



Biota Colombiana

ISSN: 0124-5376

biotacol@humboldt.org.co

Instituto de Investigación de Recursos
Biológicos "Alexander von Humboldt"
Colombia

Díaz-Páez, Mónica; Polanía, Jaime

Experiencia piloto de nucleación con especies nativas para restaurar una zona degradada
por ganadería en el norte de Antioquia, Colombia

Biota Colombiana, vol. 18, núm. 1, junio, 2017, pp. 60-69

Instituto de Investigación de Recursos Biológicos "Alexander von Humboldt"
Bogotá, Colombia

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=49151841004>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal

Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

Experiencia piloto de nucleación con especies nativas para restaurar una zona degradada por ganadería en el norte de Antioquia, Colombia

A pilot nucleation experiment with native species to restore an area degraded by livestock in the north of Antioquia, Colombia

Mónica Díaz-Páez y Jaime Polanía

Resumen

Se estableció un experimento de restauración ecológica en un paisaje degradado por ganadería en San Félix (Bello, Antioquia). Se estudiaron estacas y plántulas de *Clusia multiflora*, *Hedyosmum* sp., *Meriania nobilis*, *Piper* sp., *Saurauia* sp., *Tibouchina lepidota*, *Tournefortia* sp., *Weinmannia* sp., por disponibilidad e importancia en la zona. Después de 13 semanas la mortalidad de las estacas fue completa y fue del 50 % para las plántulas. Para mejorar la adaptación de las especies e incluir varias nuevas, en una segunda fase del experimento se rescataron plántulas de 1 m de altura y se aclimataron durante tres meses en un vivero. También se aplicaron cristales de *Aloe vera* a las nuevas estacas para facilitar su enraizamiento. Las plántulas establecidas (95 %) correspondieron a: *Billia rosea*, *Bocconia frutescens*, *Fuchsia* sp., *Hedyosmum* sp., *Inga* sp., *Myrsine coriacea*, *Saurauia* sp., *Schefflera* sp. y *Siparuna* sp. Las estacas supervivientes (33 %) fueron: *Brugmansia arborea*, *Brunellia* sp., y *Saurauia* sp. En general, las plántulas rescatadas mostraron un alto potencial de establecimiento y bien pueden promover procesos de restauración.

Palabras clave. Andes occidentales. Estacas. Rescate de plántulas. Restauración ecológica.

Abstract

An experiment of ecological restoration was established in a landscape degraded by livestock. We studied cuttings and seedlings of *Clusia multiflora*, *Hedyosmum* sp., *Meriania nobilis*, *Piper* sp., *Saurauia* sp., *Tibouchina lepidota*, *Tournefortia* sp., and *Weinmannia* sp., based on the availability and importance of these species in the area. After 13 weeks the mortality of the cuttings was total, and for the seedlings it was of 50 %. To improve the adaptation of the species and to include several new ones, in the second phase of the experiment we rescued new 1m tall seedlings, and acclimated them in a nursery for three months. We also applied *Aloe vera* crystals to the new cuttings to facilitate their rooting. In this second phase, seedlings (95 %) of the species became established: *Billia rosea*, *Bocconia frutescens*, *Fuchsia* sp., *Hedyosmum* sp., *Inga* sp., *Myrsine coriacea*, *Saurauia* sp., *Schefflera* sp., *Siparuna* sp. The surviving cuttings (33 %) were the following: *Brugmansia arborea*, *Brunellia* sp., and *Saurauia* sp. In general, rescued seedlings showed high potential for establishment, and may well promote restoration processes.

Key words. Cuttings. Ecological restoration. Rescue of seedlings. Western Andes.

Introducción

El uso intensivo de la tierra y la sustitución de la cubierta natural por plantas exóticas pueden contribuir a la extinción de las especies nativas, que integran una compleja red de interacciones ecológicas (Santos *et al.* 2015). En suelos degradados, la plantación de especies pioneras puede ser una opción apropiada para aumentar la cobertura del dosel y disminuir los pastos exóticos. La recuperación de la estructura vegetal cambia las condiciones en el sitio deforestado y facilita la colonización de plantas y animales (Ruiz-Jaén y Aide 2005). Las especies pioneras son, a menudo, resistentes a condiciones de tensión propias de áreas degradadas, con sistemas de raíces largas, que pueden mejorar las características físicas y químicas del suelo para la sucesión secundaria, en tanto aumentan las tasas de supervivencia de especies propias de estados sucesionales ulteriores (Ma *et al.* 2014).

La nucleación con plantas leñosas en paisajes alterados para restaurar la cubierta vegetal (Corbin y Holl 2012) aprovecha las condiciones microclimáticas (i.e. luz, temperatura y humedad). Estas plantas ayudan a establecer otras que no sobrevivirían en áreas abiertas o invadidas por exóticas. Corbin y Holl (2012) han encontrado mayor abundancia, sobrevivencia y riqueza de semillas y plántulas dentro de núcleos, comparados con áreas desnudas. Rey-Benayas *et al.* (2008), Reis *et al.* (2010) y Corbin y Holl (2012), entre otros, sugieren que los núcleos de árboles aportan mayor heterogeneidad al hábitat en pequeña escala, así como una composición más diversa que otros procesos convencionales de restauración. Además, tienen el potencial de acelerar el restablecimiento de procesos ecológicos, como los ciclos de nutrientes y el secuestro de carbono.

La propagación vegetativa puede acelerar el proceso de sucesión (Reis *et al.* 2010), mientras Zahawi *et al.* (2009) ha descrito la eficiencia del uso de estacas de árboles y arbustos en los trópicos como herramienta prometedora de restauración. Las ventajas de la propagación vegetativa con respecto a la reproducción

por semillas radican en la posibilidad de obtener un gran número de ejemplares de tallas mayores en un menor tiempo (Sen y Rajput 2002, Ceccon, 2013), lo que resulta en un ahorro económico y laboral, pues no depende de la disponibilidad de semillas y prescinde de fases iniciales de germinación (Zahawi y Holl 2009). Estas estacas funcionan, además, como perchas y aceleran la regeneración. El enraizamiento se puede obtener de madera dura, de aquellas ramas de uno o más años de edad; las maduras corresponden a zonas basales y su prendimiento es mayor (Rojas *et al.* 2004). Para asegurar el enraizamiento se pueden usar sustancias que estimulen el proceso y favorezcan la formación de raíces adventicias, tales como *Aloe vera* (L.) Burm. f., con la cual se han obtenido porcentajes de enraizamiento satisfactorios en especies leñosas, similares a aquellos generados por inductores químicos (Giraldo *et al.* 2009).

Otra técnica que puede acelerar la recuperación de zonas degradadas, pues prescinde de la germinación, es el rescate de plántulas, que también genera material vegetal de forma rápida. Así, el banco de plántulas sirve como vivero natural para aumentar la cobertura vegetal en programas de restauración ecológica (Vargas y Lozano 2008).

La región andina de Colombia ha sido el soporte del desarrollo económico y cultural del país (Alvear *et al.* 2010), lo que ha derivado en deforestación por ampliación de la frontera pecuaria y agrícola (Orrego 2009). El corregimiento de San Félix (Bello, Antioquia) ha visto reducida su cobertura natural debido a la expansión de la actividad ganadera.

En este contexto, los objetivos de este estudio fueron evaluar: (i) la eficiencia del rescate de plántulas de especies nativas para uso en la restauración; (ii) la capacidad de especies arbóreas para establecerse a partir de estacas y comparar su crecimiento y desarrollo; y (iii) la eficiencia de disponer las anteriores en núcleos para recuperar un terreno sometido a actividad ganadera durante varias décadas.

Material y métodos

Sitio de estudio

El estudio se llevó a cabo en el corregimiento San Félix, municipio de Bello (Figura 1), perteneciente al Altiplano de Ovejas, costado occidental de la Serranía de las Baldías (06°21'03,09"N; 75°36'57,05"W). El área (1 ha) se encuentra a 2.500 m s.n.m., con una temperatura media anual de 15°C y precipitación anual de 1756 mm, en un bosque húmedo montano *sensu* Holdridge (Espinal 2012). El terreno fue usado durante más de cinco décadas para ganadería extensiva.

Siembra directa de plántulas y estacas

A pesar de la intensa transformación del paisaje debida a la ganadería en San Félix, persisten algunos parches de bosque, conformados principalmente por *Clusia multiflora* Kunth, *Hedyosmum* sp., *Meriania nobilis* Triana, *Piper* sp., *Saurauia* sp., *Tibouchina lepidota* (Bonpl.) Baill, *Tournefortia* sp., *Weinmannia* sp. De dichas especies se colectaron estacas con alturas >1 m para facilitar su establecimiento y sobrepasar la altura de la especie invasora *Pennisetum clandestinum* Hochst. ex Chiov (empleada durante >

50 años para ganadería). Se siguió la metodología propuesta por Rojas *et al.* (2004), así: se colectaron -en la mañana, para evitar la pérdida de agua- 50 estacas con un promedio de 1,5 m de longitud y diámetros de 2-3,5 cm. Se eligieron de ramas que presentaban crecimiento vertical con al menos dos nudos. Posteriormente se podaron las hojas y ramas y se introdujeron en agua. Al mismo tiempo, de un remanente de bosque vecino se recolectaron plántulas sanas de las mismas especies de 20-40 cm de altura, sin afectar su sistema radicular, y sus hojas se cortaron a la mitad para evitar su deshidratación. Posteriormente fueron plantadas en 10 núcleos siguiendo a Anderson (1953), dispuestos en forma de X; cuatro plántulas y cinco estacas de especies diferentes: una central y cuatro en las esquinas, separadas 1 m entre sí. En cada eje se sembraron las plántulas (dos por eje). La profundidad de siembra de las estacas fue 20-40 cm. Posteriormente fue regado todo el terreno y se cubrió con polisombra al 33 % en cada uno de los núcleos. Se monitoreó la supervivencia y vigor cada 20 días de julio a octubre de 2015.

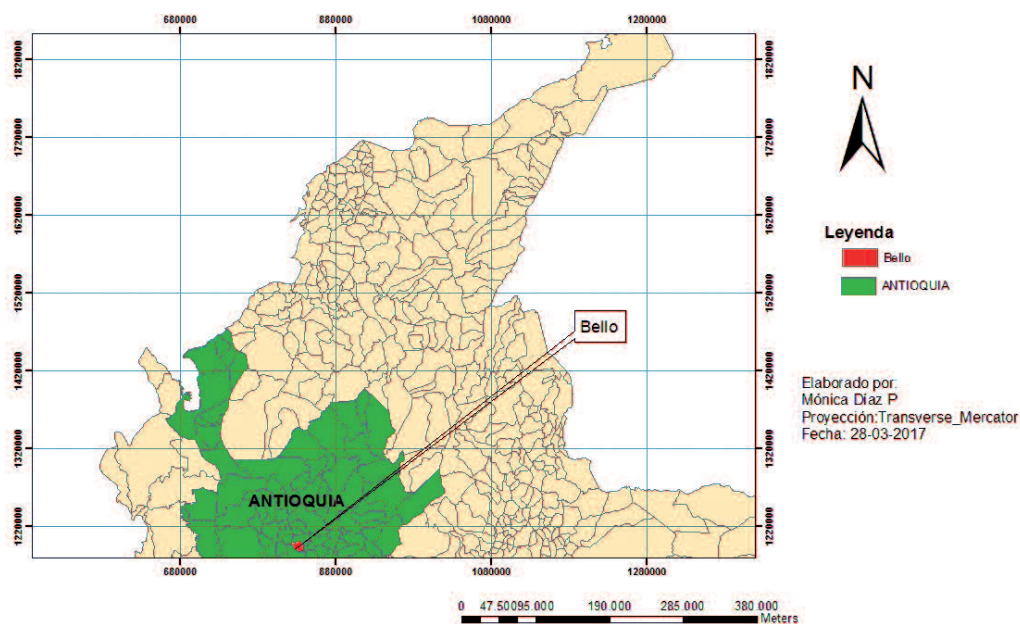


Figura 1. Ubicación zona de estudio. Corregimiento de San Félix, Bello (Antioquia).

Segunda fase: estacas y plántulas con pre-tratamiento

La aclimatación se realizó en un vivero con polisombra al 66 % durante tres meses, donde se establecieron individuos de importancia regional y ecológica (Anexo 1) colectados en el bosque de referencia. Se cortaron estacas de 1,5 m de longitud en promedio de árboles con buenas condiciones fitosanitarias de *Brugmansia arborea* (L.), *Brunellia* sp., *M. nobilis* Triana, *Saurauia* sp., *T. lepidota* (Bonpl.) Baill y *Weinmannia* sp. Así mismo, se rescataron individuos del banco de plántulas con un promedio de altura de 1 m de *Billia rosea* (Planch & Linden) C. Ulloa & P., *Bocconia frutescens* L., *C. multiflora* Kunth., *Fuchsia* sp., *Hedyosmum* sp., *Inga* sp., *M. nobilis*, *Myrsine coriacea* (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult., *Saurauia* sp., *Schefflera* sp., *Siparuna* sp., *Weinmannia* sp. Se podaron las hojas y se sumergieron las estacas durante diez minutos en cristales de *A. vera* para estimular el enraizamiento. Posteriormente se plantaron en bolsas y se cubrieron con tierra de 20-30 cm de la estaca durante tres meses. Se realizó riego a necesidad durante el tiempo en el vivero.

Se monitorearon la mortalidad y el vigor de plántulas y estacas *sensu* Quevedo (1993), donde se asignó 1 a individuos con abundante follaje, color verde intenso en las hojas, apariencia saludable del plantón; 2 a aquellos con follaje medio, color verde intenso y con presencia de color verde pálido, apariencia saludable del plantón; y 3 para poco follaje, color predominante verde amarillento y apariencia débil del plantón.

Repoblación de núcleos de vegetación

Después de tres meses de establecido el vivero, los individuos fueron transplantados a los núcleos de vegetación con ejemplares de *B. frutescens*, *C. multiflora*, *Fuchsia* sp., *Hedyosmum* sp., *Inga* sp., *M. nobilis*, *M. coriacea*, *Saurauia* sp., *Schefflera* sp., *Siparuna* sp. y *Weinmannia* sp. Se establecieron núcleos bajo tres arreglos: tres núcleos con estacas, tres con plántulas y tres de combinación de estacas y plántulas y un núcleo de control, en el cual se le realizó una limpia, pero sin individuos plantados.

Cada núcleo, cubierto con polisombra al 33 %, contó con ocho individuos de especies diferentes.

De octubre de 2015 a marzo de 2016 se realizaron mediciones de diámetro de la base y altura. La altura se midió (cm) desde la base del tallo hasta la yema apical. El diámetro se midió (mm) en la base del tallo. A partir de estos datos se calculó el Índice de Esbeltez (Toral 1997) mediante el cociente de la altura y el diámetro del tallo, la cual relaciona la resistencia de la planta con la capacidad fotosintética; valores 5-10 indican mejor calidad de la planta.

Resultados

Núcleos sin pre-tratamiento con *A. vera* en estacas

Después de 20 días de establecidos los núcleos, la mortalidad de las estacas de *Hedyosmum* sp., *Piper* sp. y *Tournefortia* sp. fue total. *Clusia multiflora* tuvo una sobrevivencia del 50 %. Luego de 13 semanas de establecidos los núcleos presentaron en plántulas la menor sobrevivencia en *Piper* sp. (40 %), con 50 % para *Saurauia* sp. y *M. nobilis*; mientras fue completa para estacas de *C. multiflora* (Figura 2).

Vivero

Luego de 60 días en el vivero, la sobrevivencia de las estacas de *B. arborea* fue completa, y cuya cantidad de rebrotes fue la mayor (i.e. rebrote de hojas -en promedio de tres por estaca-). Para *T. lepidota*,

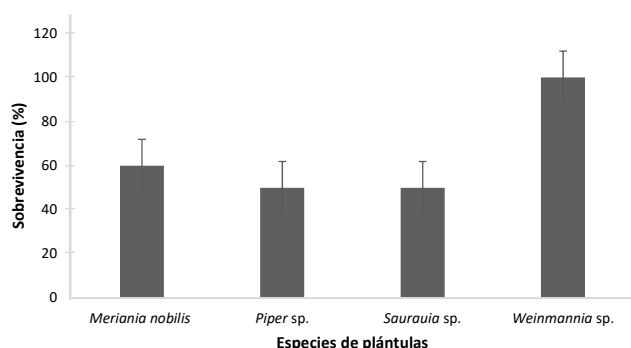


Figura 2. Supervivencia promedio de plántulas de *M. nobilis*, *Piper* sp., *Saurauia* sp. y *Weinmannia* sp. sin aclimatación (%) después de 13 semanas en núcleos de vegetación en el corregimiento de San Félix (Bello, Antioquia) en 2015-2016. $\sigma = 21$, $\bar{x} = 65$.

Saurauia sp. y *C. multiflora* la supervivencia fue del 33%. Para *Brunellia* sp., *M. nobilis* y *Weinmannia* sp. la mortalidad fue total. Las plántulas de *B. frutescens* presentaron mortalidad de 30 %.

Núcleos replantados

Luego de 20 días de repoblación de núcleos la sobrevivencia fue del 95 % para plántulas de *B. frutescens*, *C. multiflora*, *Fuchsia* sp., *Hedyosmum* sp., *Inga* sp., *M. nobilis*, *M. coriacea*, *Saurauia* sp., *Schefflera* sp., *Siparuna* sp. y *Weinmannia* sp. El 67 % de estacas de *B. arborea* sobrevivió, así como un individuo de *T. lepidota*; 54 % de estacas de *B. arborea* presentó en promedio cinco rebrotes, con 10-20 cm de longitud.

Para 53 % de plántulas la categoría de vigor fue 1, con abundante follaje, color verde intenso y aspecto saludable. La categoría 2 correspondió a 30 % de individuos. Se conservaron vigorosas después de establecer los núcleos *Saurauia* sp. y *Hedyosmum* sp. (Figura 3).

El Índice de Esbeltez relaciona la resistencia de la planta con su capacidad fotosintética (Toral 1997) y valores bajos corresponden a aquellas más robustas y con menos probabilidad de daño físico por la acción del viento, sequía o heladas (Gil y Pardos 1997). En este estudio *M. nobilis* y *Schefflera* sp. presentaron los valores más altos (6,5 y 6,2 respectivamente) con 4,3 de promedio para el resto de especies (Figura 4).

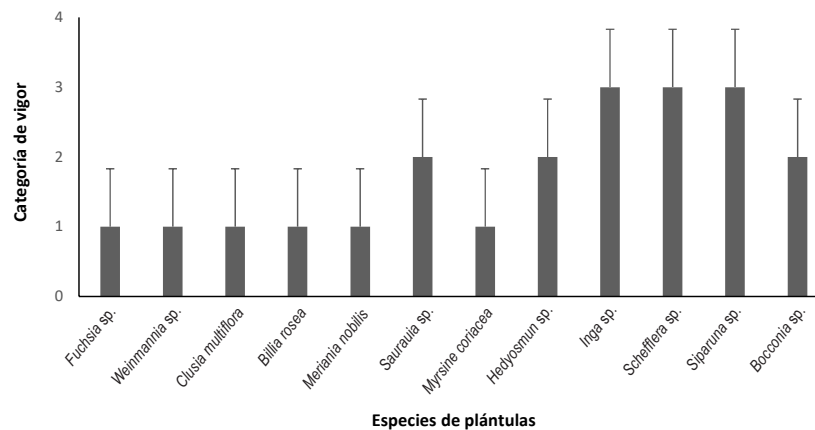


Figura 3. Valor promedio categorías de vigor (Quevedo 1993) de plántulas dispuestas en núcleos de vegetación después de 20 semanas de establecidas en el corregimiento de San Félix (Bello, Antioquia) en 2015-2016. $\sigma = 0,8$; $\bar{x} = 1,8$.

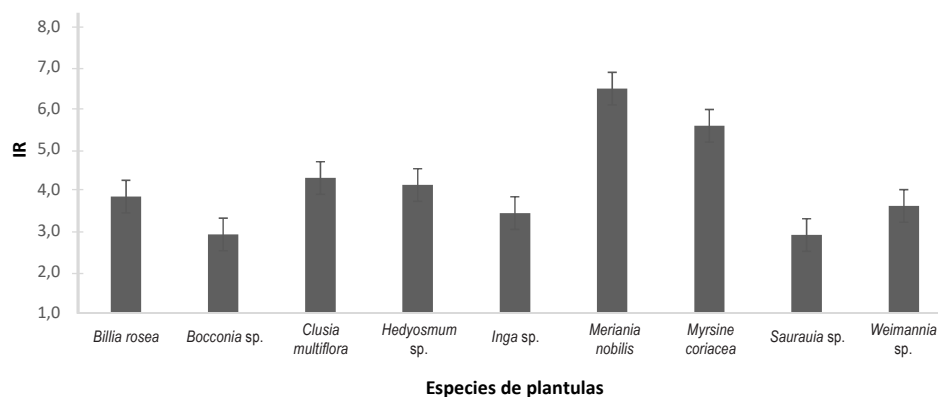


Figura 4. Índice de Esbeltez promedio (IR) para plántulas después de 20 semanas de establecidas en núcleos en el corregimiento San Félix (Bello, Antioquia) en 2015-2016.

Discusión

La sobrevivencia en ensayos de propagación con estacas sin pre-tratamiento fue nula luego de 20 semanas, probablemente porque las especies carecen de rasgos regenerativos, capacidad de reproducción vegetativa o características registradas en la literatura, como bajos contenidos de carbohidratos, que pueden limitar la formación de raíces. Altos niveles de inhibidores endógenos del enraizamiento y anillos de esclerenquima -asociados con la edad o la actividad fisiológica y condiciones del medio-, pueden constituir barreras físicas para el enraizamiento, afectar la nutrición y la actividad fisiológica, así como evitar el enraizamiento en las estacas (Rojas *et al.* 2004).

Las estacas tratadas con *A. vera* de *B. arborea* (con mayor número y longitud de rebrotes) presentaron menor mortalidad; lo que señala su potencial para procesos de restauración. Salamanca (2000) señala su capacidad de infiltración, que mejora la estructura del suelo a través del aporte de hojarasca. Sus altas tasas de recambio corresponden a especies con hojas membranosas (Salamanca 2000). Según Rodríguez (2007) esta especie compite por luz, espacio y nutrientes, además posee una buena capacidad de adaptación. Otras especies, como *B. sanguinea*, son importantes en áreas sometidas a pastoreo, ya que pueden suprimir hierbas y poáceas que, a su vez, impiden el establecimiento de las arbóreas y arbustivas (Rodríguez 2007).

En los núcleos se establecieron plántulas de *Weinmannia* sp., que favorece la llegada y establecimiento de otras especies umbrófilas y semiumbrofitas del bosque andino, como *Drimys granadensis* y *C. multiflora* (Montes-Pulido 2011). Así mismo *W. pubescens* posee rasgos funcionales (como altura, área específica foliar, tipo de dispersión y estrategia de regeneración) que, según Vargas y Gómez (2011), resaltan su potencial para recuperar zonas degradadas o alteradas y son claves en procesos de restauración.

Por otro lado Slocum *et al.* (2004) registra que *M. coriacea* es valiosa para la restauración natural de

bosques montanos porque se asocia con aves. Sirve como fuente de alimento y hábitat para 31 especies (*Elaenia flavogaster*, *Tangara preciosa*, entre otras), que consumen sus frutos, la usan como percha o para forrajear. Solange *et al.* (2009) la ha considerado de gran importancia en proyectos de restauración para recuperar especies vegetales y fauna asociada a procesos de dispersión de semillas. En este estudio *M. coriacea* presentó altos porcentajes de vigor, lo que indica éxito en los núcleos, que luego pueden verse reflejados en visitas de aves desde fragmentos de bosques cercanos.

Por su parte, *Inga* spp. produce mucho néctar (Neto 2008), lo que la hace atractiva para los polinizadores. Lengkeek *et al.* (2006) afirma que, aunque la diversidad genética es menor en zonas restauradas con relación a las naturales, individuos plantados de *Inga* spp. pueden representar ventaja para los polinizadores, y Navascués y Emerson (2007), por lo tanto, considera que pueden mejorar la conectividad en paisajes fragmentados.

Los núcleos facilitarán la llegada de organismos y en particular, la arquitectura de *C. multiflora* influye en la colonización y establecimiento de arañas, brinda hábitat y refugio para comunidades (Vanegas *et al.* 2012).

El rescate de plántulas fue componente eficaz en la estrategia de nucleación, ya que las especies con mayor supervivencia e Índice de Esbeltez mostraron buena capacidad de establecimiento, habilidad para competir por espacio, luz y nutrientes, así como para atraer agentes dispersores. Los resultados de este trabajo coinciden con los de Acero-Nitola y Cortés-Pérez (2014) y Vargas y Lozano (2008), quienes aplicaron la técnica de rescate de plántulas y encontraron 92-93 % de sobrevivencia, respectivamente.

Estudios sobre nucleación en paisajes agrícolas han demostrado que mejora la vida silvestre y algunos servicios, como el suministro de hábitat y la dispersión de semillas (Rey-Benayas y Bullock 2015), que

posibilitan la implementación de núcleos a una escala espacial mayor cuando la reforestación de tierras circundantes es abandonada. Pueden mantener así diversos usos de la tierra, lo cual es crítico en paisajes agrícolas, donde dependen de aspectos sociales, ambientales, económicos y políticos (Romero-Calcerrada y Perry 2004). Igualmente, la restauración con nucleación puede ser una herramienta para reconciliar la competencia por el uso de la tierra entre la agricultura, la conservación y la restauración de bosques a escala de paisaje, pues requiere menor área de plantación de especies nativas (Rey-Benayas y Bullock 2015), y aumenta la viabilidad económica de los proyectos de restauración a gran escala (Rey-Benayas *et al.* 2008).

Las estacas de *B. arborea* -hasta la fecha poco estudiada en restauración- a las cuales se aplicó *A. vera* mostraron mayores porcentajes de rebrotes y ninguna mortalidad.

Conclusiones

Las plántulas rescatadas presentaron alto potencial de establecimiento y asociación con otros organismos, lo que puede promover procesos de restauración. Sin embargo, es necesario investigar cada especie para diseñar estrategias exitosas de propagación por estacas de especies nativas de los Andes colombianos. El monitoreo de los núcleos y el inventario de nuevas especies visitantes permitirán comprobar la eficacia de núcleos de especies nativas.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer a la Universidad Nacional de Colombia por la financiación parcial, a los miembros del Semillero en Conservación y Restauración de Ecosistemas de la Sede Medellín por sus múltiples contribuciones, al MSc Juan Camilo Jaramillo por facilitar su terreno para desarrollar estos experimentos y a los evaluadores anónimos, cuyos comentarios permitieron dar claridad al texto.

Bibliografía

- Acero-Nitola, A. M. y F. Cortés-Pérez. 2014. Propagación de especies nativas de la microcuenca del río La Vega, Tunja, Boyacá, con potencial para la restauración ecológica. *Revista Académica Colombiana de Ciencias* 38 (147): 195-205.
- Alcaldía de Medellín. 2012. Flora de los bosques montanos de Medellín. Universidad de Antioquia - Alcaldía de Medellín. Medellín, 552 pp.
- Alvear, M., J. Betancur y P. Franco-Rosselli. 2010. Diversidad florística y estructura de remanentes de bosque andino en la zona de amortiguación del Parque Nacional Natural los Nevados, Cordillera Central Colombiana. *Caldasia* 32 (1): 40-41.
- Anderson, M. L. 1953. Plantación en grupos espaciados. *Unasyhva* 7 (2): 61-70.
- Backes, P. y B. Irgang. 2002. Árvores do Sul: Guia de identificação & interesse ecológico. Clube da Árvore. Porto Alegre, 326 pp.
- Benavides, A. M. y A. L. Hernández. 2015. Disponibilidad de raíces adventicias de tres especies silvestres cosechadas para la elaboración de artesanías en Santa Elena, Antioquia (Colombia). *Caldasia* 37 (2): 345-358.
- Calderón-Sáenz, E. y H. Mendoza-Cifuentes. 2000. Melastomataceae de los Géneros *Axinaea*, *Blakea*, *Castratella*, *Centronia*, *Killipia*, *Meriania*, *Monochaetum*, *Ossaea* y *Tibouchina* en Colombia. *Biota Colombiana* 1 (3): 336-357.
- Carvalho, P. E. R. 1994. Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. EMBRAPA-SPI. Brasília D.F, 640 pp.
- Ceccon, E. 2013. Restauración en bosques tropicales: fundamentos ecológicos, prácticos y sociales. Ediciones D. D. S. México, 289 pp.
- Corbin, J. D. y K. D. Holl. 2012. Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology & Management* 265: 37-46.
- Correa-A., M. D., C. Galdames y M. Stapt. 2004. Catálogo de las Plantas Vasculares de Panamá. Smithsonian Tropical Research Institute. Panamá, 599 pp.
- Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente - Dama. 2000. Protocolo distrital de restauración ecológica. Guía para la restauración de ecosistemas nativos en las áreas rurales de Santa Fe de Bogotá. Dama. Santa Fe de Bogotá D.C., 288 pp.
- De Moraes, S. M., V. A. Facundo, L. M. Bertini, E. S. B. Cavalcanti, J. F. Anjos, S. A. Ferreira, E. S. De Brito y M. A. De Souza-Neto. 2007. Chemical composition and

- larvicidal activity of essential oils from Piper species. *Biochemical Systematics and Ecology* 35: 670-675.
- Espinal, L. S. 2012. Geografía ecológica del departamento de Antioquia (Zonas de vida (formaciones vegetales) del departamento de Antioquia). *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín* 38 (1): 5-106.
- Geilfus, F. 1994. El árbol al servicio del agricultor: Manual de agroforestería para el desarrollo rural. Volumen 2: Guía de especies. Enda - Caribe/ Catie. Turrialba, 778 pp.
- Gil, L. y J. A. Pardos. 1997. Aspectos funcionales del arraigo. La calidad fisiológica de la planta forestal. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales (4). 33 pp.
- Giraldo, L. A., H. F. Ríos y M. F. Polanco. 2009. Efecto de dos enraizadores en tres especies forestales promisorias para la recuperación de suelos. *RIAA* 0 (1): 41-47.
- Hay, A. 2014. *Brugmansia arborea*. La Lista Roja de la UICN de Especies Amenazadas 2014: e.T51247708A58386508. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T51247708A58386508.en>. Consultado el 04 de febrero de 2017.
- Lengkeek, A. G., A. M. Mwangi, C. A. Agufa, J. O. Ahenda y I. K. Dawson. 2006. Comparing genetic diversity in agroforestry systems with natural forest: a case study of the important timber tree *Vitex fischeri* in central Kenya. *Agroforestry Systems* 67 (3): 293-300.
- Linkimer, M., R. Muschler, T. Benjamin y C. Harvey. 2002. Árboles nativos para diversificar cafetales en la zona Atlántica de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 9 (35-36).
- Ma, M., T. Haapanen, R. B. Singh y R. Hietala. 2014. Integrating ecological restoration into CDM forestry projects. *Environmental Science & Policy* 38: 143-153.
- Montes-Pulido, C. R. 2011. Estado del conocimiento en *Weinmannia tomentosa* Lf (encenillo) y algunas propuestas de estudio sobre su regeneración. *RIAA* 2 (1): 45-53.
- Navascués, M. y B. C. Emerson. 2007. Natural recovery of genetic diversity by gene flow in reforested areas of the endemic Canary Island pine, *Pinus canariensis*. *Forest Ecology & Management* 244 (1): 122-128.
- Neto, O. C. 2008. Ecologia da Polinização de *Inga striata* (Benth.) (Leguminosae-Mimosoideae) em um remanescente de Mata Atlântica em Alagoas-AL. *Revista Brasileira de Biociências* 5 (1): 570-572.
- Niembro, A., 1986. Árboles y arbustos útiles de México: naturales e introducidos. Editorial Limusa. México, 206 pp.
- Orrego S. A. 2009. Economic modeling of tropical deforestation in Antioquia (Colombia), 1980-2000: An analysis at a semi-fine scale with spatially explicit data. Tesis de doctorado. Oregon State University, Department of Forest Engineering, Resources and Management. Oregon State, 120 pp.
- Quevedo, A. 1993. Efecto de humus de lombricultura en plantaciones de *Cedrela odorata*, atacadas por *Hypsiphylia* sp. en plantación a campo abierto. Trabajo de grado. Universidad Nacional de la Amazonía Peruana. Iquitos, 45 pp.
- Quijano-Abril, M. A., R. Callejas-Posada, D. R. Miranda-Esquivel. 2006. Areas of endemism and distribution patterns for Neotropical Piper species (Piperaceae). *Journal of Biogeography* 33: 1266-1278.
- Rey-Benayas, J. M. R. y J. M. Bullock. 2015. Vegetation restoration and other actions to enhance wildlife in European agricultural landscapes. Pp: 127-142. En: Pereira, H. M. y L. M. Navarro (Eds.). *Rewilding European Landscapes*. Springer International Publishing.
- Rey-Benayas, J. M., J. Bullock y A. C. Newton. 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 329-336.
- Rodríguez, N. y O. Vargas. 2007. Especies leñosas nativas claves para la restauración ecológica del embalse de Chisacá, basados en rasgos importantes de su historia de vida. Pp: 181-198. En: Vargas, J. O., A. M. Díaz, O. A. León, L. N. Trujillo, Z. P. Velasco, R. M. Díaz (Eds.). *Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá*. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D.C.
- Rojas, S., J. García y M. Alarcón. 2004. Propagación asexual de plantas. Conceptos básicos y experiencias con especies Amazónicas. Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria - Corpoica, Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural y Pronatta. Bogotá D.C., 57 pp.
- Romero-Calcerrada, R. y G. L. Perry. 2004. The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA Encinares del río Alberche y Cofio, Central Spain, 1984-1999. *Landscape and Urban Planning* 66 (4): 217-232.
- Ruiz-Jaén, M. C. y T. M. Aide. 2005. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. *Forest Ecology and Management* 218 (1): 159-173.
- Sánchez-Clavijo, L. M. 2008. Estudio de la biodiversidad en los paisajes cafeteros de el Cairo, Valle del Cauca. Boletín técnico número 34. Federación Nacional de Cafeteros de Colombia, Centro Nacional de Investigaciones de Café. 64 pp.

- Santos, W. S., T. Tschardt y M. Almeida-Neto. 2015. Global effects of land use intensity on the impoverishment of insect herbivore assemblages. *Biodiversity and Conservation* 24 (2): 271-285.
- Sen, D. N. y P. Rajput. 2001. Ecophysiological aspects of the vegetative propagation of saltbush (*Atriplex* spp.) and mulberry (*Morus* spp.). Pp: 127-142. En: Pessarakli, M. (Ed.). 2001. Handbook of Plant and Crop Physiology. Second edition. Revised and expanded. Marcel Dekker, Inc. New York.
- Slocum, M. G., T. M. Aide, J. K. Zimmerman y L. Navarro. 2004. Natural regeneration of subtropical montane forest after clearing fern thickets in the Dominican Republic. *Journal of Tropical Ecology* 20 (4): 483-486.
- Solange, E. y V. Solange. 2009. Frugivory by birds in *Myrsine coriacea* (Myrsinaceae) inhabiting fragments of mixed Araucaria Forest in the Aparados da Serra Natural Park, RS, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 17 (2): 113-120.
- Stevens, W. D., C. Ulloa, A. Pool y O. M. Montiel. (Eds.). 2001. Flora de Nicaragua. Volumen 85. Tomos I, II y III. Missouri Botanical Garden Press. St. Louis, Missouri.
- Todzia, C. A. 1988. Chloranthaceae: Hedyosmum. *Flora Neotrópica* 48: 1-139.
- Toral, M. 1997. Concepto de calidad de plantas en viveros forestales. Documento Técnico 1. Programa de Desarrollo Forestal Integral de Jalisco. SEDER, Fundación Chile, Consejo Agropecuario de Jalisco. México, 28 pp.
- Toro, J. L. y G. L. Vanegas. 2002. Flora de los páramos y bosques altoandinos del noroccidente medio de Antioquia. Corantioquia. Medellín, 180 pp.
- Vanegas, S., G. Fagua y E. Florez. 2012. Distribución vertical de arañas asociadas a *Quercus humboldtii* y *Clusia* spp. en el Santuario de Fauna y Flora Iguaque, Colombia. *Acta Biológica Colombiana* 17 (3): 635-656.
- Vargas, J. y P. Gómez. 2011. Grupos funcionales de especies promisorias para la restauración ecológica con base en sus rasgos de historia de vida en la Reserva Natural Ibanasca (Ibagué, Tolima, Colombia). Pp: 239. En: La restauración ecológica en la práctica: Memorias del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D.C.
- Vargas, W. y F. Lozano. 2008. El papel de un vivero en un proyecto de restauración en paisajes rurales andinos: Establecimiento del corredor Barbas – Bremen. Pp: 67-82. En: Barrera, J. I., M. Aguilar y D. Rondón. (Eds.). Experiencias de restauración ecológica en Colombia: entre la sucesión y los disturbios. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá D.C.
- Zahawi, R. A. y K. D. Holl. 2009. Comparing the performance of tree stakes and seedlings to restore abandoned tropical pastures. *Restoration Ecology* 17 (6): 854-864.
- Zahawi, R. A., K. D. Holl, R. J. Cole y J. L. Reid. 2013. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology* 50 (1): 88-96.

Anexo 1. Distribución y uso de especies de plántulas y estacas en núcleos de restauración en San Félix (Bello, Antioquia) en 2015-2016.

Grupo ecológico	Especie	Distribución	Uso
Intermedia	<i>Hedyosmum</i> sp.	El centro de diversidad del género es el norte de los Andes, donde se encuentra más del 50 % de las especies (Todzia 1988).	Cultivadas para aumentar cobertura por su crecimiento rápido (Sánchez-Clavijo 2008).
Secundaria	<i>Clusia multiflora</i>	En Colombia está presente desde 1000 y 3300 m s.n.m. Requiere sombra moderada, aunque soporta el pleno sol si tiene humedad atmosférica (Correa <i>et al.</i> 2004).	Elaboración de artesanías a partir de raíces adventicias (Benavides y Hernández 2015). Produce sombra con su dosel, es importante en la dinámica de los rastrojos bajos y altos. Ejerce atracción sobre aves e insectos por sus llamativas flores.
	<i>Inga</i> sp.	Originaria de los trópicos de América, desde México y las islas del Caribe hasta Perú, Venezuela y Brasil (Geilfus 1994).	Diversificación de cultivos de café y cacao (Linkimer <i>et al.</i> 2002).

Cont. **Anexo 1.** Distribución y uso de especies de plántulas y estacas en núcleos de restauración en San Félix (Bello, Antioquia) en 2015-2016.

Grupo ecológico	Especie	Distribución	Uso
Pionera	<i>Bocconia frutescens</i>	Se distribuye desde México hasta Sudamérica (Stevens <i>et al.</i> 2001), a lo largo de las cadenas montañosas, bosques nublados y enanos; frecuente en sitios perturbados (Stevens <i>et al.</i> 2001).	Uso agroforestal como cortinas rompevientos, forraje, huertos familiares y setos; como dieta de poblaciones de avifauna silvestre. Su látex y corteza se emplean en tintorería artesanal. Se usa como leña. De la planta se extraen compuestos insecticidas. Apta para proyectos de arboricultura (Especies restauración-UICN.org 2017).
	<i>Brugmansia arborea</i>	Es de las especies más comunes en Colombia, con registros en Venezuela, Ecuador, Perú y Bolivia. Extinta en estado natural (Hay 2014).	Planta ornamental usada en parques y jardines por la belleza de sus flores blancas (Niembro 1986).
	<i>Meriania nobilis</i>	Endémica de Colombia, nativa de las cordilleras Central y Occidental, donde crece entre 1900 y 2900 m. Introducida en la cordillera Oriental.	Cultivadas como árboles ornamentales en parques o avenidas de ciudades andinas de Colombia (Calderón-Sáenz y Mendoza-Cifuentes 2000).
	<i>Myrsine coriacea</i>	Es uno de los árboles fructíferos nativos más importantes del sur de Brasil, tanto por su relación con la fauna como su importancia para la regeneración forestal.	La fruta del género <i>Myrsine</i> es consumida por las aves de varios los tamaños (Carvalho 1994, Backes e Irgang 2002). Las semillas exhiben latencia causada por el endocarpo, pero puede germinar fácilmente con el paso de tracto digestivo de un animal (Basler <i>et al.</i> 2013).
	<i>Piper</i> sp.	El género se distribuye por todo el mundo, gran parte del territorio colombiano, en la región andina, principalmente en bosques húmedos y tropicales (Quijano-Abril <i>et al.</i> 2006).	El género es de importancia económica debido a sus aplicaciones en niveles alimenticio, industrial y medicinal (De Moraes <i>et al.</i> 2007). Las especies <i>Piper</i> son componentes estructurales del sotobosque y también sirven de alimentos a animales.
	<i>Saurauia</i> sp.	En el noroccidente medio de Antioquia se encuentra en áreas abiertas, rastrojos, bordes de quebradas y en el sotobosque de los robledales (Toro y Vanegas 2002).	Su madera es utilizada para cercos y postes; es alimento para fauna, su fruto es comestible, Se usa en restauración ecológica (SAO 2009, Alcaldía de Medellín 2012).

Mónica Díaz-Páez
Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín,
Ingeniera Forestal
Maestría en Bosques y Conservación Ambiental,
Medellín, Antioquia
mmdiazp@unal.edu.co

Jaime Polanía
Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín,
Medellín, Antioquia
jhpolanaiav@unal.edu.co

Experiencia piloto de nucleación con especies nativas para restaurar una zona degradada por ganadería en el norte de Antioquia, Colombia

Citación del artículo: Díaz-Páez, M. y J. Polanía. 2017. Experiencia piloto de nucleación con especies nativas para restaurar una zona degradada por ganadería en el norte de Antioquia, Colombia. *Biota Colombiana* 18 (Suplemento 1): 60–69. DOI: 10.21068/c2017.v18s01a03

Recibido: 25 de noviembre de 2015

Aprobado: 28 de febrero de 2017