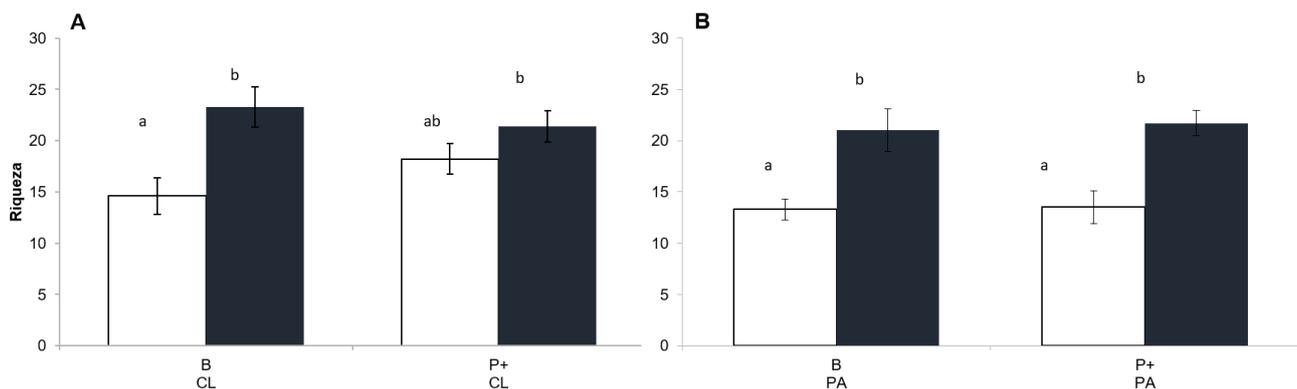


Figura 11. Riqueza promedio (\pm EE) para los tratamientos de remoción de acículas (P-) y sin remoción de acículas (P+) en los tiempos T0 (en blanco) y T1 (en gris oscuro). En **A.** para sitios clausurados y en **B.** para sitios bajo pastoreo de ganado doméstico dentro del predio forestal. Diferentes letras indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

DISCUSIÓN

Los datos obtenidos en ambos censos aportan información sobre el estado del pastizal luego de 7 años de forestación y de los efectos del pastoreo y tratamientos aplicados. La forestación genera cambios notorios en la composición, riqueza y cobertura de especies, los cuales se evidenciaron al inicio del experimento. A los 9 meses del inicio del experimento la riqueza y cobertura de especies vegetales aumentaron en el predio forestal y alcanzaron valores similares al pastizal control. Sin embargo, la composición de la comunidad del predio forestal siguió diferenciándose del control. Dentro del predio forestal, el régimen de pastoreo por ganado doméstico no promovió diferencias en la estructura de la vegetación. Tampoco se cumplieron las predicciones realizadas para los tratamientos de remoción de acículas y de incorporación de broza del pastizal, no observándose diferencias en la cobertura y riqueza entre dichos tratamientos al cabo de nueve meses.

Conforme a lo esperado, en el tiempo inicial observamos notorios cambios en la estructura de las comunidades, tanto en la composición de especies, como en la riqueza y cobertura. El predio forestal, luego de la cosecha de los árboles, y el pastizal de referencia son comunidades estructuralmente diferentes. La riqueza de especies fue 28 % más baja y la cobertura 63% menor en el predio forestal con respecto al pastizal de referencia. Los cambios en la vegetación luego de una forestación son

resultado de una serie de factores, algunos son impuestos rápidamente y otros se desarrollan gradualmente y pueden actuar simultánea o secuencialmente (Sykes et al., 1989). Los cambios impuestos rápidamente son los realizados con el fin de proceder a la implantación de la forestación. Previo a la plantación se aplicó herbicida (glifosato) para disminuir la presencia de especies vegetales que puedan competir con los árboles. Posteriormente se realizó el laboreo del suelo y de ser necesario se realizó el subsolado en los sitios que requieren llegar a mayor profundidad. Una semana antes de la plantación nuevamente se realizaron tratamientos con herbicida y una vez implantados los árboles se realizaron nuevas aplicaciones hasta un año y medio de avanzada la plantación (Informe IAR Terrasys, 2011). Las sucesivas aplicaciones y el laboreo del suelo afectan la composición original de especies, su cobertura y riqueza. Por otra parte, los cambios graduales corresponden a los efectos de *Pinus taeda* sobre las condiciones ambientales, interfiriendo la llegada de la luz (Cseresnyés et al., 2006), el ciclado de nutrientes (Farley and Kelly, 2004) y el régimen hidrológico (Holmes et al., 2000). En el área de estudio se realizaron análisis de los parámetros fisicoquímicos del suelo y se observaron cambios sustanciales, el predio forestal mostró una reducción significativa en el pH, C y N en relación al pastizal de referencia (Gallego et al., 2018).

Los TFP respondieron de forma diferente durante el primer año del proceso sucesional post-forestación. La riqueza de especies de hierbas en el tiempo inicial fue similar entre el predio forestal y el pastizal control, sin embargo, la cobertura fue mayor en este último. En el segundo muestreo (T1), las hierbas se mantuvieron estables tanto en riqueza como en cobertura dentro de la forestación. Las hierbas son especies ruderales (Grime, 1977) particularmente abundantes en sitios perturbados o en las primeras etapas de la sucesión. Comprenden plantas anuales y perennes, las primeras pueden colonizar a partir del banco de semillas o de la llegada de propágulos y las hierbas perennes pueden crecer a partir de estructuras de resistencia subterráneas (Altesor et al., 1999). Por su parte, las Gramíneas mostraron al tiempo inicial valores muy superiores en el pastizal de referencia con respecto al predio forestal, tanto en riqueza como en cobertura. Al cabo de 9 meses en el predio forestal la riqueza de gramíneas se duplicó y la cobertura vegetal aumentó 258%, ésto se explica por el aporte del banco de semillas. En el pastizal de referencia, sin embargo, la cobertura de gramíneas disminuyó a la mitad, probablemente por efecto del sobrepastoreo (Altesor et al., 2005).

El régimen de pastoreo dentro del predio forestal, durante el período de análisis, no provocó diferencias significativas en la riqueza y cobertura total, si en cuanto a la identidad de las especies y a la magnitud de los cambios ocurridos. El análisis del ordenamiento (NMDS) separó claramente las comunidades bajo pastoreo y clausura de acuerdo a la identidad de las especies. En cuanto a la magnitud de los cambios, la riqueza de gramíneas en el área clausurada aumentó un 68% y en el área pastoreada 124%. La cobertura de gramíneas aumentó un 156 % en la clausura y 444% en el sitio pastoreado. Varios trabajos que analizan los efectos del pastoreo en los pastizales del Uruguay indican claras diferencias en la arquitectura de la vegetación entre pastoreo y clausura. Bajo pastoreo la biomasa vegetal se concentra en los primeros 10 cm de altura y está compuesta principalmente por gramíneas postradas y hierbas arrosetadas (Altesor et al., 2005). En los sistemas en donde se ha excluido al ganado la vegetación se distribuye entre los 10-50 cm de altura y está dominada por gramíneas erectas y un importante componente de especies arbustivas (Altesor et al., 2006). Rodríguez et al. (2003) en un estudio sucesional a partir de la exclusión del ganado en pastizales naturales encontraron que los cambios más importantes en la estructura de la comunidad y la composición de especies ocurren al cabo de los dos primeros años. Probablemente los efectos del pastoreo en nuestro estudio se puedan evidenciar en los siguientes muestreos conforme avance el proceso sucesional.

Con respecto al tratamiento de remoción de acículas se observó un aumento en la cobertura, tanto en las parcelas con remoción así como en las sin remoción de acículas, por lo que el aumento de la cobertura no parece estar relacionado a dicho tratamiento. El corte y retiro de los pinos implica un cambio drástico en las condiciones fisiológicas preponderantes en el sistema forestal. Las acículas de pino son uno de los factores que actúan gradualmente, ya que su tasa de descomposición es lenta por la alta relación C/N y alto contenido de lignina (Taylor et al., 1989). Además la gruesa cama de acículas opera como una barrera física para la formación del banco de semillas (Pywell et al. 2002) y la germinación del mismo (Navarro-Cano et al., 2010). Una vez retirado los árboles se modifica la luz que llega al suelo y la comunidad vegetal podría responder favorablemente a estos cambios. De ser así esperaríamos que las parcelas donde se realizó el tratamiento de remoción de acículas tendrían una respuesta mayor que aquellas en donde no se removieron las mismas. En este trabajo no se registraron diferencias por el tratamiento de remoción de acículas. Probablemente los 7 años durante los cuales estuvieron los árboles plantados fue un tiempo relativamente corto para observar efectos. Amiotti et al. (2000) observó que los cambios significativos y eventualmente irreversibles sobre las características del suelo

en forestaciones de pino, se dan en aquellas que tienen una antigüedad mayor a cincuenta años.

La incorporación de broza resultó en cambios significativos en la riqueza de especies dentro de la clausura y no produjo cambios en el sitio pastoreado. Bajo pastoreo se observó que la riqueza aumentó por igual, tanto en las parcelas donde se incorporó broza, como en aquellas en las que se mantuvieron las condiciones post-forestación. La recuperación de la comunidad del pastizal después del corte de los árboles depende de la intensidad de los cambios producidos por *Pinus taeda* en el ambiente, del estado del banco de semillas y del aporte de los propágulos de las áreas vecinas. Pärtel et al. (1998) concluyeron que la recuperación de áreas de pastizal degradadas en Estonia no requiere la incorporación artificial de propágulos y que el banco de semillas tiene gran importancia en los primeros estadios sucesionales que siguen a las primeras acciones de restauración (Pärtel et al. 1998; Holmes et al. 2000; Mayer et al. 2004; Götmark et al. 2005). En nuestra área de estudio se analizaron los efectos de la forestación sobre la riqueza y densidad del banco de semillas y se comparó con el pastizal de referencia. El banco de semillas mostró ser resiliente a la perturbación ocasionada por la forestación, ya que la riqueza de especies no tuvo diferencias con el pastizal (Gallego et al, 2018). Probablemente, el aumento de riqueza observado en el sitio pastoreado con y sin incorporación de broza, esté en gran medida explicado por el aporte desde el banco de semillas. Los pequeños disturbios ocasionados por los animales exponen la superficie del suelo permitiendo la activación del banco de semillas (Graham y Hutchings, 1988). En la clausura, sin embargo, la adición de broza resultó en un mayor aumento de la riqueza de especies, por lo que no se descarta la efectividad de dicho tratamiento.

CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo evidencian el alto potencial del pastizal para recuperarse luego de una perturbación de alta magnitud como la provocada por una forestación. En el primer año del proceso sucesional se observó el aumento de la cobertura vegetal y de la riqueza de especies, particularmente de las gramíneas. Sin embargo, la composición de especies sigue diferenciándose del pastizal de referencia. Si bien no evidenciamos diferencias en la riqueza y cobertura entre los manejos durante el primer año de proceso sucesional, la magnitud de los cambios promovidos

por el pastoreo nos indican que la presencia de ganado doméstico estaría promoviendo la recuperación de la comunidad vegetal original. Por su parte, los tratamientos de broza y remoción de acículas mostraron el potencial para la restauración dependiendo del manejo adoptado (Clausura o Pastoreo). Es decir la broza favoreció el proceso sucesional hacia la comunidad vegetal original en sitios clausurados, mientras que la no remoción de acículas estaría favoreciendo dicho proceso en los sitios pastoreados. El proceso de restauración sólo se puede considerar exitoso si se demuestra que el sitio fue colonizado por las especies características del ecosistema de referencia (Piqueray et al, 2011). Por lo tanto, es necesario evaluar más años del proceso sucesional para analizar la capacidad de restauración post-forestación.

BIBLIOGRAFÍA

Altesor, A., Pezzani, F., Grun, S. y Rodríguez, C. (1999). Relationship between spatial strategies and life-history attributes in a Uruguayan grassland: a functional approach. *Journal of Vegetation Science* 10: 457–462.

Altesor, A., Oesterheld, M., Leoni, E., Lezama, F. y Rodríguez, C. (2005). Effect of grazing enclosure on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. *Plant Ecology* 179: 83–91.

Altesor, A., Piñeiro, G., Lezama, F., Jackson, R.B., Sarasola, M. & Paruelo, J.M. (2006). Ecosystem changes associated with grazing removal in sub-humid grasslands of South America. *Journal of Vegetation Science* 17: 323–332.

Amiotti, N.M., P. Zalba, L.F. Sánchez y N. Peinemann. (2000). The impact of single trees on properties of loess-derived grassland soil in Argentina. *Ecology* 81:283–3290.

Baeza, S., Baldassini, P., Bagnato, C., Pinto, P. y Paruelo, J. (2014). Caracterización del uso/cobertura del suelo en Uruguay a partir de series temporales de imágenes MODIS. *Agrociencia Uruguay* 18(2), 95-105.

Baker, J.B., Langdon, O.G. (1990). *Pinus taeda* L. *Silvics of North America, Conifers*, vol. 1. USDA Forest Service, Washington DC.

Bakker, J.P., Berendse, F. (1999). Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in ecology & evolution*, 14(2), 63-68

Bakker, J. P., P. Poschlod, R. J. Strykstra, R. M. (1996). Seeds banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica* 45:461–490

Beisner, B. E., Haydon, D. T., y; Cuddington, K. (2003). Alternative stable states in ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(7), 376-382.

Braun-Blanquet, J. (1932). *Plant sociology. The study of plant communities*. Plant sociology. The study of plant communities. Primera edición.

- Briske, D. D., Fuhlendorf, S. D., Smeins, F. E. (2005). State and Transition Models, Thresholds, and Rangeland Health: A Synthesis of Ecological Concepts and perspectives. *Rangeland Ecol. Manage.* 58, 1-10.
- Calder, J. A., J. B. Wilson, A. F. Mark, and G. Ward. (1992). Fire, succession and reserve management in a New Zealand snow tussock grassland. *Biological Conservation* 62:35–45.
- Carbutt, C., Henwood, W. D., & Gilfedder, L. A. (2017). Global plight of native temperate grasslands: going, going, gone?. *Biodiversity and Conservation*, 1-22.
- Cseresnyés, I., Csontos, P., Bózsing, E. (2006). Stand age influence on litter mass of *Pinus nigra* plantations on dolomite hills in Hungary. *Canadian Journal of Botany* 84, 363–370.
- Clements, F. E. (1936). Nature and structure of the climax. *Journal of Ecology* 24, 252-84
- Cowles, H. C. (1899). The ecological relations of the vegetation on the sand dunes of Lake Michigan. *Botanical Gazette* 27, 95-117, 167-202, 281-308, 361-391
- DIEA - MGAP. (2000). Censo General Agropecuario Uruguay. Dirección de Estadísticas Agropecuarias. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca.
- DIEA - MGAP. (2011). Censo General Agropecuario Uruguay. Dirección de Estadísticas Agropecuarias. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca.
- DGF - MGAP Dirección General Forestal. (2012). Superficie total de bosques (Cartografía 2012).
- DGF - MGAP Dirección General Forestal. (2012). Datos estadísticos consultados en Julio 2019, en la página web: <http://www.mgap.gub.uy/unidad-organizativa/direccion-general-forestal/informacion-tecnica/estadisticas-y-mercados/recurso-forestal>
- D'Antonio, C., Meyerson, L. A. (2002). Exotic Plant Species as Problems and Solutions in Ecological Restoration: A Synthesis. *Restoration Ecology*, 10: 703-713.

D'Antonio, C., Chambers, J.C. (2006). Using ecological theory to manage or restore ecosystems affected by invasive plant species. *Ecological Theory and Restoration Ecology. Foundations of restoration Ecology*. Island Press. 260- 279.

Farley, K.A., Kelly, E.F. (2004). Effects of afforestation of a páramo grassland on soil nutrient status. *Forest Ecology and Management* 195, 281–290.

Folke, C., Carpenter, S., Elmqvist, T., Gunderson, L., Holling, C. S. y Walker, B. (2002). Resilience and sustainable development: building adaptive capacity in a world of transformations. *AMBIO: A journal of the human environment*, 31(5), 437-440.

Fonseca, C.R., Guadagnin, D.L., Emer, C., Masciadri, S., Germain, S., Zalba, S.M. (2013). Invasive alien plants in the Pampas grasslands: a tri-national cooperation challenge. *Biological Invasions* 15:1751–1763

Gallego, F., López-Mársico, L., Tommasino, A., Casás, M., Haretche, F., Rodríguez, C., Altesor, A. (2018). Efectos de la actividad forestal sobre el suelo, la vegetación y el banco de semillas en Sierras del Este, Uruguay. XVIII Reunión Argentina de Ecología, Mar del Plata, Argentina.

Geary, T.F. (2001). Afforestation in Uruguay: study of a changing landscape. *Journal of Forestry* 99:35–39

Gibson, D.J. (2009). *Grasses and Grassland Ecology* Oxford University Press. 1-18

Gleason, H. A. (1926). The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 53, 7-26

Grime, J.P. (1977). Evidence for existence of 3 primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist* 111:169–1194

Grime, J. P. (1979). *Plant strategies and vegetation processes*. New York, NY: John Wiley and Sons

Graham, D.J., Hutchings, M.J. (1988). A field investigation of germination from the seed bank of a chalk grassland ley on former arable land. *Journal of Applied Ecology*. 25, 253–263.

Götmark, F., Paltto, H., Nordén, B. y Götmark, E. (2005). Evaluating partial cutting in broadleaved temperate forest under strong experimental control: short-term effects on herbaceous plants. *Forest Ecology and Management*. 214: 124-141.

Gunderson, L. H., Holling, C. S., & Peterson, G. D. (2002). Surprises and sustainability: cycles of renewal in the Everglades. *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*. Island Press, Washington, DC, USA, 315-332.

Hobbs, R. J. (1991). Disturbance, a precursor to weed invasion in native vegetation. *Plant Protection Quarterly* 6:99–104.

Holling, C.S. (1973) Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 4, 1–23

Holmes, P., Richardson, D.M., Van Wilgen, B., Gelderblom, C. (2000). Recovery of South African fynbos vegetation following alien woody plant clearing and fire: implications for restoration. *Austral Ecology*. 25: 631-639.

Lowe, S., Browne M., Boudjelas S. y De Poorter M. (2001). 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. *Invasive Species Specialist Group*, IUCN, Gland.

Loïc Valéry, H. F., Lefeuvre, J.C., Simberloff, D. (2008). In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions* 10:1345–1351.

Lopez, D. R., Cavallero, L., Brizuela, M. A., & Aguiar, M. R. (2011). Ecosystemic structural–functional approach of the state and transition model. *Applied Vegetation Science*, 14(1), 6-16.

Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M. & Bazzaz, F.A. (2000) Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications*, 10, 689–710.

Macdonald, I. A., Loope, L. L., Usher, M. B., & Hamann, O. (1989). Wildlife conservation and the invasion of nature reserves by introduced species: a global perspective. *Biological invasions: a global perspective*. Wiley, New York, 215-255.

Mayer, P., Abs, C., Fischer, A. (2004). Colonisation by vascular plants after soil disturbance in the Bavarian Forest-key factors and relevance for forest dynamics. *Forest Ecology and Management*. 188: 279-289.

Navarro-Cano, J.A., Barberá, G.G., Castillo, V.M. (2010). Pine litter from afforestations hinders the establishment of endemic plants in semiarid scrubby habitats of Natura 2000 Network. *Restoration Ecology* 18, 165–169.

Odum, E.P. (1969). The Strategy of Ecosystem Development. *Science* 18 Apr 1969: Vol. 164, Issue 3877, pp. 262-270

Oesterheld, M., Sala, O. E. (1994). Modelos ecológicos tradicionales y actuales para interpretar la dinámica de la vegetación: El caso del pastizal de la Pampa Deprimida. *Revista Argentina de Producción Animal*, 14, 9-14.

Palmer, M., Falk, D.A., Zedler, J.B. (2006). *Ecological Theory and Restoration Ecology*. Foundations of restoration Ecology. Island Press. 1-11.

Pärtel, M., Kalamees, R., Zobel, M. Rosén, E. (1998). Restoration of species-rich limestone grassland communities from overgrown land: the importance of propagule availability. *Ecology Engineering*. 10: 275-286.

Piqueray, J., Bottina, G., Delescaille, L-M., Bisteaua, E., Colinet, G., Mahya, G. (2011). Rapid restoration of a species-rich ecosystem assessed from soil and vegetation indicators: The case of calcareous grasslands restored from forest stands. *Ecological Indicators*, 724-733

Pywell, R.F., Pakeman, R.J., Allchin, E.A., Bourn, N.A.D., Warman, E.A., Walker, K.J., (2002). The potential for lowland heath regeneration following plantation removal. *Biology Conservation*. 108, 247–258.

Richardson, D. M., y Bond, W. J. (1991). Determinants of plant distribution: evidence from pine invasions. *The American Naturalist*, 137(5), 639-668.

Richardson D. M. y Higgins S. L. (1998). Pines as invaders in the southern hemisphere. In: *Ecology and Biogeography of Richardson* pp. 450–73. Cambridge University Press, Cambridge.

Rodríguez, C. , Leoni, E. , Lezama, F. , Altesor, A. (2003). Temporal trends in species composition and plant traits in natural grasslands of Uruguay. *Journal of Vegetation Science*, v.: 14 p.:433 - 440

Rosengurtt, B. (1943). *Estudios sobre praderas naturales del Uruguay* (No. SB199 R6).

Rumpff, L., Duncan, D. H., Vesk, P. A., Keith, D. A., & Wintle, B. A. (2011). State-and-transition modelling for adaptive management of native woodlands. *Biological Conservation*, 144(4), 1224-1236.

Six, L. J., Bakker, J. D., y Bilby, R. E. (2013). Loblolly pine germination and establishment in plantations and grasslands of northern Uruguay. *Forest Ecology and Management*, 302, 1-6.

Six, L. J., Bakker, J. D., y Bilby, R.E. (2014). Vegetation dynamics in a novel ecosystem: agroforestry effects on grassland vegetation in Uruguay. *Ecosphere* 5(6):74.

Six, L. J., Bakker, J. D., y Bilby, R.E. (2016). The combined effects of afforestation and grazing on Uruguayan grassland vegetation at multiple spatiotemporal scales. *New Forests* 47: 685.

Simberloff, D., M. A. Nuñez, N. J. Ledgard, A. Pauchard, D. M. Richardson, M. Sarasola, B. W. Van Wilgen, S. M. Zalba, R. D. Zenni, R. Bustamante, E. Peña, and S. R. Ziller. (2010). Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology* 35:489–504.

Society for Ecological Restoration International (2005). *Guidelines for Developing and Managing Ecological Restoration Projects*, 2 Edition.

Soriano, A. (1991). Rio de la Plata Grasslands. Páginas 367-407 en: R. T. Coupland (editor). Natural grasslands. Introduction and Western Hemisphere. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

Suding, K.N., Gross, K.L. y Houseman, G. (2004). Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution*. 19: 46-53.

M. Sykes, J & P. W. Lowe, V & R. Briggs, D. (1989). Some Effects of Afforestation on the Flora and Fauna of an Upland Sheepwalk During 12 Years After Planting. *The Journal of Applied Ecology*. 26. 299. 10.2307/2403669.

Taylor, B.R., Parkinson, D., Parsons, W.F.J. (1989). Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecology* 70, 97–104.

Terrasys 2011 Informe Resumen Ambiental Proyecto Forestal "OBDULIO".

Texeira, M.; Altesor, A. (2009). Small scale spatial dynamics of vegetation in a grazed Uruguayan grassland. *Austral Ecology* 34: 386-394.

Torchelsen, F.P, Cadenazzi, M., Overbeck, G.E. (2018). Do subtropical grasslands recover spontaneously after afforestation? *Journal of Plant Ecology*.

Watson, J. E., Jones, K. R., Fuller, R. A., Marco, M. D., Segan, D. B., Butchart, S. H., ... & Venter, O. (2016). Persistent disparities between recent rates of habitat conversion and protection and implications for future global conservation targets. *Conservation Letters*, 9(6), 413-421

Westoby, M., Walker, B., & Noy-Meir, I. (1989). Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of range management*, 266-274.

Zenni, R.D., Simberloff, D. (2013). Number of source populations as a potential driver of pine invasions in Brazil. *Biological Invasions* 15(7):1623-1639.