



# 7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

**Gestión del monte: servicios  
ambientales y bioeconomía**

26 - 30 junio 2017 | Plasencia  
Cáceres, Extremadura

---

---

7CFE01-337

---

---

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales  
**Plasencia. Cáceres, Extremadura. 26-30 junio 2017**  
**ISBN 978-84-941695-2-6**

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

## Seguimiento de las repoblaciones realizadas en el marco del proyecto “Más Bosques para Medellín” al centro occidente de Colombia.

BECERRA MERCHAN, D.C.<sup>2</sup>, BRAVO, F.<sup>1</sup>, OSORIO VÉLEZ, L.F.<sup>2</sup> y ORDÓÑEZ, C.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Instituto Universitario de gestión sostenible. Fundación general de la Universidad de Valladolid.

<sup>2</sup>Universidad Nacional de Colombia – Sede Medellín. Facultad de ciencias agrarias. Departamento de ciencias forestales.

### Resumen

La deforestación y degradación de los suelos por la expansión de la frontera agrícola se ha convertido en una de las principales causas de pérdida de cobertura boscosa, servicios ecosistémicos y biodiversidad en el mundo. Para tratar de mitigar tales efectos negativos, se han planteado diversas alternativas de restauración ecológica para ayudar a restablecer los ecosistemas que han sido destruidos. El área rural del municipio de Medellín (Colombia), se ha caracterizado por un acelerado proceso de praderización y uso intensivo del suelo para ganadería, disminuyendo considerablemente los remanentes de bosque nativo en la ciudad. Para mitigar dichos efectos negativos, se implementa el proyecto “Más bosques para Medellín”, con el que se pretende mejorar las condiciones ambientales mediante la plantación de especies nativas típicas del Bosque húmedo premontano (Bh-PM) y bosque húmedo montano bajo (Bh-MB) y de alto valor ecológico para los ecosistemas objeto de estudio. Estos ensayos se evaluaron mediante el establecimiento de parcelas permanentes de forma circular de 707 m<sup>2</sup>, evaluando variables dendrométricas (diámetro a la base del cuello, diámetro a la altura del pecho y altura total) y de mortalidad general.

### Palabras clave

Restauración ecológica, plantación mixta, especies nativas, especies pioneras, secundarias y tolerantes

### 1. Introducción

La deforestación de ecosistemas debido a la expansión de la frontera agrícola es una de las principales causas de degradación de bosques en el mundo. Se estima que en los últimos 25 años se ha deforestado una superficie boscosa igual a la de India, destinando la mayor parte para sistemas de ganadería extensiva, en los cuales el sobrepastoreo degrada y compacta los suelos convirtiéndolos en terreno estériles (FAO, 2008). En Colombia, la tasa de deforestación para el periodo 2005-2010 fue de 238.000 ha/año, atribuidas principalmente a la conversión de bosques naturales hacia cobertura de pastos, indicando un proceso de praderización y degradación de suelos en el país (IAVH, 2011).

Si bien la explotación de los bosques naturales ha generado múltiples beneficios económicos a los seres humanos, estas alteraciones traen como consecuencia la degradación del medio ambiente (RUDAS, 2007). Debido a la tala de bosques, se liberan aproximadamente una cuarta parte de todas las emisiones de carbono por causas antrópicas, se disminuye la biodiversidad, se degradan los suelos y se contaminan las fuentes hídricas, entre otros factores que determinan la pérdida de servicios ecosistémicos que afectan directamente la vida y el sustento de la población (FAO, 2008).

En este sentido, la restauración ecológica se convierte en una opción viable que permite restablecer las funciones ecosistémicas de los terrenos degradados y mitigar los impactos negativos de la actividad humana sobre los bosques (SOBANSKI y MARQUES, 2014). La restauración ecológica

se define como “el proceso de ayudar al restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido” (KEENLEYSIDE et al, 2012), de tal manera que se logre recuperar las condiciones ecológicas del sitio antes del disturbio, en cuanto a su funcionalidad básica, estructura y composición de especies (HARTMAN y McCARTHY, 2004; PEÑA-BECERRIL et al, 2005). En este contexto, el conocimiento del ecosistema pre-disturbio o de referencia es fundamental para garantizar la recuperación de las dinámicas naturales del ecosistema degradado. (VARGAS, 2007).

La secretaria de medio ambiente del municipio de Medellín (Colombia), siguiendo los principios y alineamientos propuestos en el esquema de Mecanismos de Desarrollo Limpio (MDL) del protocolo de Kyoto, a partir del año 2012 implemento el proyecto “Mas Bósques para Medellín”, en áreas con cobertura de pastos nativos y mejorados como kikuyo (*Pennisetum clandestinum*) y brachiaria (*Brachiaria* sp.), con el objetivo de recuperar las funciones ecosistémicas de algunas zonas de recarga hídrica, mediante acciones como: la preservación de los remanentes de bosques, y el establecimiento de plantaciones mixtas como estrategia de restauración ecológica, para mitigar las emisiones de CO<sub>2</sub> del área urbana y aumentar la cobertura boscosa en el área rural.

Para monitorear el proyecto, se estableció una red de parcelas permanentes circulares de tamaño 707 m<sup>2</sup>, mediante un muestreo estratificado por clase altitudinal y tipo de arreglo, el seguimiento se realiza mediante la medición de variables dasométricas y calidad para plantaciones jóvenes. Algunos resultados iniciales presentan una alta mortalidad en las especies secundarias y tolerantes en los dos tipos de arreglos espaciales empleados en las plantaciones del proyecto.

## 2. Objetivos

Identificar especies de interés ecológico y comercial con mejor desarrollo y adaptabilidad en arreglos de plantaciones mixtas, implementadas para la restauración ecológica en áreas de recargas hídricas, localizadas en zonas rurales del municipio de Medellín, en el centro-occidente de Colombia.

## 3. Metodología

El establecimiento de las plantaciones mixtas para la restauración ecológica se realizó mediante la repoblación con especies nativas bajo dos tipos de arreglos, denominados RNA1 y RNA2 (Tabla 1). Estos arreglos se definen como la disposición espacial de las especies por grupo ecológico (pioneras, secundarias y tolerantes) en el sitio de la plantación. Con su implementación se pretende simular el patrón sucesional natural a partir de la teoría de sucesión ecológica.

Tabla 1. Modelos de regeneración natural asistida implementados en el proyecto “Más Bosques para Medellín”.

Tipo de arreglo	Distribución especies	Densidad
RNA1	Plantación intercalada de especies pioneras y secundarias, a una distancia de 4 metros entre líneas y 2 metros entre árboles. Las especies tolerantes se plantaron a una distancia de 5 metros entre las líneas de secundarias.	Pioneras : 625 pies/ha Secundarias: 625 pies/ha Tolerantes: 500 pies/ha Total: 1750 pies/ha
RNA2	Se plantaron especies intercaladas por grupo ecológico a una distancia de 2,4 metros entre líneas y 2,4 metros entre árboles.	Pioneras: 868 pies/ha Secundarias: 434 pies/ha Tolerantes: 434 pies/ha Total: 1736 pies/ha

El muestreo se realizó de forma estratificada por clase altitudinal (tabla 2) y tipo de arreglo, se establecieron 53 parcelas permanentes de forma circular, con un área de 707 m<sup>2</sup> y 15 m de radio,

distribuidas 18 en RNA 1 y 35 en RNA 2. En cada parcela se registró el estado general de la plantación, cobertura vegetal predominante (Pasto nativo, pasto mejorado, rastrojo bajo, rastrojo alto), pendiente, pedregosidad y erosión.

Tabla 2. Distribución por clase altitudinal.

Clase altitudinal	Límite inferior (msnm)	Límite superior (msnm)
1	1825	2050
2	2050	2275
3	2275	2500
4	2500	2725

Para estimar la cantidad de individuos presentes en el área de estudio se emplearon medidas de densidad como el número de árboles por hectárea (ecuación 1) y el área basimétrica individual (2) y por hectárea. El desarrollo del árbol individual se evaluó mediante la toma variables dendrométricas, i) diámetro en la base del cuello (DBC), ii) diámetro a la altura de pecho (DAP) y iii) altura total (Ht); y variables de calidad como daño mecánico, estado fitosanitario y supervivencia. Con base en estos datos se realizó un **análisis descriptivo** donde se incluyen la media, varianza, desviación estándar para cada una de las variables medidas, así como gráficas de las distribuciones diamétricas, alimétricas y crecimiento según el tipo de arreglo y la cota altitudinal. Se espera realizar una investigación para determinar los factores de sitio que influyen directamente en el crecimiento y supervivencia de los individuos, con base en los resultados obtenidos en esta primera fase del estudio.

La mortalidad se calculó como la tasa de individuos muertos en el periodo de tiempo 2013 a 2015, según la ecuación (2), donde  $N_1$  es el tamaño de la población inicial en  $t_1$ ,  $N_2$  es el tamaño de la población inicial en  $t_2$  y  $t$  es el tiempo transcurrido entre  $t_1$  y  $t_2$ . El crecimiento se halló como la diferencia entre las mediciones de diámetro y altura obtenidas en cada monitoreo (2013 y 2015), dividido el tiempo transcurrido entre mediciones.

Tabla 3. Ecuaciones empleadas en el estudio.

Variable calculada	Ecuación	Variables
Árboles por hectárea (n)	$n = (10000 * \bar{n})/p$ (3)	$\bar{n}$ : Número de árboles por parcela. P: Tamaño de la parcela (m <sup>2</sup> )
Área basimétrica (g <sub>i</sub> )	$g_i = (\pi * 40000)/di^2$ (2)	$di^2$ : Diámetro del árbol i
Área bisimétrica total (G)	$G = (\pi * 40000)/\sum_{i=1}^n di^2$ (2)	$di^2$ : Diámetro del árbol i
Mortalidad (m)	$m = ((N_1 - N_2)/N_1)/t$ (3)	$N_1$ : Tamaño de la población inicial en $t_1$ $N_2$ : Tamaño de la población inicial en $t_2$ t: Tiempo transcurrido entre $t_1$ y $t_2$

#### 4. Resultados

La densidad de la plantación es de 1.471 individuos por hectárea para el arreglo RNA1 y 1.135 para RNA2. Por grupo ecológico, se obtuvo una mayor densidad de especies pioneras para los dos tipos de arreglo, sin embargo, la densidad de tolerantes plantada es mayor en RNA1 que en RNA2.

La mortalidad media para toda la plantación es del 36%. Al comparar los dos tipos de arreglo, se puede observar que los ensayos bajo el modelo de RNA 1 tienen un mortalidad inferior (35%) con respecto a RNA 2 (37%). El análisis gráfico de mortalidad por cota altitudinal indican que la supervivencia de las especies aumenta según la clase altitudinal (Figura 1), lo que se puede sugerir

una mejor adaptación a mayor altura. Las especies que presentan menor mortalidad son *Myrsine coriácea*, *Citharexylum subflavescens*, *Psidium* sp. en el grupo de pioneras, en secundarias *Lafoensia speciosa* y en tolerantes *Cedrela montana* y *Retrophyllum rospigliosii*.

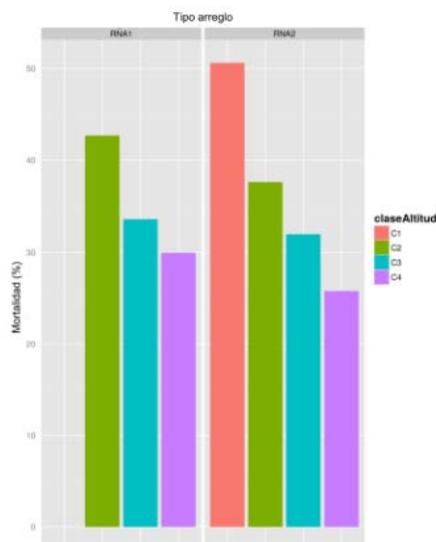


Figura 1. Representación gráfica de la mortalidad por cota altitudinal

La estructura diamétrica muestra que las especies pioneras tienen los mayores valores en los dos tipos de arreglo, en especial *Alnus acuminata* y *Montanoa cuadrangularis*. Se observó un menor desarrollo en los grupos de secundarias y tolerantes; para el primero se destaca el crecimiento de *Erythrina edulis*, *Dendropanax* sp., *Myrcia* sp. e *Inga* sp., y para el segundo *Juglans neotropica*, *Clusia* sp. y *Quercus humboldtii*.

Los mayores incrementos en diámetro entre los años 2013 y 2015 por grupo ecológico lo presentan las especies *Salix humboldtiana*, *Montanoa cuadrangularis* y *Alnus acuminata*. Para el grupo de secundarias *Lafoensia speciosa* y en tolerantes *Cedrella montana*, *Retrophyllum rospigliosii* y *Quercus humboldtii*.

Al igual que en la estructura diamétrica, las especies pioneras presentan valores superiores en los dos tipos de arreglo. Las especies con las mayores alturas son *Alnus acuminata*, *Smallanthus pyramidalis* y *Cecropia angustifolia*. En el grupo de las especies tolerantes se destacan *Lafoensia speciosa*, *Erythrina edulis* y *Myrcia* sp., y en el grupo de tolerantes, *Quercus humboldtii* y *Juglans neotropica*.

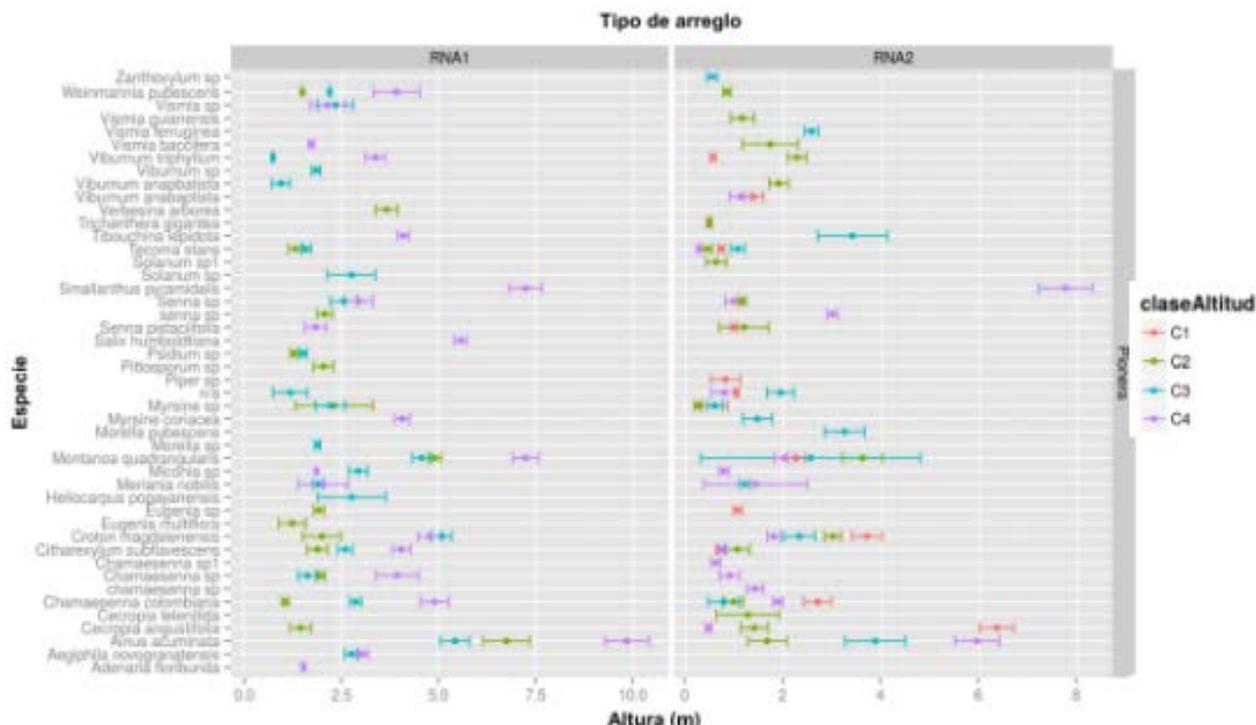


Figura 3. Representación gráfica de la altura por cota altitudinal y arreglo.

El área basal se calculó a partir del diámetro a la base del cuello (DBC). Los resultados muestran un área basal de 10,64 m<sup>2</sup>/ha para RNA 1 y 3,38 m<sup>2</sup> para RNA 2, estos valores pueden ser debidos a una menor mortalidad en RNA 1 pero también a que la edad de las plantaciones es mayor. Los individuos presentan una mayor área basal en las cotas altitudinales más altas (tabla 3).

Tabla 4. Área basimétrica (m<sup>2</sup>/ha) por tipo de arreglo (RNA 1, RNA2) y clase altitudinal

Clase altitudinal (m)	Área basimétrica (m <sup>2</sup> /ha)	
	RNA 1	RNA2
C1 (2050-2275)	-	0,68
C2 (2275-2500)	2,84	0,92
C3 (2275-2500)	2,31	0,5
C4 (2500-2725)	5,49	1,28
Total	10,64	3,38

Los resultados de las variables de calidad indican que el estado general de la plantación es bueno en los dos tipos de arreglo y por clase altitudinal, con un porcentaje de 10% a 20% de individuos con mal estado fitosanitario, e inferior al 10% con daño mecánico.

Los resultados de las variables de calidad indican que el estado general de la plantación es bueno en los dos tipos de arreglo y por clase altitudinal, con un porcentaje de 10% a 20% de individuos con mal estado fitosanitario, e inferior al 10% con daño mecánico.

### 5. Discusión

Plantear modelos de restauración que involucren especies pioneras, tolerantes y tardías, además de aumentar la biodiversidad, puede acelerar la recuperación de algunas propiedades de los

suelos, y las especies pioneras pueden brindar condiciones de sombra que favorezcan a las especies tardías (GÜNTER et al, 2009).

Los resultados muestran que las especies pioneras tienen mayores tasas de crecimiento, diámetros y alturas, debido a que estas son más eficientes en el uso de recursos comparadas con las especies tardías (SOBANSKI y MARQUES, 2014), y presentan un mejor desempeño en comparación con las de crecimiento lento en el primer año de establecimiento (GÜNTER et al, 2009). La inclusión de especies forestales secundarias y tardías pueden acelerar los procesos de regeneración natural y reclutamiento al mejorar las condiciones edáficas y de microclima del sitio, y proveen hábitat para especies dispersoras de semillas (CARNEVALE y MONTAGNINI, 2002; GRISCOM y ASHTON, 2011).

La mortalidad de la plantación se puede considerar dentro de los rangos reportados en ensayos de restauración en bosques altoandinos de Colombia, alcanzando un 52% en áreas con pasturas mejoradas como cobertura vegetal (VARGAS, 2007). Estos pastos son conocidos por su eficiencia a la hora de aprovechar los recursos, gracias una serie de características fisiológicas como alta tasa de dispersión y crecimiento, alta productividad y mecanismos de reproducción vegetativos y sexuales (GORGONE et al, 2008). Esto representa una ventaja competitiva frente a las especies leñosas, que al ser plantadas en sitios dominados por pasturas, disminuyen su tasa de crecimiento y aumenta la mortalidad (BROOKS et al, 2010; CABIN et al, 2002; GÜNTER et al, 2009; SOBANSKI y MARQUES, 2014; THAXTON et al, 2012).

Otro factor que afecta la supervivencia de especies leñosas son los efectos alelopáticos que tienen ciertos compuestos químicos de los pastos sobre los árboles, los cuales pueden ocurrir en distintas etapas de desarrollo de la planta. Se ha comprobado que *Brachiaria decumbens* y *Urochloa* cf. *humidicola* afectan negativamente el porcentaje de germinación de especies tropicales. (GORGONE et al, 2008; GÜNTER et al, 2009).

En comparación con las pasturas introducidas, las especies nativas brindan un ambiente más favorable para el establecimiento de árboles en suelos degradados por ganadería. ORTEGA-PIECK et al (2011) encontraron que la supervivencia de árboles plantados en un sitio dominado por el pasto nativo fue mayor (92%), comparada con los resultados obtenidos en pasto introducido de la especie *Cynodon plectostachyus* (48%).

Se puede inferir entonces que la mejor alternativa para asegurar un crecimiento óptimo y bajas tasas de mortalidad del componente forestal sería eliminar la fuente de disturbio, en este caso, los pastos. Sin embargo, realizar labores de desbroce en el terreno implica que todas las especies arbóreas, incluidas las tardías, estarán expuestas a la radiación directa, produciendo un efecto negativo en su desempeño (GÜNTER et al, 2009; THAXTON et al, 2012). Identificar el tipo de manejo según la cobertura vegetal existente y las especies por grupo ecológico que mejor se adapten a las condiciones de los suelos pueden garantizar una tasa de supervivencia y crecimiento aceptables y que puedan acelerar el proceso de recuperación de ecosistemas degradados a causa de la ganadería intensiva.

## 6. Conclusiones

Los ensayos de restauración ecológica representan una alternativa viable para recuperar los servicios ecosistémicos en ecosistemas degradados principalmente en aquellos en donde la sucesión natural es interrumpida por limitantes como la existencia de pasturas mejoradas que inhiben el crecimiento de especies nativas por la ausencia de bancos de semillas.

Mediante el proyecto “Más bosques para Medellín” se han plantado más de 93 especies nativas de alto valor ecológico en la zona de estudio, principalmente en áreas con pasturas como cobertura vegetal predominante, aumentando la diversidad florística en los predios objeto de estudio.

El análisis de los resultados indica que las especies pioneras tienen mayores tasas de crecimiento y área basal, debido a que son más eficientes para utilizar los recursos disponibles. En el ensayo, se destacan las especies *Alnus acuminata* y *Montanoa cuadrangularis* como las de mayor crecimiento en diámetro y en altura.

La mortalidad general para los dos tipos de arreglo es del 36%, siendo mayor en RNA 2 (37%) con respecto a RNA 1(35%). Esto es consistente con otros ensayos realizados en la región altoandina de Colombia, en donde se han encontrado valores cercanos al 35% en ensayos de restauración. Se evidencia también que la supervivencia aumenta con respecto a la cota altitudinal en la cual fueron plantados los individuos, siendo superior en el rango más alto (2500 msnm - 2725 msnm).

El área basal es mayor para el arreglo RNA 1, lo que se puede explicar por la edad de las plantaciones y mayor mortalidad en RNA 2. Al igual que en la mortalidad, el área basal es superior en los individuos plantados en las cotas altitudinales superiores.

## 7. Agradecimientos

Agradecemos al ingeniero Álvaro Adolfo Guzmán Cuervo de la secretaría de medio ambiente de Medellín y al Doctor Jaime Enrique Ceballos Ruiz, a los ingenieros Piedad Yáñez y José Fernando Gómez Sierra de la reforestadora integral de Antioquia (RIA), y a los ingenieros residentes del proyecto Juan Carlos Guingue y Jorge Armando Muñoz.

## 8. Bibliografía

BROOKS, K.; SETTERFIELD, S.; DOUGLAS, M.; 2010. Exotic grass invasions: Applying a conceptual framework to the dynamics of degradation and restoration in Australia's tropical savannas. *Restoration Ecology* 188-197.

CABIN, R.; WELLER, S.; LORENCE, D.; CORDELL, S.; HADWAY, L.; MONTGOMERY, R.; GOO, D; URAKAMI, A.; 2002. Effects of light, alien grass, and native species additions on Hawaiian dry forest restoration. *Ecological Applications* 1595-1610.

CARNEVALE, N.; MONTAGNINI, F.; 2002. Facilitating regeneration of secondary forest with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *Forest ecology and management* 217-227.

ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA ALIMENTACIÓN Y LA AGRICULTURA FAO; 2008. Políticas pecuarias. Ganadería y deforestación. Subdirección de información ganadera y de análisis y políticas del sector. Dirección de producción y sanidad animal. 1-6. Roma, Italia.

GRISCOM, H.; ASHTON, M.; 2011. Restoration of dry tropical forests in Central America: A review of pattern and proces. *Forest ecology and management*. 1564-1579.

GÜNTER, S.; GONZALEZ, P.; ÁLVAREZ, G.; AGUIRRE, N.; PALOMEQUE, X.; HAUBRICH, F.; WEBER, M. 2009. Determinants for successful reforestation of abandoned pastures in the Andes: Soil conditions and vegetation cover. *Forest Ecology and Management*: 81-91.

IAVH; IDEAM; IAP; INVEMAR; SINCHI; 2011. Informe del Estado del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables 2010. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM. 116. Bogotá D.C.

RUDAS, G.; MARCELO, D; AMENTERAS, D; RODRÍGUEZ, N; MORALES, M; DELGADO, L.C; SARMIENTO A.; 2007. Biodiversidad y actividad humana: relaciones en ecosistemas de bosque subandino en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. 128. Bogotá D.C.

SOBANSKI, N.; MARQUES, M.; 2014. Effects of soil characteristics and exotic grass cover on the forest restoration of the Atlantic Forest región. *Journal of natural conservation*. 217-222.

KEENLEYSIDE, K.A.; DUDLEY, N.; CAIRNS, S.; Hall, C; Stolton, S; 2012. Ecological Restoration for Protected Areas. Principles, Guidelines and Best Practices. IUCN. 122. Gland, Suiza.

HARTMAN, K; MCCARTY, B; 2004. Restoration of a forest understory after the removal of an invasive shrub, Amur honeysuckle *Lonicera maackii*. *Restoration ecology*. 154-165.

ORTEGA-PIECK, A.; LÓPEZ-BARRERA, F; RAMÍREZ-MARCIAL, N.; GARCÍA-FRANCO, J.; 2011. Early seedling establishment of two tropical montane cloud forest tree species: The role of native and exotic grasses. *Forest Ecology and Management*. 1336-1343.

PEÑA-BECERRIL, J.; MONTOYA-ATA, A.; ÁLVAREZ-SÁNCHEZ, F; OROZCO-ALMANZA, M.; 2005. Uso del efecto de borde de la vegetación para la Restauración ecológica del bosque tropical. *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*. 91-98.

THAXTON, J.; CORDEL, S; CABIN, R.; SANDQUIST, D.; 2012. Non-native grass removal and shade increase soil moisture and seedling performance during hawaiian dry forest restoration. *Restoration ecology*. 475-482.

VARGAS, O; 2007- Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Grupo de restauración ecológica. Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia. 189. Bogotá.