

**POTENCIAL DE REGENERACIÓN NATURAL DEL BOSQUE HUMEDO  
MONTANO EN ÁREAS DE PASTIZAL Y HELECHAL EN EL PNN  
SERRANIA DE LOS YARIGUIES, SANTANDER-COLOMBIA**



Bióloga

**ZULMA LILIANA TINJACA**

PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA

FACULTAD DE ESTUDIOS AMBIENTALES Y RURALES

BOGOTÁ, D.C.

**2017**

**POTENCIAL DE REGENERACIÓN NATURAL DEL BOSQUE HUMEDO  
MONTANO EN ÁREAS DE PASTIZAL Y HELECHAL EN EL PNN  
SERRANIA DE LOS YARIGUIES, SANTANDER-COLOMBIA**

**ZULMA LILIANA TINJACÁ PÉREZ**

Proyecto de grado para optar por el título de  
Magíster en Conservación y Uso de Biodiversidad

**LILIA LISSETH ROA FUENTES, PhD**

Directora del Proyecto de Grado

Evaluadores del Proyecto de Grado

**CRISTINA MARTÍNEZ GARZA, PhD**

Universidad Autónoma del Estado de Morelos

**JUAN CARLOS BENAVIDES, PhD**

Pontificia Universidad Javeriana

PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA

FACULTAD DE ESTUDIOS AMBIENTALES Y RURALES

BOGOTÁ, D.C.

# TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN.....	5
ABSTRACT.....	7
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	9
POTENCIAL DE REGENERACIÓN NATURAL.....	11
LIMITANTES DE LA REGENERACIÓN NATURAL.....	13
<i>Tipo de Disturbio</i> .....	14
LA REGENERACIÓN NATURAL EN EL PROCESO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA..	16
OBJETIVOS.....	18
Objetivo General.....	18
Objetivos Específicos.....	18
RESPONSE OF THE SEED BANK AND SEEDLING RECRUITMENT FOLLOWING A TEN-YEAR CESSATION OF PASTURELAND IN TROPICAL RAINFOREST.....	19
<i>SEED BANK AND SEEDLING RECRUITMENT IN ABANDONED PASTURE</i> .....	19
ABSTRACT.....	20
Introduction.....	21
MATERIALS AND METHODS.....	24
Study Area.....	24
Experimental Design.....	25
Seed Bank and Seedling Recruitment.....	26
Data Analysis.....	26
RESULTS.....	27
Soil Seed Bank.....	27
Seedling recruitment.....	27
DISCUSSION.....	28
ACKNOWLEDGMENTS.....	31
LITERATURE.....	31
CONCLUSIONES GENERALES Y PERSPECTIVAS.....	37
BIBLIOGRAFÍA.....	39

## LISTA DE TABLAS

**Table 1.** Mean and standard error of physical and chemical values of soil in the study sites into the natural Park Serrania de los Yariguies, location Golconda. N = 27. \*\*P < 0.01, \*\*\*P < 0.001. Different lowercase letters indicate means are significantly different (P < 0.05) among soil covers. .... 35

## LISTA DE FIGURAS

**Figure 1.** Seed germination rates in soil from secondary forest (empty circle), fern (dark triangle) and pastureland (empty triangle). Lines represent the lineal regression. n = 36..... 36

**Figure 2.** Mean and standard error of seedling recruited in non-cleared (left panel) and cleared (right panel) in secondary forest (empty bar), fern (dark-gray bar) and pasture (soft-gray bar). n = 12..... 36

## RESUMEN

El cambio en el uso del suelo para el desarrollo de actividades agropecuarias, ha generado la fragmentación y degradación del bosque tropical, alterando la densidad, biomasa y distribución de la vegetación, además de la disponibilidad de recursos naturales. Una vez ha cesado la intervención, se presenta un proceso de regeneración natural que incluye el restablecimiento de la unidad espacial perdida después de un disturbio, a través de todas las etapas de la sucesión ecológica, generando la recuperación de la composición, estructura y función del ecosistema. La regeneración inicia por el aporte de propágulos por la lluvia de semillas, el banco de semillas y la presencia de plantas que persisten después de la intervención. Sea cual sea la fuente de propágulos, se requiere el cese de actividades antrópicas, y según el tipo de disturbio y la magnitud del mismo, será necesario algún tipo de intervención en términos de restauración ecológica para favorecer dicho proceso.

La regeneración natural es influenciada por factores bióticos, abióticos y socio económicos. Dentro de los factores bióticos y abióticos se cuentan la composición del banco de semillas, la competencia con especies exóticas, elementos climáticos, el nivel de degradación, el uso previo del suelo, la frecuencia del disturbio, además de la disponibilidad de nutrientes en el suelo. La presencia de especies invasoras representa un aumento en el tiempo de recuperación de las comunidades vegetales después de un disturbio.

En el bosque húmedo montano de la localidad Golgonda en el PNN Serranía de Los Yariquíes, encontramos evidencia que indica que la presencia de helechos y pastos es un factor que está deteniendo la regeneración natural. Sin embargo, en suelos cubiertos por helechal, el banco de semillas muestra ser una fuente potencial de propágulos que favorecen la regeneración natural, dando continuidad a la sucesión ecológica. De igual forma, la creación de micro-sitios con

exclusión del helechal y el pastizal muestran un efecto significativo en el reclutamiento de plántulas.

La respuesta de elementos ecológicos como el banco de semillas y el reclutamiento de especies en coberturas invasoras, son elementos a tener en cuenta para definir acciones de restauración ecológica más costo efectivas, que contribuyan con la recuperación de áreas intervenidas.

**Palabras claves:** regeneración natural, sucesión ecológica, restauración, disturbio.

## ABSTRACT

Land use change have generated forest fragmentation and degradation in the tropical region. The most common alteration included the reduction in tree density, biomass and changes in the distribution of vegetation; in addition, it has reduced the availability of natural resources. After the active intervention has ceased the natural regeneration beginning. The natural regeneration includes the recovery of the unit lost after a disturbance, through all the stages of the ecological succession, generating the recovery of the composition, structure and function of the ecosystem. The regeneration begins by the contribution of propagules by the seed rain, the seed bank and the presence of plants that persist after the intervention. According the source of propagules, the cessation of anthropic activities is required, and depending of the type of disturbance and the magnitude, some type of intervention in terms of ecological restoration will be necessary to favor the regeneration.

Natural regeneration is influenced by biotic, abiotic and socio-economic factors. Biotic and abiotic factors include the composition of the soil seed bank, the competition with exotic species, climatic elements, the level of degradation previous to the use of the soil, the frequency of the disturbance, and the availability of nutrients in the soil. The presence of invasive species represents an increase in the recovery time of plant communities after a disturbance.

In Golconda locality, in Serranía de Los Yariguies National Park, we find evidence that the presence of ferns and pastures is a factor that is stopping natural regeneration. However, in soils covered by *Pteridium aquilinum* (L.) the soil seed bank shows to be a potential source of propagules that favor natural regeneration, giving continuity to the ecological succession. Similarly, the creation of micro-sites excluding the *P. aquilinum* and grasses show a significant effect on the recruitment of seedlings.

The response of the seed bank and the recruitment of species in invasive cover are important elements to define more cost-effective ecological restoration actions that contribute to the recovery of intervened areas.

**Keywords:** natural regeneration, ecological succession, restoration, disturbance.

## INTRODUCCIÓN GENERAL

Históricamente se ha evidenciado la disminución del bosque tropical, principalmente por fragmentación y degradación de los ecosistemas, como resultado del cambio en el uso del suelo. Los principales conductores de cambio son de origen mixto, asociados al desarrollo de actividades agrícolas y a la continua expansión urbana (Gibson *et al.*, 2011; Chazdon & Guariguata, 2016). Cerca de la mitad de los bosques tropicales del mundo han sido intervenidos, lo que genera reducción del potencial para albergar biodiversidad y para proveer servicios ecosistémicos de los cuales depende el bienestar humano (Meli, 2003; Gibson *et al.*, 2011; González & Dezzeo, 2011; Vargas, 2011; Chazdon & Guariguata, 2016).

Una herramienta de manejo tendiente a mitigar los efectos de las diferentes intervenciones antrópicas sobre los bosques tropicales es la restauración ecológica (RE), considerada como un proceso planificado que busca recuperar la integridad ecológica en ecosistemas degradados (Adams *et al.*, 2016). La RE incluye acciones de eliminación del disturbio, favoreciendo la regeneración natural, como un mecanismo de restauración pasiva, al igual que acciones en las que se hace algún tipo de intervención humana para influir en la trayectoria sucesional, conocida como restauración activa (Holl & Aide, 2011; Latawiec *et al.*, 2016).

Una vez se ha eliminado el factor de perturbación se da paso a la regeneración natural, favoreciendo la recuperación de la vegetación, en un proceso conocido como sucesión secundaria (Guariguata & Ostertag, 2001), que implica el reemplazo gradual de comunidades ecológicas en hábitats recién formados o después de que una perturbación ha eliminado la vegetación existente (Chazdon, 2014). Durante las diferentes etapas de la sucesión, la regeneración natural de poblaciones, especies y ensambles, dará lugar a la vegetación y las interacciones entre esta, la fauna

y las condiciones ambientales que caracterizan al ecosistema. Tradicionalmente la sucesión ha sido entendida como un proceso predecible, impulsado por factores intrínsecos del área intervenida; las desviaciones de esta expectativa son atribuidas usualmente a factores externos, como el tipo y magnitud del uso previo del suelo. La mayor parte del conocimiento sobre la sucesión secundaria está basada en la cronosecuencia (Chazdon, 2014), un enfoque de sustitución espacio temporal que asume que la sucesión sigue una única trayectoria determinista en el tiempo. Sin embargo, se ha demostrado que las vías de sucesión varían ampliamente, incluso en condiciones ambientales e historia de uso similares (Norden *et al.*, 2015).

Se considera que la historia de uso del suelo es determinante de la velocidad de regeneración, la biomasa y la composición de la comunidad vegetal sucesional en áreas abandonadas, por lo que la diversidad de especies puede variar considerablemente durante la sucesión (Chazdon, 2014). A lo largo de la sucesión, atributos del bosque secundario como la diversidad de especies y la complejidad estructural, son gradualmente recuperados hasta llegar a una etapa sucesional avanzada (Xinghui Lu *et al.*, 2016).

En términos generales, la sucesión secundaria está influenciada por la estocasticidad, por la biología de las especies y su interacción con otras especies, además por la interacción entre componentes bióticos y abióticos; todos estos factores determinan la composición florística e influyen en el grado de recuperación estructural y funcional de la vegetación original (Chazdon, 2014). Durante las etapas iniciales de la sucesión, los bancos de semillas, al igual que las semillas dispersadas, contribuyen al desarrollo de la vegetación secundaria, sin embargo, las semillas almacenadas en el suelo parecen ser más importantes, especialmente cuando la intensidad del uso del suelo antes del abandono ha sido baja o moderada (Guariguata & Ostertag, 2001).

Durante la sucesión, la dinámica de las plántulas en bosques tropicales depende de factores bióticos y abióticos, incluyendo la disponibilidad de luz, nutrientes del suelo, e interacciones con

enemigos naturales (Comita *et al.*, 2009; Xinghui Lu *et al.*, 2016). Con el incremento de los niveles de luz y/o de temperatura se estimula la germinación de las semillas de especies pioneras en la sucesión; aunque se considera que la luz puede no ser un factor limitante para el establecimiento temprano de las plántulas en áreas recientemente abandonadas, en etapas más avanzadas, la disminución de la luz puede limitar la formación de un dosel denso (Guariguata & Ostertag, 2001; Xinghui Lu *et al.*, 2016).

Los nutrientes del suelo afectan el crecimiento, la distribución y la composición de especies colonizadoras en áreas deforestadas (Guariguata & Ostertag, 2001).

Las propiedades del suelo cambian en diferentes escenarios de disturbio; entre los impactos más significativos está la pérdida de la estructura del suelo, evidenciada en el aumento de la densidad aparente y la disminución de la porosidad del suelo; además de cambios químicos que incluyen la reducción en el contenido de materia orgánica, con lo que el suelo se desestabiliza, disminuye su fertilidad y su capacidad de retención de agua (Guariguata & Ostertag, 2001).

Se considera que un enfoque para abordar la sucesión secundaria es ver el proceso de regeneración de bosques tropicales como un sistema adaptativo complejo, que integra muchas de las características propias del re-ensamblaje de las comunidades de plantas, la auto-organización y la historia de uso del suelo. A través de una perspectiva holística, es posible tener conocimiento de cómo interactúan los componentes durante la sucesión, generando una dinámica del sistema que no puede ser fácilmente predicho por su comportamiento individual (Norden *et al.*, 2015).

## **POTENCIAL DE REGENERACIÓN NATURAL**

La regeneración natural de los bosques tropicales integra un proceso gradual de restablecimiento de una unidad espacial perdida después de un disturbio, que ocurre a través de todas las etapas de la sucesión; incluye la recuperación de la composición, estructura y función del ecosistema

degradado, en el que se producen cambios en la vegetación, acompañados por cambios en el suelo y la fauna (Chazdon, 2014).

Las características y ritmos de la regeneración natural están influenciados por el clima, el suelo, los niveles de repetición del disturbio, el uso del suelo previo y la vegetación circundante (Chazdon, 2014; Chazdon & Guariguata, 2016). Después de que se produce un disturbio, la recuperación del área intervenida inicia por aportes de propágulos desde el banco de semillas, la lluvia de semillas, los rebrotes de tallos dañados, las plantas con semillas y/o las plántulas que sobreviven al disturbio (Chazdon, 2014). El banco de semillas hace referencia a las semillas latentes o en periodo de dormancia almacenadas en el suelo, que actúan como reservorios de propágulos de plantas (Fourie, 2008; De Souza et al., 2015). Las semillas de especies no pioneras son raramente encontradas en el banco de semillas, debido a que estas especies tienen semillas con poca longevidad, que no pueden resistir la sequía, además de ser caracterizadas por bajas tasas de germinación después de la dispersión (Chazdon, 2014).

La lluvia de semillas es la única fuente de recursos para nuevas colonizaciones en áreas altamente intervenidas, como por ejemplo los pastizales, por lo que la disponibilidad de especies es la mayor limitante para la regeneración natural de estas áreas, en donde además se presentan las mayores tasas de depredación de semillas y de mortalidad de rebrotes (Pereira *et al.*, 2013; Chazdon, 2014; Uriarte & Chazdon, 2016). Otro factor asociado con la regeneración natural del bosque es la fertilidad del suelo (Guariguata & Ostertag, 2001). Se ha reportado que la sucesión secundaria generalmente es más rápida en suelos jóvenes y fértiles, comparados con suelos compactos y pobres en nutrientes; las etapas tempranas de la sucesión del bosque son particularmente sensibles a disturbios severos del suelo o a su degradación (Chazdon, 2014).

La regeneración natural conduce a la recuperación gradual de las funciones del ecosistema después de un disturbio y favorece la acumulación de materia orgánica en el suelo, la captura de

carbono, la regulación hidrológica y el ciclo de los nutrientes, además de la polinización y la riqueza de especies (Strassburg *et al.*, 2016).

La regeneración natural también provee oportunidades para la conservación e interacción de especies, porque mejora la composición, estructura y función de los bosques en regeneración y suministra hábitat para diferentes especies, aumentando la conectividad en el paisaje; por lo tanto, para evitar la pérdida de especies a escala de paisaje, es esencial maximizar la cantidad de áreas regeneradas naturalmente (Chazdon *et al.*, 2009; Gilman *et al.*, 2016; Chazdon & Guariguata, 2016; Strassburg *et al.*, 2016; Uriarte & Chazdon, 2016).

Las estrategias para favorecer la regeneración natural se consideran promisorias para restaurar áreas degradadas, siendo una alternativa que puede contribuir con la recuperación de ecosistemas degradados (Latawiec, 2016).

Sin embargo, es necesario diseñar planes efectivos de conservación y manejo a gran escala, a partir del conocimiento de las tasas de regeneración de la vegetación, la proporción en que los animales colonizan áreas en regeneración, y la naturaleza de las interacciones entre las plantas y los animales en hábitats en las diferentes fases de procesos de restauración (Omeja *et al.*, 2016). Adicionalmente, es preciso generar políticas para el control de la expansión agrícola incontrolada, buscando mecanismos de producción eficientes y sostenibles.

## **LIMITANTES DE LA REGENERACIÓN NATURAL**

El proceso de regeneración natural se ve influenciado por limitantes biofísicos, ecológicos y socio económicos (Latawiec *et al.*, 2016). Entre los factores biofísicos y ecológicos se cuenta la frecuencia de quemas, la composición del banco de semillas (Lamb, *et al.*, 2005), el nivel de degradación, la baja disponibilidad de nutrientes del suelo, el tiempo desde que inició la deforestación (Hooper *et al.*, 2005; Crouzeilles *et al.*, 2016), además de los elementos climáticos

(Vieira *et al.*, 2006). Otros limitantes identificados son la competencia con especies exóticas (Holl, 1999; Hooper *et al.*, 2005; Martínez *et al.*, 2016) y un banco de semillas agotado por el uso previo del suelo (Kalesnik *et al.*, 2013).

Los factores socio económicos hacen referencia a las dinámicas antrópicas relacionadas con el uso del suelo y tradiciones culturales en torno a las actividades que generan el disturbio (Latawiec *et al.*, 2016).

En el Neotrópico, la dispersión de semillas resulta limitante de la regeneración natural debido a que las especies tienen frutos y semillas con dispersión zoócora (dispersadas por animales) y la mayoría de animales, especialmente grandes mamíferos frugívoros, no permanecen en áreas deforestadas (Hooper *et al.*, 2005).

Aunado a esto, a pesar de que los frutos y semillas anemócoras (dispersadas por el viento) llegan a los sitios abandonados en grandes cantidades, sus tasas de establecimiento son bajas (Hooper *et al.*, 2005). Por otro lado, las especies exóticas compiten por el acceso a agua y a nutrientes con las plántulas de especies nativas, que logran germinar en sitios abandonados. La presencia de especies exóticas, especialmente pastos, incrementa la probabilidad de incendios, con lo que se reduce el crecimiento de las plántulas y se dificulta la recuperación del bosque (Martínez *et al.*, 2016).

### ***Tipo de Disturbio***

El disturbio hace referencia a fluctuaciones ambientales y eventos antrópicos destructivos, en algunos casos percibidos como normales para determinados sistemas ecológicos; cada disturbio es relativo a dimensiones espaciales y temporales del sistema intervenido (Pickett & White, 1985; Chazdon, 2014). Los disturbios alteran la densidad, biomasa y/o distribución espacial de la biota, afectando la disponibilidad y distribución de recursos y sustratos, o generando la alteración directa del ambiente físico (Chazdon, 2014).

Los disturbios en bosques tropicales son divididos frecuentemente en dos categorías, dependiendo si son causados por *factores naturales* o por *actividades humanas*; los tipos de disturbios pueden ser generalmente caracterizados y comparados en un marco de referencia que incluye cuatro características mayores: extensión espacial, frecuencia, duración y severidad (Chazdon, 2014).

Los principales disturbios naturales son los deslizamientos, vulcanismo, huracanes, tormentas, lluvias, inundaciones, heladas, disturbios producidos por animales y fuegos naturales; los disturbios generados por el hombre se relacionan con ganadería y agricultura, minería, deforestación, quemas, construcción de obras civiles, siembra de especies forestales exóticas e invasiones biológicas (Vargas, 2011).

Los disturbios que son originados por actividades humanas son eventos nuevos en la historia evolutiva de las especies, comunidades y/o ecosistemas, lo que dificulta la expresión de respuestas adaptativas para superar dichos disturbios y favorecer la regeneración natural (Martínez *et al.*, 2016). En grandes áreas dedicadas a la agricultura, en paisajes que carecen de cubierta arbórea, es limitada la llegada de semillas grandes, especialmente de especies forestales dispersadas por animales (Zermeño *et al.*, 2015). Las actividades agrícolas pueden reducir la fertilidad del suelo y la disponibilidad de semillas, así como disminuir la abundancia de propágulos, generando la degradación del suelo y una mayor radiación solar sobre éste (Zermeño *et al.*, 2015).

Por otro lado, actividades agrícolas y pecuarias generan alteración de la funcionalidad del ecosistema, incluyendo ciclado de nutrientes y procesos de sucesión ecológica, que inciden sobre el tiempo de regeneración natural; además, se produce la alteración de la estructura del ecosistema, generando cambios en la estratificación de la vegetación, con lo que se produce la erosión del suelo y la disminución de la disponibilidad de agua para las comunidades bióticas (Fleischner, 1994).

Una vez ha cesado el disturbio, las propiedades y características del suelo son diferentes a las originales, en proporción al tiempo de uso, la frecuencia de actividad, el tipo de maquinaria y de herramientas usadas, la frecuencia e intensidad de quemas, la cantidad y frecuencia de agroquímicos usados, la presencia de especies exóticas y la cantidad de ganado (Chazdon, 2014; Zermeño *et al.*, 2015).

El efecto de los diferentes usos del suelo para agricultura o ganadería, se ve reflejado en la composición, estructura y función del ecosistema intervenido, además en los atributos de la regeneración natural de los bosques (Bedoya *et al.*, 2010; Martínez *et al.*, 2016), con reducción del potencial de regeneración a medida que aumenta el tamaño, la duración y la intensidad del uso de la tierra (Zermeño *et al.*, 2015).

## **LA REGENERACIÓN NATURAL EN EL PROCESO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA**

Una estrategia de manejo para compensar los efectos de los cambios en el uso del suelo, es la restauración ecológica, definida como una actividad intencionada que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema degradado con respecto a su salud, integridad y sostenibilidad (SER, 2004). Dependiendo del tipo y magnitud del disturbio, las acciones de restauración podrán tener diferentes enfoques: en primer lugar, es necesario determinar la capacidad del sistema para regenerarse, para lo cual será necesario hacer intervenciones humanas en algunos casos (Holl & Aide, 2010; Strassburg *et al.*, 2016). Estas intervenciones pueden tener un alto costo, por lo que es importante identificar especies, preferiblemente nativas con alto potencial de regeneración natural (Martínez *et al.*, 2016; Strassburg *et al.*, 2016).

Durante el proceso de regeneración, los cambios en la vegetación están acompañados por cambios en el suelo y en la presencia de fauna (Chazdon *et al.*, 2009; Gilman *et al.*, 2016; Chazdon & Guariguata, 2016; Strassburg *et al.*, 2016; Uriarte & Chazdon, 2016).

Adicionalmente, la regeneración natural provee hábitat disponible para especies y aumenta la conectividad en el paisaje, por lo tanto, para evitar la pérdida de especies a escala de paisaje, es esencial maximizar la cantidad de áreas regeneradas naturalmente (Strassburg *et al.*, 2016).

Las *islas* de regeneración ofrecen condiciones ambientales favorables, tales como alta disponibilidad de recursos locales, como nutrientes y humedad del suelo, la presencia de comunidades de microorganismos y propiedades minerales del suelo, además de la disponibilidad de propágulos (Chazdon & Guariguata, 2016; Martínez *et al.*, 2016; Uriarte & Chazdon, 2016). Dichas condiciones hacen parte del legado biológico presente en áreas locales o circundantes, que pueden ser denominadas como la *memoria ecológica*, que deriva de componentes del ámbito local, haciendo referencia a la memoria interna, o desde componentes fuera del sitio local, que hacen referencia a la memoria externa (Chazdon & Guariguata, 2016).

La memoria interna está fuertemente influenciada por legados históricos del uso del suelo, como la presencia de materia orgánica en el suelo, la presencia de vegetación remanente, el grado de compactación del suelo o residuos de incendios forestales (Chazdon & Guariguata, 2016).

Entre tanto, la memoria externa está influenciada por la cantidad y ubicación de parches de bosque y corredores biológicos en paisajes circundantes, además por la abundancia y diversidad de fauna (McAlpine *et al.*, 2016); la memoria externa crea el potencial para la dispersión de semillas, mientras que la memoria interna crea el potencial para la regeneración local dentro de un área determinada (Chazdon & Guariguata, 2016).

Incluso bajo condiciones favorables, la recuperación del bosque está determinada por el cese del uso del suelo para ganadería o para agricultura, además de la prevención de incendios, de talas

u otros disturbios que impidan la colonización y establecimiento de especies (Chazdon & Guariguata, 2016).

## **OBJETIVOS**

### **Objetivo General**

Evaluar el potencial de regeneración natural del Bosque Húmedo Montano (BhM) de la Localidad Golconda, en el PNN Serranía de Los Yariquíes.

### **Objetivos Específicos**

1. Caracterizar el banco de semillas asociado a coberturas de pastizales y helechales en áreas de BhM de la Localidad Golconda, en el PNN Serranía de Los Yariquíes.
2. Evaluar el reclutamiento de especies vegetales en áreas cubiertas por pastizales y helechales en BhM de la Localidad Golconda, en el PNN Serranía de Los Yariquíes.

**RESPONSE OF THE SEED BANK AND SEEDLING RECRUITMENT  
FOLLOWING A TEN-YEAR CESSATION OF PASTURELAND IN TROPICAL  
RAINFOREST**

***SEED BANK AND SEEDLING RECRUITMENT IN ABANDONED PASTURE***

**Tinjacá-Pérez, Liliana and Roa-Fuentes Lilia L.**

Pontificia Universidad Javeriana, Departamento de Ecología, Transv.4° No.42-00. Edificio J.

Rafael Arboleda, Bogotá D.C., Colombia.

Email: [lilia.roa@javeriana.edu.co](mailto:lilia.roa@javeriana.edu.co)

Tel: (571) 320 8320 ext. 4814

1 **ABSTRACT**

2 Land-use change generates forest degradation related to the reduction in tree density and biomass,  
3 as well as changes in the vegetation distribution. A little-studied consequence is the effect on the  
4 soil seed bank (SB) and seedling recruitment, which fall into the category of essential resources for  
5 natural forest regeneration. We focus on the effects of ferns and abandoned pasture vegetation in  
6 tropical rain forest regeneration via soil SB and seedling recruitment. Natural regeneration can  
7 serve to start the ecological succession without human intervention; otherwise, active ecological  
8 restoration will be necessary for supporting the process. The presence of invasive species in  
9 pasturelands delays the recovery time of plant communities after a disturbance. In the Serranía de  
10 los Yariquíes National Park in Golconda locality, exotic pastures and ferns are the most common  
11 soil covers in areas with abandoned cattle pasture. We carried out seed germination assays and a  
12 field experiment involving cover clearing to evaluate the effect of soil cover on the soil SB and  
13 seedling recruitment. Our results showed that the presence of ferns and pastures is a factor arresting  
14 the natural forest regeneration. However, in soils with fern soil cover, the SB represents a great  
15 potential source of propagules to give continuity to the ecological succession. Similarly, the  
16 creation of micro-sites with pasture and fern exclusion showed a significant effect on the  
17 recruitment of seedlings. The response of the SB and seedling recruitment are important elements  
18 in defining the more cost-effective ecological restoration activities for contributing to the recovery  
19 of the intervention areas.

20 **KEYWORDS:** Natural regeneration, pasture, ferns, tropical humid forest.

21

22

## 23 **Introduction**

24 Soil-use change to cattle pasture and agriculture are the top activities causing transformation and  
25 loss in the tropical forest (Martins & Engel, 2007). The consequences of these activities include  
26 habitat loss and biodiversity reduction (Meli, 2003; González & Dezzeo, 2011; Gibson *et al.*, 2011;  
27 Vargas, 2011). In addition, the transformed areas are susceptible to invasive species' arrival and  
28 establishment (Gurrutxaga & Lozano, 2006), which limits the native plant community's recovery  
29 after human activity has ceased (Meli, 2003; Martínez & Orth, 2007).

30 Invasive species change the soil conditions, promoting fertility loss, organic matter quantity  
31 and quality reduction, changes in the soil's pH, and alterations in the soil's cationic change capacity  
32 (Fleischner, 1994; Gallegos *et al.*, 2015). In the biological framework, invasive species reduce the  
33 soil potential for the native seed store, seed germination, and seedling establishment, with a direct  
34 effect on the native plant community's recovery (Meli, 2003). Such effects are the consequence of  
35 the high seed production, high germination and survival rates, and high relative growth rates that  
36 define the invasive species' behavior. In addition, invasive species display traits and biomass  
37 allocation strategies that give them an advantage in environmental adaptation over the native tree  
38 species in the absence of natural enemies (Carrillo *et al.*, 2009).

39 *Brachiaria sp.* and *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster are African species typically  
40 introduced to cattle pastures (Morrone & Zuloaga, 1992). What happens to such pastures after they  
41 are abandoned has attracted special interest when it comes to understanding the natural  
42 regeneration processes, as well as conducting experimentation in restoration ecology and the  
43 practices of ecological restoration. Prior results have shown that the extreme environmental  
44 conditions associated with high sun radiation reduce native species' capacity to become  
45 established, as well as their rates of photosynthesis and growth (Gallegos *et al.*, 2015). Direct sun  
46 exposure increases the soil temperature and evaporation, making seeds and seedlings likelier to

47 become dehydrated (Gallegos *et al.*, 2015). An additional stressor is the presence of ferns,  
48 especially those of the *Pteridium* genus, which are strong competitors in cattle pastures. Ferns are  
49 faster colonizers in areas exposed to burning, which is a common practice in cattle pasture  
50 management (Roos *et al.*, 2010; Gallegos *et al.*, 2015; Palomeque *et al.*, 2017). Ferns prevent  
51 seedling establishment, deplete the soil seed bank (SB), and impede secondary succession  
52 (Schneider & Fernando, 2010). Moreover, ferns develop a dense root layer with underground  
53 rhizomes that have high reserves of carbohydrates and nutrients, as well as regenerative parts that  
54 produce new fronds. The aboveground compartment is a dense dosel, which favors shadow and  
55 litter accumulation; the litter's chemical composition repels other species, thereby preventing their  
56 colonization (Marrs *et al.*, 2000; Gallegos *et al.*, 2015). In fern areas, the remnant trees are scarce,  
57 and the natural regeneration is poor. However, it has been reported that some tree species can  
58 become established, and previous results have shown that the litter layer favors seedlings by  
59 replacing herbs and pastures (Gallegos *et al.*, 2015).

60         In areas with invasive plant species, it is necessary for the physical and biotic characteristics  
61 of the affected area to allow the recruitment and germination of native plant species for the plant  
62 community's recovery (Martins & Engel, 2007). The availability of local resources, such as soil  
63 nutrients, humidity, the presence of microorganisms, and the availability of propagules, are  
64 essential in the regeneration of the forest. The soil SB, defined as all living seeds in a soil profile,  
65 including those on the soil surface (Saatkamp *et al.*, 2011), is the main reserve of plant propagules  
66 (Chazdon & Guariguata, 2016; Martínez *et al.*, 2016; Uriarte & Chazdon, 2016), and it determines  
67 the opportunity for natural regeneration. The SB reduces the possibility of population extinction  
68 and promotes species coexistence; in some cases, it is the most important source of plants after a  
69 disturbance (Fisher *et al.*, 2009; Clemente *et al.*, 2007; De Souza *et al.*, 2015; Fourie, 2008).

70 After disturbance, the plant regrowth is affected by the propagule and resource availability  
71 (Chazdon, 2014). The competition with pastures and ferns and the physical conditions can strongly  
72 affect the composition and rate of forest regeneration (Guariguata & Ostertag, 2001; Orsi *et al.*,  
73 2011; Zimmerman *et al.*, 2000; Martínez & García, 2007).

74 The SB depends on the climate, herbivory, and disturbance. In pastures surrounded by forest  
75 areas, a small group of plant species present in the forest reaches the interior of the pasture, mainly  
76 species dispersed by animals, while other species dispersed by the wind are usually abundant.  
77 Because of the low availability of seeds in the pastures, the recovery of tree vegetation is slow,  
78 with low diversity earlier in the succession (Bedoya *et al.*, 2010). Advanced successional forests  
79 in pastures have small SBs (in density and composition), as the seeds of shade-tolerant species  
80 (primary, late pioneer) enter a smaller proportion and produce a transient SB (Garwood, 1989).  
81 However, it is necessary to understand the factors that can limit the SB's potential and its response  
82 in the scenario of invasive species.

83 To know the response of the SB to changes in the density and coverage of grass and ferns will  
84 determine whether there is a need to incorporate revegetation actions or use alternative methods of  
85 restoration (Line, 2008; Rubio *et al.*, 2014; Souza *et al.*, 2015). In addition, it is necessary to  
86 consider that the types of species present in the SB also determine the successional dynamics that  
87 the ecosystem will follow once the disturbance has ceased, including the availability of pioneer  
88 species' seeds versus the late-succession' seeds (Chen *et al.*, 2013).

89 In Serranía de los Yariguíes National Park, with its humid montane forest vegetation (BhM), there  
90 is a long history of livestock use, with management of pastures that involves controlled burning  
91 (Morales *et al.*, 2015). At present, abandoned pasturelands are the most common soil cover, but  
92 there is a greater potential to carry out ecological restoration processes. However, the persistence  
93 of pastures and the presence of larger extensions of ferns make it necessary to identify the

94 appropriate mechanisms that will allow the recovery of degraded areas, thereby improving the  
95 conservation status in the park and serving as a reference to improve the connectivity with  
96 surrounding areas. The main objective of the present study was to determine whether the soil SB  
97 and seedling recruitment differ in two types of soil cover in abandoned pasture in a natural park in  
98 northeast Colombia. In addition, we hoped to determine whether a single cutting of the pasture and  
99 ferns would represent an effective strategy for accelerating the natural regeneration processes. We  
100 expect that the SB in areas with invasive species, whether ferns or pastures, will show lower  
101 germination. In addition, we expect than a simple cutting of ferns and pastures will increase the  
102 seedling recruitment in the experimental areas.

## 103 **MATERIALS AND METHODS**

### 104 **Study Area**

105 The study was conducted in the Golconda locality (06°35'33.4"N; 73°21'15.8"W) in the Serranía  
106 de los Yariguíes National Park, which was declared a natural area in 2005 (Document N° 603, May  
107 13); this is an area located in northeast Colombia, in the western foothills of the Eastern Andean  
108 Cordillera, 2100 m above mean sea level. It is part of the Tropical Montane Rain Forest life zone  
109 (Holdridge, 1996), and it has a mean annual precipitation of 350 mm and a bimodal regime, with  
110 peak levels of rainfall occurring both in April–May and September–October. The mean annual  
111 temperature is 16.7°C (Bernal, 2011). Details concerning the soil characteristics across the studied  
112 sites are given in Table 1. The study area was previously used for corn, soy, banana, and yuca (*Zea*  
113 *maiz* Vell., *Glycine max* (L.) Merr., *Musa × paradisiaca* L. and *Manihot esculenta* Crantz  
114 respectively) cultivation. In addition, the area was employed for cattle pasture as the principal  
115 productive activity. The cattle pasture management included the applications of fire for increasing

116 the pasture growth and herbicide application to avoid native species propagation. The traditional  
117 soil use could be the factor generating the soil nitrogen and phosphorus decrease, as well as the  
118 increase in soil compaction and density (Table 1). In addition, the transformed areas show a loss  
119 of native vegetation and increase of invasive ferns (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn and *P.*  
120 *arachnoideum* (Kaulf.) Maxon) and grasses (*Brachiaria decumbens* Stapf; Morales *et al.*, 2015).  
121 The natural forest in the study area is a secondary forest dominated by tree species of the families  
122 Melastomataceae, Rubiaceae, Lauraceae, and Araliaceae. The rainforest in the study site has been  
123 affected for cattle pasture and fragmentation, with area reduction. The sites selected as reference  
124 were abandoned approximately 60 years ago and have not been used for agriculture or grazing in  
125 recent history.

## 126 **Experimental Design**

127 We selected areas with the three most common soil covers in the study region. Secondary tropical  
128 forest thereafter forest, pasture, and *P. aquilinum*. The forest sites represent intermedia successional  
129 forest according to the local community, which is a common forest succession stage in the study  
130 region. Areas were selected by considering the soil use history and the length of time they had been  
131 abandoned. For each soil cover, we selected *three sites* to include the environmental variation, and  
132 we installed three replicated 50 m<sup>2</sup> (10 × 5 m) plots per site. The elevation and slope were  
133 considered in the plot installation. In each plot, we installed eight 1-m<sup>2</sup> quadrants for soil cover for  
134 24 quadrants. Then, we systematically selected four quadrants and cut the aerial component of the  
135 vegetation (*i.e.*, herbs and shrubs in forest, grass in pasturelands, and fern in *P. aquilinum* cover);  
136 the four remaining quadrants were maintained with the original soil cover as control quadrants.  
137 Hereafter, we will refer to the individual treatments as cleared and un-cleared quadrants.

## 138 **Seed Bank and Seedling Recruitment**

139 During the dry season (December 2016), we collected four soil cores from the topsoil (10 cm depth)  
140 of each plot. The soil was sampled using a soil sampler of 7.5 cm in diameter, and the litter layer  
141 was removed before the soil collection. The soil samples were stored in plastic bags until process  
142 for the seed germination assay. The samples were hand homogenized, and each one was distributed  
143 in a 400-cm<sup>2</sup> plate with a perforated bottom for water drainage. Sufficient soil was used for all  
144 samples to reach a depth of 2.5 cm in the plate, and the samples were kept in a shady greenhouse.

145 The light, humidity, and precipitation conditions were similar for all the plates in the greenhouse.  
146 Seedling emergence counts were used to estimate the soil SB density; the seed germination was  
147 traced over 6 months or until germination was complete. In the field, we census the individuals  
148 recruited from the cleared and un-cleared quadrants from November 2016 to August 2017. We  
149 census 12 m<sup>2</sup> for each treatment per cover, recording the individual density (*i.e.*, the individual  
150 number per quadrant) and morpho-species richness. We counted individuals different to grasses  
151 and ferns.

## 152 **Data Analysis**

153 To evaluate the potential of the SB from the three soil covers, we used a generalized linear model  
154 with Poisson distribution, employing the counts of plants emerging in the plates. In the same way,  
155 we used a generalized linear model with Poisson distribution to test the effect of soil cover and  
156 clearing or non-clearing treatment, and we included the interaction between the two factors. To  
157 compare the rates of seed germination and plant recruitment across the three soil covers (and  
158 clearing or non-clearing treatment), we carried out an analysis of covariance (ANCOVA). All  
159 analyses were performed using R software, version 2.15.2.

## 160 **RESULTS**

### 161 **Soil Seed Bank**

162 The total number of germinated seeds, considering all the soil cover plates, was 3415 in 108 soil  
163 samples. The seed germination census began 30 days after the soil preparation and continued to  
164 194 days. We found greater seed germination in soil from fern cover (1,487 seedlings), followed  
165 by soil from forest (1,073 seedlings) and pasture (855 seedlings). The rates of seed germination  
166 were different across the three soil covers ( $Z = 71.57$ ;  $p = 0.001$ ). The soil SB from the fern cover  
167 showed the highest germination rate ( $34.69 \pm 1.20$  seeds per day), followed by the soil SBs from  
168 the secondary forest ( $23.42 \pm 1.25$ ) and pasture ( $21.29 \pm 1.02$ ; Fig. 1). The number of morpho-  
169 species was affected by the soil cover ( $Z = 14.64$ ;  $p = 0.001$ ). The pattern of morpho-species  
170 richness was to that found for the seedling number; the fern cover showed the greatest number of  
171 morpho-species ( $4.97 \pm 0.25$ ), followed by the secondary forest ( $3.61 \pm 0.26$ ) and pasture ( $2.83 \pm$   
172  $0.20$ ).

### 173 **Seedling recruitment**

174 The seedling recruitment census begin 57 days after the plots were installed, and it continued for  
175 284 days. We counted 16,416 seedlings in the sampled plots across the three soil covers and two  
176 treatments. The soil cover significantly affected the number of seedlings ( $Z = 176.37$ ;  $p = 0.0001$ ).  
177 The most seedlings were recruited in the fern quadrants ( $29.36 \pm 3.06$ ), followed by the secondary  
178 forest ( $17.77 \pm 3.05$ ) and pastureland ( $17.52 \pm 3.94$ ). In the same way, the treatment affected the  
179 seedling recruitment count ( $Z = 72.55$ ;  $p = 0.001$ ). The greatest seedling recruitment was found in  
180 the cleared plots ( $19.90 \pm 1.31$ ) in comparison with un-cleared ones ( $12.13 \pm 1.33$ ; Fig. 2). In the  
181 cleared plots, we counted 10,750 seedlings recruited, and in un-cleared plots, we found 6,551 plants

182 across the three soil covers. The seedling recruitment across the soil covers varied per treatment ( $Z$   
183  $= 72.55$ ;  $p = 0.001$ ). In the cleared sites, the plots in the pasturelands showed the biggest seedling  
184 recruitment rates ( $33.80 \pm 2.48$ ), followed by fern ( $18.56 \pm 1.95$ ) and secondary forest ( $7.35 \pm 1.74$ ).  
185 In the un-cleared plots, the secondary forest plots showed the greatest number of seedlings ( $18.8 \pm$   
186  $1.46$ ), followed by ferns ( $14.5 \pm 1.06$ ) and pastureland ( $13.43 \pm 1.60$ ). The morpho-species richness  
187 was affected by the soil cover and treatment ( $Z = 176$ ,  $p = 0.0001$ ;  $Z = 12.74$ ,  $p = 0.001$ ,  
188 respectively). We found the greatest morpho-species number in fern sites ( $4.97 \pm 0.22$ ), followed  
189 by the secondary forest ( $3.58 \pm 0.13$ ) and pasture ( $0.50 \pm 0.11$ ).

## 190 **DISCUSSION**

191 In contrast with our expectation, the abundance and diversity of morpho-species in the SB in fern  
192 areas were greater than those found in the secondary forest. These results suggest that ferns do not  
193 limit the incorporation of seeds into the soil, in agreement with the results reported by Xavier *et al.*  
194 (2016) and Ghorbani *et al.* (2006). In our study area, the ferns comprised *P. aquilinum* and *P.*  
195 *arachnoideum*, which have been shown to limit productive practices and biodiversity conservation  
196 actions because they prevent seed germination and seedling establishment and growth (Palomeque  
197 *et al.*, 2017; Douterlungne *et al.*, 2010; Suazo *et al.*, 2015; Cunha *et al.*, 2016). However, the  
198 seedling abundance and morpho-species richness in the soil from fern areas allowed us to consider  
199 that the ferns were acting in favor of the seed input and preventing seed predation in Golconda  
200 locality.

201 The lower seed germination in soil from the secondary forest could have resulted from a limited  
202 seed input of pioneer species that colonized in the early stages of secondary succession (Guevara  
203 *et al.*, 2005). In addition, since the soil was sampled in locations inside the forest, far away from  
204 the border, the lower density of individual recruitment may have been a result of higher rates of

205 seed predation (Suzán-Aspiri *et al.*, 2017). The results found in pastureland were in concordance  
206 with our expectations and other reported findings (Xavier *et al.*, 2016). The low germination, as  
207 well as the lower number of morpho-species, was evidence of the high competitive power of the  
208 pasture species, such as *U. decumbens*, limiting the vegetation establishment and SB formation.  
209 The low seed density in pasturelands has been associated with low seed rain and high seed and  
210 seedling predation (Esquivel *et al.*, 2008; García-Orth & Martínez-Ramos, 2008); the additional  
211 evidence of the clear differences in the seedling recruitment in the presence of exotic pastures (in  
212 the non-clearing treatment) reinforces the theory about pasture's invasive power. Although we did  
213 not focus on the mechanisms for this, there is agreement about the role of pastures as physical  
214 barriers that limit the seeds' incorporation into the soil; they also favor high seed and seedling  
215 predation, and they are strong competitors for soil nutrients, water, and/or light (Holl, 1999; Meli,  
216 2003; De Souza, 2014). These mechanisms may have governed the results found in the Golconda  
217 locality. In addition, although it has been reported that seed rain in pastures declines with distance  
218 to the remnant forest, our studied pastures were at 10–25 m from the remnant forest, thereby falling  
219 within the limit for seed dispersion reported in the literature (Martínez-Garza & González-  
220 Montagut, 1999; Cubiña & Aide, 2001). We can expect that the low seedling recruitment of the SB  
221 in the pasture was due to seed predation; however, we need more evidence to support this. Although  
222 our study has a limited power for elucidating the mechanisms controlling such patterns, our results  
223 are in line with those reported on the SB dynamics in tropical forests. Our results highlight that  
224 actions favoring natural regeneration in grassland areas will require the enrichment of the SB.

225 The experimental site with a single cutting of exotic vegetation showed that this was an effective  
226 treatment. The results indicated that, in the tropical rainforest of the NPSY, pasture and *P.*  
227 *aquilinum* control represents a useful strategy for the development of a plant community. We also  
228 showed the high potential for natural regeneration of the fern cover, despite its high invasive power

229 (Ghorbani *et al.*, 2006). Both the greater emergence of seedlings in sites where ferns and pasture  
230 were cut once and the seed germination and germination assays in soil from ferns demonstrated  
231 that fern areas represent an important contribution to the natural regeneration process in  
232 transformed forest. In the field, the creation of micro-sites is stimulating the seedling recruitment,  
233 and this can contribute to maintaining the diversity and richness of tropical species by increasing  
234 the establishment of seedlings and the density of young trees in accordance with the pattern  
235 reported in the literature (Raich & Khoon, 1990; Khurana & Singh, 2001). Finally, we considered  
236 that the low seedling emergence in the cleared tropical secondary forest was a consequence of a  
237 slow dynamics, associated with low light availability, and possibly, an inhibition effect by species  
238 present in the SB (Garwood, 1989; Chandrashekara, 2009).

239 In conclusion, ten years after the land was abandoned, we showed that the effect of the productive  
240 activities carried out in the Golconda locality continued to diminish the potential of the forest  
241 regeneration in favor of the presence of invasive species. In addition, we can affirm that it is  
242 necessary to implement different management actions to achieve forest restoration. In fern areas,  
243 although ferns are difficult to eradicate, it is possible to take advantage of the availability of  
244 propagules to implement active restoration actions. In the meantime, it is necessary to implement  
245 active restoration strategies, such as the planting of vegetation nuclei with species native to the  
246 area. With this study, we can suggest that the elimination of vegetation cover is a practice that can  
247 facilitate natural regeneration, especially for ferns, where there was a greater quantity of proposals  
248 and a greater diversity of species after clearing. Finally, there is an obvious need to carry out further  
249 work to ascertain the mechanisms governing the plant community's development in pasture and  
250 fern areas. The question is important in protected areas where there is the potential to reverse the  
251 effect of the historical damage to the native plant community.

252

253 **ACKNOWLEDGMENTS**

254 We would like to thank to the Serranía de los Yariguíes National Park team for the access to field  
255 sites and for their help in the field. The first author thanks Maestría en Conservación y Uso de  
256 Biodiversidad of Pontificia Universidad Javeriana for the academic and logistic support. This study  
257 was supported by Consejo Profesional de Biología grants.

258 **LITERATURE**

259 Bedoya J, Estévez J. Castaño G. 2010. Banco de semillas del suelo y su papel en la recuperación  
260 de los bosques tropicales. *Boletín científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*  
261 **14(2): 77-91**

262 Bernal J. 2011. Diagnóstico del sistema hidrológico en el Parque Nacional Natural Serranía de Los  
263 Yariguíes. Sistema de Parques Nacionales Naturales. Dirección Territorial Andes Nororientales.

264 Clemente A. Rego F. Correia O. 2007. Seed bank dynamics of two obligate seeders *Cistus*  
265 *monspeliensis* and *Rosmarinus officinalis* in relation to time since fire. *Plant Ecology* **190**: 175-  
266 188

267 Chazdon R. Guariguata M. 2016. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in  
268 the tropics: prospects and challenges. *Biotropica* **48(6): 716-730**

269 Chen H. Cao MY. Tang. 2013. Soil seed banks in plantations and tropical seasonal rainforest of  
270 Xishuangbanna South-west China. *Journal of tropical Forest Science* **25 (3): 375-386**

271 Cunha J. Martins S. Brandão I. Lopes W. 2016. Ecological restoration in area dominated by  
272 *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn in Caparaó National Park MG. *Revista Árvore* **41(1): e410104**

273 De Souza E. Scariot A. 2014. Direct seeding of dry forest tree species in abandoned pastures:  
274 effects of grass canopy and seed burial on germination. *The Ecological Society of Japan* **29**:  
275 473-482

276 De Souza M. Leal C. Bonilha I. Overbeck G. 2015. The seed bank of subtropical grasslands with  
277 contrasting land-use history in southern Brazil. *Acta Botanica Brasilica* **29**(4): 543-552.

278 Douterlungne D. Tacher S. Golicher D. Román F. 2010. Applying Indigenous Knowledge to the  
279 Restoration of Degraded Tropical Rain Forest Clearings Dominated by Bracken Fern.  
280 *Restoration Ecology* **18** (3): 322-329

281 Fisher J. Loneragan W. Dixon K. Veneklaas E. 2009. Soil seed bank compositional change  
282 constrains biodiversity in an invaded species – rich woodland. *Biological Conservation* **142**:  
283 256-269.

284 Fleischner T. 1994. Ecological costs of livestock grazing in Western North America. *Conservation*  
285 *Biology* **8**: 629-644.

286 Fourie S. 2008. Composition of the soil seed bank in alien-invaded grassy fynbos: Potential for  
287 recovery after clearing. *South African Journal of Botany* **74**: 445-453

288 Gibson LT. Ming L. Pin B. Brook T. Gardner J. Barlow C. Peres C. Bradshaw W. Laurance  
289 Lovejoy T. Sodhi N. 2011. Primary forest are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity.  
290 *Nature* **478**: 378-383.

291 Gallegos S. Hensen I. Saavedra F. Schleuning M. 2015. Bracken fern facilitates tree seedling  
292 recruitment in tropical fire-degraded habitats. *Forest Ecology and Management* **337**: 135-143.

293 González A. & Dezzeo N. 2011. Efecto del cambio de bosque a pastizal sobre las características  
294 de algunos suelos en los llanos occidentales de Venezuela. *Interciencia* **36**: 135-141.

295 Gurrutxaga & Lozano 2006. Efectos de la fragmentación de hábitats y pérdida de conectividad  
296 ecológica dentro de la dinámica territorial. *Polígonos. Revista de Geografía* **16**: 35-54

297 Holl K. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain seed  
298 germination microclimate and soil. *Biotropica* **31**(2): 229-242

299 Khurana E. & Singh J. 2001. Ecology of tree seed and seedlings: implications for tropical forest  
300 conservation and restoration. *Current Science* **80**(6): 748-757.

301 Line R. 2008. Germinable soil seed banks in abandoned grasslands in central and western Norway  
302 and their significance for restoration. *Applied Vegetation Science* **11**: 223-230

303 Marrs R. Le Duc M. Mitchell R. Goddard D. Peterson S. Pakeman R. 2000. The Ecology of  
304 Bracken: Its Role in Succession and Implications for Control. *Annals of Botany* **85**: 3-15

305 Martins M. Engel V. 2007. Soil seed banks in tropical forest fragments with different disturbance  
306 histories in southeastern Brazil. *Ecological Engineering* **31**: 165-174

307 Meli P. 2003. Restauración Ecológica de bosques tropicales. Veinte años de investigación  
308 académica. *Interciencia* **28**: 581-589

309 Morales M. Prado L. Alvarado V. Sánchez E. Díaz C. Gil P. Gil J. Bravo W. Carmona X. Camargo  
310 N. Manrique N. Medina W. Muñoz J. Hernández D. 2015. Diseños para la restauración  
311 ecológica de áreas afectadas por sistemas agropecuarios en el PNN Serranía de los Yarigués  
312 (16.8 ha). Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia.

313 Morrone O. Zuloaga F. 1992. Revisión de las especies sudamericanas nativas e introducidas de los  
314 géneros *Brachiaria* y *Urochloa* (Poaceae: Panicoideae: Paniceae). *Darwiniana* **31** (I-4): 43-109

315 Palomeque X. Günter S. Siddons D. Hildebrandt P. Stimm B. Aguirre N. Arias R. Weber M. 2017.  
316 Natural or assisted succession as approach of forest recovery on abandoned lands with different  
317 land use history in the Andes of Southern Ecuador. *New Forest* **48**: 643-662

318 Raich J. & Khoon G. 1990. Effects of canopy openings on tree seed germination in a Malasyan  
319 dipterocarp forest. *Journal of Tropical Ecology* **6**: 203-217

320 Roos K. Rödel H. Beck E. 2010. Short and long term effects of weed control on pastures infested  
321 with *Pteridium arachnoideum* and an attempt to regenerate abandoned pastures in South  
322 Ecuador. *Weed Research* **51**: 165-176

323 Rubio A. Racelis A. Vaughan T. Goolsby J. 2014. Riparian Soil Seed Banks and the Potential for  
324 Passive Restoration of Giant Reed Infested Areas in Webb County Texas. *Ecological*  
325 *Restoration* **32**: 4

326 Saatkamp A. Poschod P. Venable DL. 2014. The Functional Role of Soil Seed Banks in Natural  
327 Communities. In: *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities* 3rd Edition (ed.  
328 R.S. Gallagher)

329 Schneider L. Fernando DN. 2009. An Untidy Cover: Invasion of Bracken Fern in the Shifting  
330 Cultivation Systems of Southern Yucatán Mexico. *Biotropica* **42**:41-48

331 Suazo-Ortuño I. Lopez-Toledo L. Alvarado-Díaz J. Martinez-Ramos M. 2015. Dynamics Soil  
332 Type and Species Forming Mono-dominant Patches: the Case of *Pteridium aquilinum* in a  
333 Neotropical Rain Forest Region. *Biotropica* **7**: 18–26

334 Suzán-Azpiri H. Ponce-González O. Maldabarrera X. Cambrón-Sandoval V. Carrillo-Angeles I.  
335 2017. Edge effect on the population structure and the reproductive success of *Bursera* species.  
336 *Botanical Science* **95** (1): 9-22

337 Vargas O. 2011. Restauración ecológica: diversidad y conservación. *Acta Biológica Colombiana*  
338 **16**(2): 221-246

339 Zimmerman J. Pascarella J. Aide T. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture  
340 in Puerto Rico. *Restoration Ecology* **8**:350-360

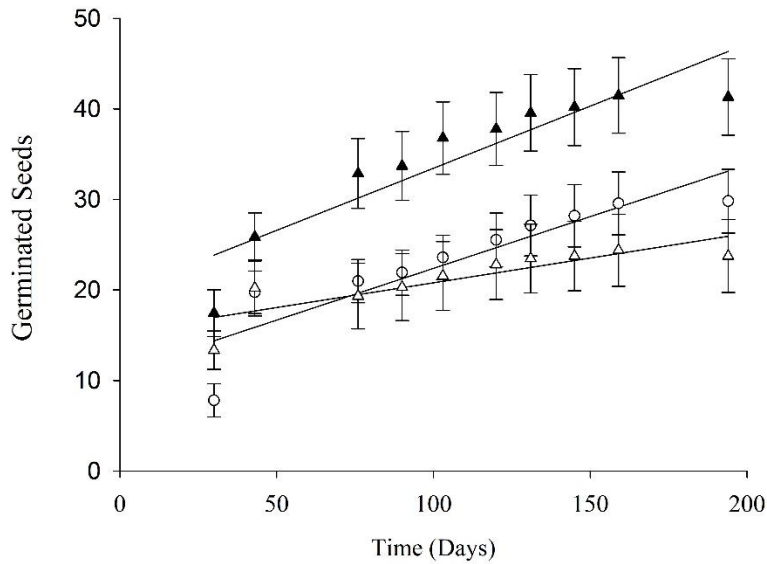
341

342 **Table 1.** Mean and standard error of physical and chemical values of soil in the study sites into  
 343 the natural Park Serrania de los Yariguíes, location Golconda. N = 27. \*\*P < 0.01, \*\*\*P < 0.001.  
 344 Different lowercase letters indicate means are significantly different (P < 0.05) among soil  
 345 covers.

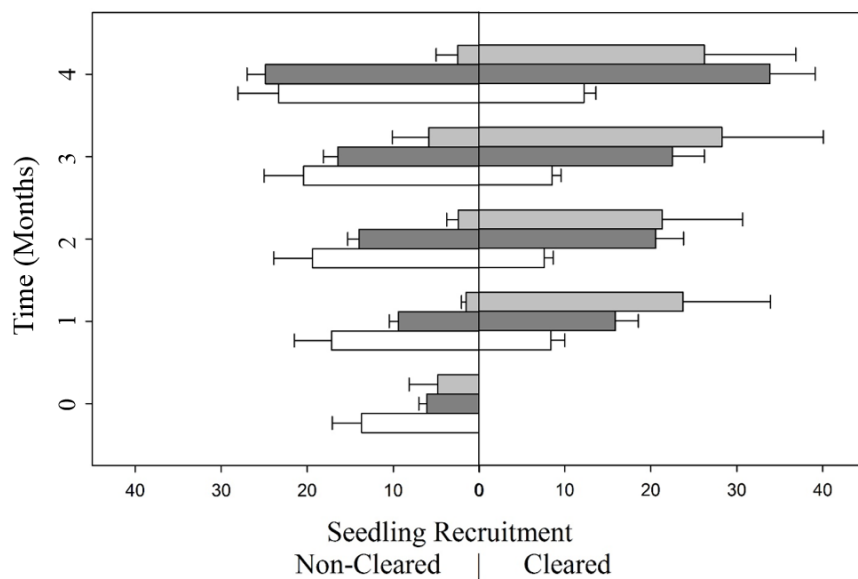
	<b>Fern Area</b>	<b>Pasture</b>	<b>Secondary Forest</b>	<b>F</b>
Nitrogen (mg/kg)	4200(552.7) <sup>b</sup>	5566(424.5) <sup>b</sup>	9255(1410.4) <sup>a</sup>	0.0074 **
Phosphorus (mg/kg)	6.07(1.53) <sup>b</sup>	3.09(0.44) <sup>b</sup>	12.55(1.94) <sup>a</sup>	4.41e-05***
pH	5.5 (0.2)	5.8 (0.03)	5.7 (0.03)	NS
Soil Compaction (g cm <sup>2</sup> )	31 (1.53) <sup>a</sup>	27.02 (1.53) <sup>b</sup>	28.65 (4.56) <sup>b</sup>	0.0079**
Soil Density (Mg m <sup>-3</sup> )	1.0(0.02) <sup>b</sup>	1.4(0.01) <sup>a</sup>	0.92(0.03) <sup>b</sup>	0.0001**
Soil Texture (%)				
Sand	36.0 (4.2) <sup>a</sup>	27.8(2.3) <sup>c</sup>	32.1(2.4) <sup>b</sup>	0.045*
Silt	12.6(3.1) <sup>b</sup>	17.0(1.7) <sup>a</sup>	14.5(1.9) <sup>b</sup>	0.024*
Clays	49.7(6.1) <sup>a</sup>	54.2(1.6) <sup>a</sup>	56.2(2.3) <sup>a</sup>	2.4 <sup>NS</sup>

346

347 **Figure 1.** Seed germination rates in soil from secondary forest (empty circle), fern (dark triangle)  
 348 and pastureland (empty triangle). Lines represent the lineal regression. n = 36



349  
 350  
 351 **Figure 2.** Mean and standard error of seedling recruited in un-cleared (left panel) and cleared  
 352 (right panel) in secondary forest (empty bar), fern (dark-gray bar) and pasture (soft-gray bar). n =  
 353 12.



354  
 355  
 356

## CONCLUSIONES GENERALES Y PERSPECTIVAS

La investigación en áreas tropicales degradadas ha estado enfocadas en la efectividad de métodos de restauración ecológica activa y en menor proporción se ha generado conocimiento sobre la regeneración natural como una opción viable para la recuperación de suelos intervenidos. Estudios llevados a cabo para determinar el efecto de las plantas invasoras sobre los bancos de semillas, se ha reportado menor riqueza y densidad de especies arbóreas en las áreas intervenidas, lo que puede ser efecto de la misma invasión y/o de factores ambientales propios del área degradada (Gioria *et al.*, 2014).

El conocimiento de los cambios ecológicos asociados a la regeneración natural, especialmente en áreas tropicales, provee la base para definir estrategias de restauración más costo efectivo y proyectos para el manejo de áreas intervenidas. En años recientes se ha identificado la necesidad de generar investigaciones que incorporen la regeneración natural como una alternativa para la restauración, que permitan mostrar su efectividad y pueda llegar a ser tenida en cuenta por parte de tomadores de decisiones.

Partiendo del conocimiento del uso intensivo que se ha dado al suelo, es importante promover prácticas de conservación y mecanismos de agricultura sostenible, vinculando usos del suelo que generen beneficios económicos para las comunidades locales, permitiendo además procesos de regeneración natural de los bosques en articulación con paisajes productivos. Estas prácticas pueden llegar a ser opciones para la conservación de la biodiversidad y la producción de funciones y servicios ecosistémicos que beneficien a la sociedad.

En la Localidad Golconda, dentro del Parque Natural Serranía de los Yariguíes, se evidenció la continuidad espacial entre las coberturas invasoras y el bosque secundario, por lo que es preciso

implementar acciones para controlar la expansión de los pastizales y helechales, y para la recuperación de la estructura del ecosistema, buscando la creación de corredores que permitan el movimiento de especies entre los fragmentos aislados y una recuperación gradual del bosque. Adicionalmente, fue posible determinar que la abundancia de semillas en el banco de semillas, evidenciado en los ensayos de germinación y en las parcelas de reclutamiento, y la variedad de morfo-especies registradas, evidencian que las áreas cubiertas por helechal presentan mayor potencial de regeneración natural que áreas de bosque secundario y pastizales.

La regeneración natural será posible si se favorecen acciones para detener el factor de perturbación, en este caso la presencia de helechos y pastos exóticos. Las áreas cubiertas de helecho serán favorecidas con la eliminación del componente aéreo, lo cual promoverá el reclutamiento de mayor diversidad de especies. El mayor reclutamiento favorecerá la composición y estructura de las áreas tratadas, además de contribuir al control de posteriores cohortes de helecho. En áreas cubiertas por pasto será necesario llevar a cabo enriquecimiento con especies nativas, para lograr la composición y estructura vegetal deseada.

Finalmente, es importante destacar que la falta de acciones para acelerar el proceso de regeneración natural y/o llevar a cabo restauración ecológica, llega a ser interpretado por las comunidades aledañas como una oportunidad para expandir sus áreas de pastoreo de forma ocasional. Se requieren acciones concretas que enfatizen en la necesidad de recuperar las áreas de bosque húmedo tropical perdido.

## **BIBLIOGRAFÍA**

- Adams, C., S. Rodríguez, M. Calmon & C. Kumar. 2016. Impacts of large-scale forest restoration on socioeconomic status and local livelihoods: what we know and do not know. *Biotropica* 48(6): 731-744.
- Barnes, A. & H. Chapman. 2014. Dispersal traits determine passive restoration trajectory of a Nigerian montane forest. *Acta Oecologica* 56: 32-40
- Bedoya, J., J. Estévez, G. Castaño. 2010. Banco de semillas del suelo y su papel en la recuperación de los bosques tropicales. *Boletín científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural.* 14(2): 77-91.
- Chazdon, R., Peres, C., Dent, D., Sheil, D., Lugo, A., Lamb, D., Stork, N. & M. Scott. 2009. The potential for species conservation in tropical secondary forests. *Conservation Biology* 23(6): 1406-1417.
- Chazdon, R., 2014. *Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation.* University of Chicago Press, Chicago, IL.
- Chazdon, R. & M. Guariguata. 2016. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica* 48(6): 716-730.
- Comita, L., J. Thompson, M. Uriarte, I. Jonckheere, C. Canham & J. Zimmerman. 2010. Interactive effects of land use history and natural disturbance on seedling dynamics in a subtropical forest. *Ecological Applications*, 20(5): 1270-1284.
- Crouzeilles, R., M. Curran, M. Ferreira, D. Lindenmayer, C. Grelle & J. Benayas. 2016. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature communications*. 7:11666 doi: 10.1038/ncomms11666

- Gibson, L., T. Ming, L. Pin, B. Brook, T. Gardner, J. Barlow, C. Peres, C. Bradshaw, W. Laurance, T. Lovejoy & N. Sodhi. 2011. Primary forest are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478: 378-383.
- Gilman, A., S. Letcher, R. Fincher, A. Perez, T. Madell, A. Finkelstein & F. Corrales-Araya. 2016. Recovery of floristic diversity and basal area in natural forest regeneration and planted plots in a Costa Rican wet forest. *Biotropica* 48(6): 798-808.
- González, A. & Dezzeo, N. 2011. Efecto del cambio de bosque a pastizal sobre las características de algunos suelos en los llanos occidentales de Venezuela. *Interciencia* 36: 135-141.
- Guariguata, M. & R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148: 185-206.
- Holl, K. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* 31(2): 229-242.
- Holl, K. & T. Aide. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*. Article in press.
- Hooper, E., P. Legendre & R. Condit. 2005. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *British Ecological Society, Journal of Applied Ecology*. 42: 1165-1174.
- Kalesnik, F., H. Sirolli & M. Collantes. 2013. Seed bank composition in a secondary forest in the Lower Delta of the Paraná River (Argentina). *Acta Botanica Brasilica* 27(1): 40-49.
- Lamb, D., P. Erskine & J. Parrotta. 2005. Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. *Science* 310: 1628-1632.
- Latawiec, A., R. Crouzeilles, P. Brancalion, R. Rodrigues, J. Sansevero, J. Silveira dos Santos, M. Mills, G. Nave & B. Strassburg. 2016. Natural regeneration and biodiversity: a global meta-analysis and implications for spatial planning. *Biotropica* 48(6): 844-855.

- McAlpine, C., C. Catterall, R. Mac Nally, D. Lindenmayer, J. Reid, K. Holl, A. Bennett, R. Runting, K. Wilson, R. Hobbs, L. Seabrook, S. Cunningham, A. Moilanen, M. Maron, L. Shoo, I. Lunt, P. Vesk, L. Rumpff, T. Martin, J. Thomson & H. Possingham. 2016. Integrating plant- and animal- based perspectives for more effective restoration of biodiversity. *Front Ecol Environ* 14(1): 37-45.
- Martínez, M., A. Pingarroni, J. Velázquez, L. Toledo-Chelala, I. Zermeño-Hernández & F. Bongers. 2016. Natural forest regeneration and ecological restoration in human-modified tropical landscapes. *Biotropica* 48(6): 745-757.
- Meli, P. 2003. Restauración Ecológica de bosques tropicales. Veinte años de investigación académica. *Interciencia*. 28: 581-589.
- Norden, N., Angarita, H., Bongers, F., Martínez-Ramos, M., de la Cerda, I., van Breugel, M., Lebrija, E., Meave, J., Vandermeer, J., Williamson, B., Finegan, B., Mesquita, R., R. Chazdon. 2015. Successional dynamics in Neotropical forests are as uncertain as they are predictable. *PNAS* 112(26): 8013-8018.
- Omeja, P., M. Lawes, A. Corriveau, K. Valenta, D. Sarkar, F. Pozzan & C. Chapman. 2016. Recovery of tree and mammal communities during large-scale forest regeneration in Kibale National Park, Uganda. *Biotropica* 48(6): 770-779.
- Pereira, L., C. Oliveira & J. Domingues. 2013. Woody Species Regeneration in Atlantic Forest Restoration Sites Depends on Surrounding Landscape. *Naturaleza & Conservação* 11(2): 138-144.
- Pickett, S. & P. White. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, INC, San Diego.
- Strassburg, B., F. Barros, R. Crouzeilles, A. Iribarrem, J. Silveira dos Santos, D. Silva, J. Sansevero, H. Alves-Pinto, R. Feltran-Barbieri, & and A. Latawiec. 2016. The role of

natural regeneration to ecosystem services provision and habitat availability: a case study in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 48(6): 890-899.

Society for Ecological Restoration (SER) International, Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. [www.ser.org](http://www.ser.org) y Tucson: Society for Ecological Restoration International.

Uriarte, M. & R. Chazdon. 2016. Incorporating natural regeneration in forest landscape restoration in tropical regions: synthesis and key research gaps. *Biotropica* 48(6): 915-924.

Vargas, O. 2011. Restauración ecológica: diversidad y conservación. *Acta Biológica Colombiana*. Vol. 16 No. 2: 221-246.

Vieira, D., A. Scariot, A. Sampaio & K. Holl. 2006. Tropical dry-forest regeneration from root suckers in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 22:353–357.

Xinghui Lu, Z. Runguo, Ding, Y. & J. Huang. 2016. Changes in biotic and abiotic drivers of seedling species composition during forest recovery following shifting cultivation on Hainan Island, China. *Biotropica* 48(6): 758-769.

Zermeño, I., M. Méndez, C. Siebe, J. Benítez & M. Martínez. 2015. Ecological disturbance regimes caused by agricultural land uses and their effects on tropical forest regeneration. *Applied Vegetation Science*. 18: 443-455.