

CAMINANDO ENTRE HUELLAS DE YARIGUÍES:

LA GENTE Y LA CIENCIA EN LA
GESTIÓN TEMPRANA DE LA
RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DEL
ÁREA PROTEGIDA



COORDINADORES:

LUIS FERNANDO PRADO-CASTILLO | DIANA PATRICIA CARO-MELGAREJO
DANIEL AUGUSTO RINCÓN-PUERTA | JAIME JOSÉ PARADA-RENDÓN
MARÍA EUGENIA MORALES-PUENTES

COORDINADORES:

LUIS FERNANDO PRADO-CASTILLO
DIANA PATRICIA CARO-MELGAREJO
DANIEL AUGUSTO RINCÓN-PUERTA
JAIME JOSÉ PARADA-RENDÓN
MARÍA EUGENIA MORALES-PUENTES

**CAMINANDO ENTRE
HUELLAS DE YARIGUÍES:
LA GENTE Y LA CIENCIA EN
LA GESTIÓN TEMPRANA
DE LA RESTAURACIÓN
ECOLÓGICA DEL ÁREA
PROTEGIDA**

Caminando entre huellas de Yariguíes: La gente y la ciencia en la gestión temprana de la restauración ecológica del área protegida /

Prado-Castillo, Luis Fernando; Caro-Melgarejo, Diana Patricia; Rincón-Puerta, Daniel Augusto; Parada-Rendón, Jaime José; Morales-Puentes, María Eugenia (Coord). Tunja: Editorial UPTC, 2018. 224 p.
ISBN 978-958-660-334-8

1. Parque Nacional Natural. 2. Participación comunitaria. 3. Área degradada.
4. Flora nativa.
(Dewey 507).



Primera Edición, 2018
500 ejemplares (impresos)

**Caminando entre huellas de Yariguíes:
La gente y la ciencia en la gestión temprana de la restauración
ecológica del área protegida**
ISBN 978-958-660-334-8

Colección de Investigación UPTC No. 126

© Luis Fernando Prado-Castillo, 2018

© Diana Patricia Caro-Melgarejo, 2018

© Daniel Augusto Rincón-Puerta, 2018

© Jaime José Parada-Rendón, 2018

© María Eugenia Morales-Puentes, 2018

© De los autores, 2018

© Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, 2018

Editorial UPTC

Edificio Administrativo – Piso 4
Avenida Central del Norte No. 39-115, Tunja, Boyacá
comite.editorial@uptc.edu.co
www.uptc.edu.co

ECOPETROL

Rubén Darío Moreno Rojas
Vicepresidente de Operaciones y Mantenimiento de Transporte

Aníbal Fernández de Soto Camacho
Vicepresidente de Desarrollo Sostenible

Sandra Patricia Báez Rojas
Administradora Convenio 5211740

Olga Lucía Carvajal Sánchez
Gestora Técnica Convenio 5211740

Rector, UPTC

Alfonso López Díaz

Comité Editorial

Sonia Esperanza Díaz Márquez, Ph.D.

Enrique Vera López, Ph. D

Yolima Bolívar Suárez, Mg.

Sandra Gabriela Numpaque Piracoca, Mg.

Olga Yaneth Acuña Rodríguez, Ph.D.

María Eugenia Morales Puentes, Ph.D.

Rafael Enrique Buitrago Bonilla, Ph.D.

Nubia Yaneth Gómez Velasco, Ph.D.

Carlos Mauricio Moreno Téllez, Ph.D

Editora en Jefe

Ruth Nayibe Cárdenas Soler, Ph. D.

Coordinadora Editorial

Andrea María Numpaque Acosta, Mg.

Corrección de Estilo

Liliana Paola Muñoz Gómez

Diseño editorial

Euler Enrique Nieto Bernal

Diagramación

Raúl Saavedra Ariza

Impresión

Búhos Editores Ltda.

Calle 57 N°. 9-36, Barrio Santa Rita

Tels.: 7442264 - 7440301 - 7457261

www.buhoseditores.com

Tunja / Boyacá Colombia

Libro financiado a través del convenio 5211740 Ecopetrol-Uptc.

Se permite la reproducción parcial o total, con la autorización expresa de los titulares del derecho de autor. Este libro es registrado en Depósito Legal, según lo establecido en la Ley 44 de 1993, el Decreto 460 del 16 de marzo de 1995, el Decreto 2150 de 1995 y el Decreto 358 de 2000.

Libro resultado del Proyecto de investigación UPTC – ECOPETROL; con SGI número 1216.

Citación: Prado-Castillo, Luis Fernando; Caro-Melgarejo, Diana Patricia; Rincón-Puerta, Daniel Augusto; Parada-Rendón, Jaime José; Morales-Puentes, María Eugenia (Coord.) (2018). *Caminando entre huellas de Yariguíes: La gente y la ciencia en la gestión temprana de la restauración ecológica del área protegida*. Tunja: Editorial UPTC.

EQUIPO DE TRABAJO

EQUIPO DE INVESTIGACIÓN

Alexander Sabogal-González, Andrés Felipe Morales-Alba, Andrés Leonardo Ovalle-Pacheco, Angélica María Cogollo Calderón, Daniel Augusto Rincón-Puerta, David A. Luna-Sarmiento, David Ricardo Hernández-Velandia, Diana Marcela Restrepo Quiceno, Diana Patricia Caro-Melgarejo, Fabio Villamizar Durán, Harold Moreno Valderrama, Irwin Duarte Sánchez, Isnardo Cala Esteves, Jaime José Parada-Rendón, Javier Andrés Muñoz-Ávila, Jhonifer Afanador Rodríguez, John Edison Reyes Camargo, Laura Angélica Ortiz Murcia, Luis Fernando Prado-Castillo, María Eugenia Morales-Puentes, Óscar Felipe Moreno-Mancilla, Pablo Andrés Gil-Leguizamón, Paulina Alejandra Vergara-Buitrago, Viviana Maritza Alvarado-Fajardo, Wilderson Medina, William Javier Bravo Pedraza, Wilson Fernando Corzo Rojas, Yamileth Domínguez Haydar.

TRABAJO DE CAMPO

Alexander Sabogal-González, Andrés Felipe Morales-Alba, Andrés Leonardo Ovalle-Pacheco, Ángel Roberto Salazar, Bleidy Xiomara Villalba-Carmona, Carlos Nelson Díaz-Pérez, Daniel Augusto Rincón-Puerta, David A. Luna-Sarmiento, David Ricardo Hernández-Velandia, Diana Marcela Restrepo Quiceno, Diana Patricia Caro-Melgarejo, Edna Carolina Sánchez Chávez, Gerson Peñuela-Díaz, Isnardo Cala Esteves, Jaime José Parada-Rendón, Javier Andrés Muñoz-Ávila, Jeison Adrián Olaya Angarita, Jhonifer Afanador Rodríguez, John Edison Reyes Camargo, Jorge Enrique Gil-Novoa, Juan Sebastián Herrera Martínez, Judier Karelly Melgarejo Colmenares, Luis Fernando Prado-Castillo, María Eugenia Morales-Puentes, Naisla Tatiana Manrique-Valderrama, Nohora Alba Camargo Espitia, Óscar Felipe Moreno-Mancilla, Pablo Andrés Gil-Leguizamón, Paulina Alejandra Vergara Buitrago, Rafael Alejandro Solano, Viviana Maritza Alvarado-Fajardo, Wilderson Medina, William Javier Bravo Pedraza, Wilson Fernando Corzo Rojas.

TRABAJO DE LABORATORIO Y PROCESAMIENTO DE INFORMACIÓN

Alexander Sabogal-González, Andrés Felipe Morales-Alba, Andrés Leonardo Ovalle-Pacheco, Bleidy Xiomara Villalba-Carmona, Carlos Nelson Díaz-Pérez, Daniel Augusto Rincón-Puerta, David A. Luna-Sarmiento, David Ricardo Hernández-Velandia, Diana Marcela Restrepo Quiceno, Diana Patricia Caro-Melgarejo, Edna Carolina Sánchez Chávez, Gerson Peñuela-Díaz, Jaime José Parada-Rendón, Javier Andrés Muñoz-Ávila, Jeison Adrián Olaya Angarita, John Edison Reyes Camargo, Judier Karelly Melgarejo Colmenares, Luis Fernando Prado-Castillo, María Eugenia Morales-Puentes, Naisla Tatiana Manrique-Valderrama, Nohora Alba Camargo Espitia, Óscar Felipe Moreno-Mancilla, Pablo Andrés Gil-Leguizamón, Paulina Alejandra Vergara Buitrago, Rafael Alejandro Solano, Viviana Maritza Alvarado-Fajardo, Wilderson Medina, William Javier Bravo Pedraza, Wilson Fernando Corzo Rojas.

FOTOGRAFÍA

Andrés Felipe Morales-Alba, Andrés Leonardo Ovalle-Pacheco, Daniel Augusto Rincón-Puerta, David Ricardo Hernández-Velandia, Gerson Peñuela-Díaz, Jaime José Parada-Rendón, Javier Andrés Muñoz-Ávila, Jeison Adrián Olaya Angarita, John Edison Reyes Camargo, Oscar Felipe Moreno-Mancilla, Pablo Andrés Gil-Leguizamón, Paulina Alejandra Vergara Buitrago, Viviana Maritza Alvarado-Fajardo, Wilderson Medina, William Javier Bravo Pedraza.

TRABAJO LOGÍSTICO

Doris Torres García

GRUPO SISTEMÁTICA BIOLÓGICA – SISBIO - UPTC



CONTENIDO

PRESENTACIÓN DE ECOPETROL.....	9
PRESENTACIÓN UPTC.....	11
AGRADECIMIENTOS.....	13
INTRODUCCIÓN	14
CAPÍTULO 1	
LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL SERRANÍA DE LOS YARIGÜÍES (PNN SYA): Antecedentes	17
Fabio Villamizar Durán, Angélica María Cogollo Calderón, Irwin Duarte Sánchez, Harold Moreno Valderrama	
CAPÍTULO 2	
ABORDAJE CONCEPTUAL.....	29
Luis Fernando Prado-Castillo, Daniel Augusto Rincón-Puerta, Yamileth Domínguez Haydar.	
CAPÍTULO 3	
ABORDAJE METODOLÓGICO	45
Viviana Maritza Alvarado-Fajardo, Luis Fernando Prado-Castillo, Alexander Sabogal-González, David A. Luna-Sarmiento	

CAPÍTULO 4

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DEL BOSQUE ANDINO EN LA VERTIENTE ORIENTAL DEL PNN SYA (HATO, SANTANDER): DIAGNÓSTICO Y DISEÑO 79

Diana Patricia Caro-Melgarejo, Viviana Maritza Alvarado-Fajardo, Daniel Augusto Rincón-Puerta, Fabio Villamizar Durán, Irwin Duarte Sánchez, Angélica María Cogollo Calderón, Harold Moreno Valderrama, Paulina Alejandra Vergara-Buitrago, Pablo Andrés Gil-Leguizamón, David Ricardo Hernández-Velandia, Oscar Felipe Moreno-Mancilla, Andrés Leonardo Ovalle-Pacheco, Javier Andrés Muñoz-Avila, Andrés Felipe Morales-Alba, John Edison Reyes Camargo, Wilderson Medina, Jhonifer Afanador Rodríguez, Isnardo Cala Esteves, Wilson Fernando Corzo Rojas, Diana Marcela Restrepo-Quiceno, Laura Angélica Ortiz Murcia, William Javier Bravo Pedraza

CAPÍTULO 5

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DEL BOSQUE ANDINO EN LA VERTIENTE ORIENTAL DEL PNN SYA, HATO, SANTANDER: AVANCES141

Pablo Andrés Gil-Leguizamón, Viviana Maritza Alvarado-Fajardo, Jaime José Parada-Rendón, Daniel Augusto Rincón-Puerta, David Ricardo Hernández-Velandia, Luis Fernando Prado-Castillo, Oscar Felipe Moreno-Mancilla, Andrés Leonardo Ovalle-Pacheco, Javier Andrés Muñoz-Avila, Andrés Felipe Morales-Alba, John Edison Reyes Camargo, Paulina Alejandra Vergara-Buitrago, Laura Angélica Ortiz Murcia

CAPÍTULO 6

SÍNTESIS Y PERSPECTIVAS DEL PROCESO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN LA VERTIENTE ORIENTAL DEL PNN SYA..... 209

Luis Fernando Prado-Castillo, Jaime José Parada-Rendón, María Eugenia Morales-Puentes

GLOSARIO 217





PRESENTACIÓN

Colombia posee gran diversidad de flora y fauna, por tal razón, se cuenta dentro de los países catalogados como megadiversos, siendo superado solo por Brasil. Parte de dicha diversidad se encuentra protegida dentro de las áreas que conforman el Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia, al cual pertenece el Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariquíes.

A lo largo de su trayectoria investigativa, el Grupo Sistemática Biológica, ha emprendido iniciativas enfocadas a generar impacto y conocimiento útil tanto para la comunidad científica, como para la comunidad en general, preocupándose constantemente por la accesibilidad a la misma por parte de las comunidades de las áreas de influencia directa de cada uno de sus proyectos. Tales investigaciones, son en ocasiones realizadas en conjunto con otras entidades por medio de convenios, los cuales permiten obtener productos como el que aquí se presenta, gracias al Convenio de Cooperación Interinstitucional 5211740 de 2012, celebrado entre la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia y ECOPETROL S.A.

Esta obra es el resultado de un proceso de exploración e investigación en restauración ecológica, como contribución al desarrollo de estrategias de conservación en el Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariquíes, un área protegida en la que se conjugan la naturaleza y la expresión de culturas ancestrales que la habitaron y que hoy se reflejan en su flora, su fauna, y su agua.

Este trabajo es un aporte al conocimiento de la diversidad biológica de Colombia y a la indagación para su restauración con comunidades locales, fuente de inspiración y de conservación efectiva del patrimonio natural de Santander.

RUBÉN DARÍO MORENO ROJAS

Vicepresidente de Operaciones y Mantenimiento de Transporte

ANÍBAL FERNÁNDEZ DE SOTO CAMACHO

Vicepresidente de Desarrollo Sostenible



El Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes, ubicado en el sur occidente del departamento de Santander, es quizás el último relictos de bosque andino conservado que existe en la región. Si bien, se ha avanzado en el conocimiento de su diversidad biológica, existen limitados estudios sobre su flanco oriental, donde la agricultura y la ganadería han sido históricamente las principales actividades culturales realizadas por las comunidades locales.

Debido al avance en la estrategia de conservación del área protegida mediante el saneamiento predial, múltiples áreas del Parque en el que se han abandonado las actividades de uso de la tierra (p. ej.: actividades agropecuarias), representan hoy un nuevo desafío para la conservación en procura de controlar los factores tensionantes y limitantes de estas áreas; y es aquí, donde Parques Nacionales Naturales de Colombia ha planteado la aplicación de la restauración ecológica como herramienta de conservación de la biodiversidad.

ECOPETROL S. A. y la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia (UPTC), han aunado esfuerzos para contribuir con la conservación del PNN Serranía de Los Yariguíes, a través de inversión de recursos de compensación ambiental y presenta los primeros resultados de este trabajo a través del libro: "Caminando entre huellas de Yariguíes: La gente y la ciencia en la gestión temprana de la restauración ecológica del área protegida", que surge como una propuesta editorial del Convenio 5211740 de 2012, entre la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia y ECOPETROL S.A.

El libro está conformado por seis capítulos, escritos por 28 investigadores y expertos locales en cada una de las temáticas, quienes han dedicado sus esfuerzos, tiempo y conocimiento a desarrollar esta idea, con el objetivo de avanzar en el conocimiento sobre los mecanismos y técnicas de restauración más apropiadas para el área protegida, en su flanco oriental, sobre el municipio de Hato.

Por lo tanto, se espera que los datos científicos registrados y el conocimiento local valorado para la restauración, aquí expuestos, sean un primer referente en el desarrollo de nuevas iniciativas de restauración en el sector oriental del Parque Nacional y como reconocimiento a su valor intrínseco, a su belleza paisajística, a su biodiversidad, a su gente antigua y a su gente reciente.

ENRIQUE VERA LÓPEZ

Vicerrector de Investigación y Extensión, UPTC



AGRADECIMIENTOS

Al Convenio 5211740 de 2012, celebrado entre la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia y ECOPETROL S.A., y al Proyecto 3 (SGI 1216). *Restauración ecológica de 16,18 ha en el Parque Nacional Natural Serranía de los Yariquíes (Santander).*

A la Territorial Andes Nororientales de Parques Nacionales Naturales de Colombia y todo su equipo de trabajo, y en particular, al personal del Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariquíes.

Especial agradecimiento a la comunidad de la vereda Hoya Negra y del municipio de Hato (Santander), fuente de los principales expertos locales que aportaron su conocimiento al proyecto, a su comunidad educativa, a sus líderes y autoridades locales.

Al Herbario UPTC y al Grupo de Investigación Sistemática Biológica (SisBio) por el apoyo logístico y académico tanto en las actividades de campo como de laboratorio del proyecto.

A los funcionarios vinculados a las Vicerrectorías de Investigación y Extensión, Académica y Administrativa de la UPTC, y a los Departamentos de Tesorería y Servicios Generales, quienes siempre estuvieron dispuestos a apoyar el desarrollo del Proyecto y el Convenio.

A los botánicos especialistas en diferentes familias que determinaron o corroboraron las especies: Ricardo Callejas (Piperaceae), Cristian Castro (Orchidaceae), Humberto Mendoza y Heriberto David (Melastomataceae), Juan Carlos Copete y William Bravo (Arecaceae).

Finalmente, a la Serranía, que nos acogió entre sus bosques y aguas, que siempre estuvo presente en cada pensamiento, al canto de sus aves, y las huellas de sus mamíferos, a sus zumbidos y aromas. A todas las entidades que allí conviven en armonía.

INTRODUCCIÓN

"CAMINANDO ENTRE HUELLAS DE YARIGÜES: LA GENTE Y LA CIENCIA EN LA GESTIÓN TEMPRANA DE LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DEL ÁREA PROTEGIDA", es una apuesta por la gestión de la biodiversidad nativa en áreas degradadas del área protegida.

El Capítulo 1 **"La Restauración Ecológica en el Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariguíes: Antecedentes"**, describe la gestión que ha realizado Parques Nacionales Naturales de Colombia, particularmente, la Dirección Territorial Andes Nororientales, para abordar la restauración ecológica como herramienta de conservación.

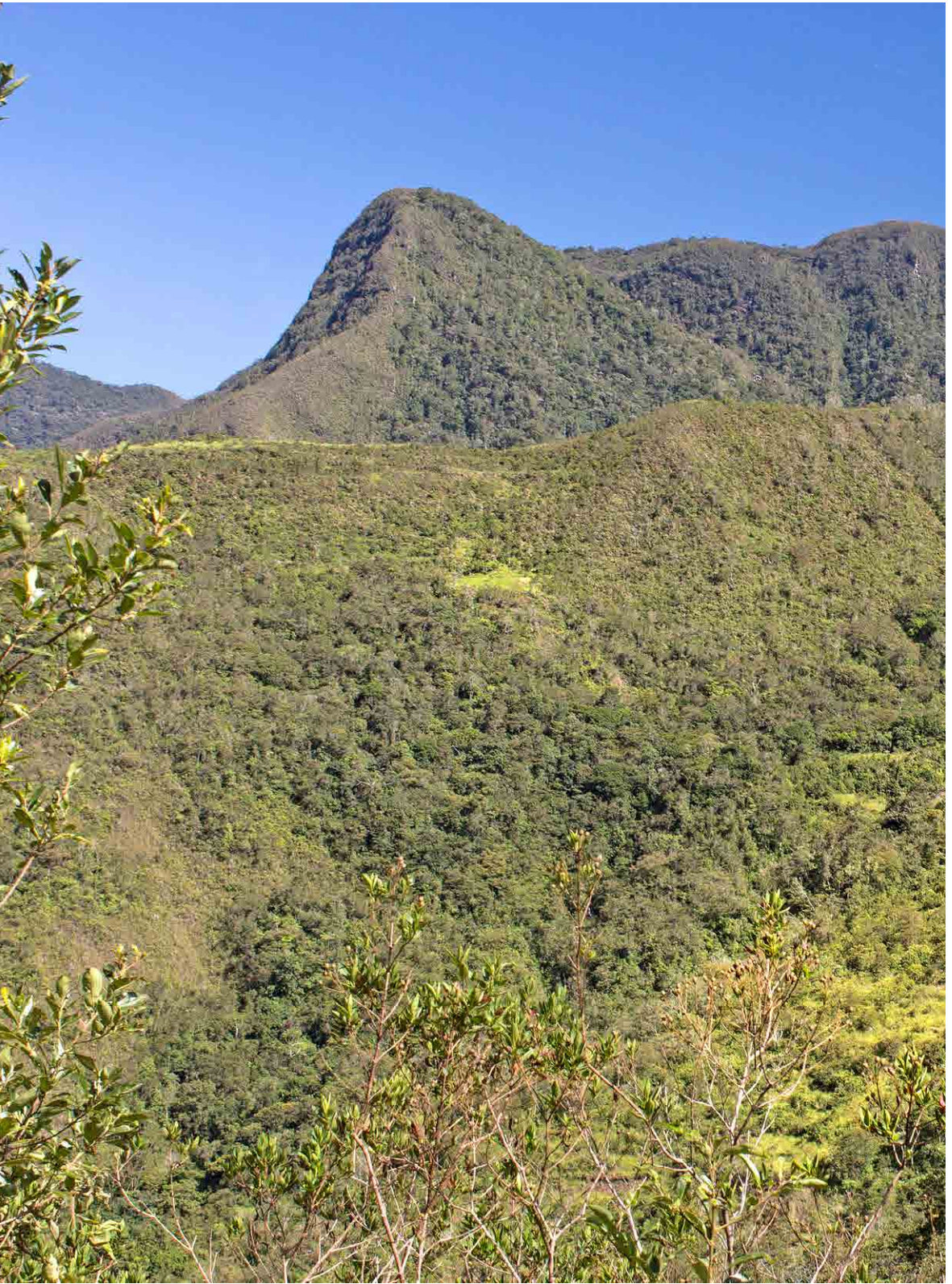
El Capítulo 2 **"Aproximación Conceptual para la Restauración de Ecosistemas Andinos"**, es la síntesis del modelo conceptual como la UPTC en acuerdo con ECOPETROL y desde el marco diseñado por la Dirección Territorial Andes Nororientales, que ha sido adoptado para el desarrollo de los procesos de restauración ecológica en áreas protegidas de Colombia.

El Capítulo 3 **"Abordaje Metodológico para la Restauración de Ecosistemas Andinos"**, describe los métodos utilizados en cada fase del proceso de restauración y para el estudio de cada uno de los componentes de la biodiversidad, así como de los mecanismos para garantizar la participación social.

El Capítulo 4 **"Restauración Ecológica del Bosque Andino en la Vertiente Oriental del PNN Serranía de Los Yariguíes (Hato, Santander): diagnóstico y diseño"**, relaciona toda la información generada durante la fase de línea base, análisis y síntesis diagnóstica para la restauración. Se presenta aquí, el diseño del proceso de restauración a partir de la información generada.

El Capítulo 5 **"Restauración Ecológica del Bosque Andino en la Vertiente Oriental del PNN Serranía de Los Yariguíes (Hato, Santander): avances"**, aborda los resultados obtenidos durante el periodo de ejecución del proyecto; se presentan los efectos de diseños de plantación establecidos sobre los diferentes componentes del ecosistema, particularmente, los suelos, la entomofauna y la vegetación; así como, el proceso de empoderamiento de las comunidades locales.

El Capítulo 6 **"Síntesis y Perspectivas del Proceso de Restauración Ecológica en la Vertiente Oriental del PNN Serranía de Los Yariguíes"**, corresponde a la exposición de las principales ideas generadas con la ejecución de esta iniciativa, y a manera de reflexión, cómo los resultados obtenidos ofrecen una perspectiva –preliminar– sobre la forma de emprender la restauración ecológica en áreas semejantes del área protegida.



CAPÍTULO 1

LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL SERRANÍA DE LOS YARIGUÍES (PNN SYA): ANTECEDENTES



Fabio Villamizar Durán¹, Angélica María Cogollo Calderón¹, Irwin Duarte Sánchez¹, Harold Moreno Valderrama¹

¹Parques Nacionales Naturales de Colombia, Dirección Territorial Andes Nororientales, Bucaramanga.

INTRODUCCIÓN

Para Parques Nacionales Naturales de Colombia (en adelante PNN), la restauración ecológica es una estrategia de manejo que permite mejorar el estado de las áreas protegidas, pues a través de ella, se busca implementar una serie de acciones, que conduzcan a revertir los daños ocasionados por diversos tipos de disturbios antrópicos, que deterioran el equilibrio en la composición, la estructura y la función de los ecosistemas, repercutiendo en los servicios ecosistémicos, de tal manera que afectan los valores objeto de conservación (Puentes & García, 2016).

Por lo tanto, la restauración ecológica fortalece la gestión en el manejo de las presiones identificadas en las áreas protegidas, y se articula con otras líneas estratégicas como la Educación Ambiental, cuyo objetivo es lograr la conservación y edificar una cultura, hacia el resguardo del medio ambiente que permita incorporar a diferentes actores sociales (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2012).

Otro lineamiento importante corresponde a los Sistemas Sostenibles para la Conservación (SSC), que buscan la concertación y puesta en marcha de procesos participativos con las comunidades que habitan en las zonas con función amortiguadora de los PNN, y así actuar de manera efectiva, hacia las presiones de las áreas protegidas, de tal manera que contribuyan al avance en la calidad de vida de las comunidades que se benefician directamente de los proyectos SSC (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2015). También se desarrollan actividades de prevención, vigilancia y control, encaminadas a disminuir la pérdida y deterioro de la diversidad biológica y cultural, mediante el ejercicio de la autoridad ambiental (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2012); finalmente, la investigación y monitoreo, que conduce a la generación de conocimiento, donde hay vacíos de información para encaminar decisiones de manejo, y fortalecer las capacidades de los equipos en las áreas protegidas para conservar de la biodiversidad (Lineamiento Institucional de Investigación, para Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2012).

La Dirección Territorial Andes Nororientales (DTAN) del Sistema de Parques Nacionales Naturales (SPNN), está compuesta por ocho áreas protegidas de orden nacional, estas ocupan alrededor de 634.000 hectáreas, distribuidas en: Santuario de Fauna y Flora Guanentá Alto Río Fonce (10.429 ha, entre 2.000-4.000 m), Santuario de Fauna y Flora Iguaque (6.750 ha, entre 2.400-3.800 m), Parque Nacional Natural El Cocuy (306.000 ha, entre 600-5.330 m), Parque Nacional Natural Tamá (48.000 ha, entre 350-3.450 m), Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariquíes (59.063 ha, entre 700-3.400 m), Parque Nacional Natural Pisba (45.000 ha, entre 2.000-3.800 m), Parque Nacional Natural Catatumbo Bari (158.125 ha, entre 200-1.800 m), Área Natural Única Los Estoraques (640,62 ha, entre 1.450-1.800 m) (RUNAP, 2018), y se concentran principalmente en los departamentos de Boyacá, Santander, Norte de Santander y Arauca. En esta Territorial, desde hace más de 10 años se adelantan procesos de restauración ecológica como una de las propuestas para disminuir las presiones en las áreas protegidas, mejorar la resiliencia ecológica de los ecosistemas frente a los efectos del cambio

climático e identificar oportunidades para involucrar a las comunidades vecinas en el aprendizaje y apropiación de las acciones que ayuden a mitigar y enfrentar desafíos en el territorio.

Uno de los escenarios relevantes para la DTAN en la implementación de procesos que apuntan a la recuperación de áreas afectadas, es el Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariguíes (en adelante PNN SYA), en donde se han suscrito y desarrollado proyectos de gran impacto para la región, gracias a las diferentes alianzas interinstitucionales con fines de consecución de recursos para la realización de acciones de protección, a través del saneamiento predial en 3.147,13 ha, restauración ecológica en más de 4.000 ha, y conservación de la biodiversidad de este patrimonio natural de los santandereanos, convirtiéndose en un modelo a replicar en las demás áreas protegidas, pues se aborda la restauración desde la participación de diferentes actores, sensibilización hacia la conservación, el empoderamiento social y la trascendencia de las acciones en el tiempo.

LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN LA DTAN

A partir del año 2006, PNN inició la construcción de los lineamientos de orden nacional para orientar la propuesta de restauración ecológica participativa (Camargo, 2007). En el contexto de la DTAN, en el año 2012 Prado-Castillo aborda la restauración ecológica desde un enfoque territorial, donde enfatiza en aspectos conceptuales y metodológicos. Actualmente, la mayoría de las áreas protegidas adscritas a la DTAN, cuentan con programas de restauración ecológica que apuntan a la priorización de áreas a intervenir para la consolidación de portafolios de proyectos de restauración (Puentes & García, 2016).

En estos programas se compila la información de procesos implementados anteriormente, para hacer un análisis cuidadoso que permita extraer lecciones aprendidas, y realizar el manejo adaptativo en caso de no cumplirse con los objetivos de restauración propuestos. Del mismo modo, se seleccionan las unidades de análisis a intervenir, ya sean microcuencas, ecosistemas, zonas de manejo, entre otras; se identifican y espacializan los tensionantes por cada una de las unidades de análisis, así también, se priorizan las áreas para restauración de acuerdo a la inclusión de criterios bióticos, físicos y sociales, se elaboran los modelos conceptuales, teniendo en cuenta las causas y efectos de las presiones, y finalmente, se formulan los perfiles de proyectos de restauración ecológica, donde se definen actividades, objetivos y metas en el corto, mediano y largo plazo. En ese sentido, la visión de la DTAN, se direcciona a que los programas de restauración se consoliden como una herramienta útil para el manejo integrado de las áreas protegidas, se vinculen a diferentes estrategias de cooperación dentro de un proceso de planificación ambiental y se efectúe la articulación con el Sistema Regional de Áreas Protegidas (SIRAP), lo cual permitirá abordar la restauración ecológica desde un contexto paisajístico y de funcionalidad.

Los procesos de restauración ecológica desarrollados en la DTAN suman alrededor de 8.000 hectáreas intervenidas con enfoques de restauración asistida y espontánea en ecosistemas que van desde bosque seco hasta bosques altoandinos. Esto ha facilitado adquirir un gran cúmulo de experiencias y trabajar de la mano con diferentes instituciones del sector público y privado, incluyendo a la academia, para generar conocimiento sobre el territorio y el afianzamiento de estrategias más eficaces que favorezcan el mejoramiento de la integridad ecológica de las áreas protegidas.

LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN EL PNN SYA

La restauración ecológica en el PNN SYA es un claro ejemplo de cómo la empresa privada y las instituciones del estado se pueden articular para dar cumplimiento a procesos de compensación ambiental que le apunten a la conservación efectiva de la biodiversidad.

En primera instancia, el Convenio Interinstitucional N° 46/4209 suscrito entre ISAGEN S.A., Parques Nacionales Naturales de Colombia y Patrimonio Natural Fondo para La Biodiversidad y las Áreas Protegidas, es considerado por el Sistema de Parques Nacionales como uno de los proyectos de restauración ecológica de mayor trascendencia realizado en un área protegida, no solo en términos de superficie impactada, o recursos asignados, sino por el rigor científico empleado en cada una de las etapas desarrolladas. En la ejecución del mencionado convenio, la topografía irregular, las condiciones climáticas agrestes, y los desafíos sociales pusieron a prueba la disposición técnica y operativa de las personas que participaron en su ejecución.

Para abordar los procesos de restauración ecológica en el PNN SYA en la zona norte (municipio de San Vicente de Chucurí) dentro de la subzona hidrográfica Sogamoso y zona centro-occidental (municipio del Carmen de Chucurí), en la subzona hidrográfica Opón, se partió de la elaboración de diagnósticos específicos en bosques andinos y subandinos para identificar las condiciones de las áreas a recuperar y plantear estrategias de intervención diferenciales de acuerdo a los potenciales de restauración. Por lo tanto, se realizaron análisis de suelo en las coberturas de pastos, rastrojos, helechales y bosque de entresaca, registrados en las áreas de estudio para evaluar el pH, textura del suelo, profundidad efectiva, carbono orgánico, nutrientes, además de parámetros fisicoquímicos y biológicos, como macroinvertebrados en los cuerpos de agua asociados a las zonas de restauración. Igualmente, se estudió la composición de plantas, aves, artrópodos, y mamíferos medianos y pequeños, que permitieran consolidar una línea base para el monitoreo, y a la vez, identificar especies vegetales clave, para acelerar los procesos sucesionales, basados en rasgos de historia de vida y especies de fauna dispersoras de semillas.

Dentro del componente social, se desarrolló un estudio histórico y socio cultural, sobre las comunidades del área objeto de restauración y zonas aledañas, describiendo las acciones humanas del territorio en busca de la vivencia, de los hechos sobresalientes de la historia social, política y económica de la sociedad, y cómo estos tuvieron influencia en la transformación de los ecosistemas presentes en el área protegida. Así mismo, se realizaron ejercicios de cartografía social y talleres comunitarios enfocados a obtener información que permitiera robustecer la selección de las especies vegetales a incluir en los diseños de restauración ecológica, teniendo en cuenta criterios como especies amenazadas o en riesgo de extinción local, patrón espacial de distribución de las especies, fuentes de propágulos, condiciones de hábitat, capacidad de rebrote, generación de cobertura, estrategias de dispersión y polinización, producción de hojarasca, entre otros.

La información del diagnóstico, permitió enfocar diseños de restauración ecológica, a partir de diferentes trayectorias ecológicas identificadas y en el principio de la reintroducción de especies que se encuentren en estados sucesionales más avanzados, a ambientes que están representados en estados sucesionales tempranos, que emergieron como resultado del cambio de uso del suelo.

Los arreglos florísticos contemplaron densidades de plantación por hectárea de 900 a 2.840 individuos en coberturas de pastizales y helechales, 300 a 400 individuos en rastrojos bajos, y 50 a 105 individuos con enriquecimientos en rastrojos altos y bosques afectados por tala selectiva.

Para la producción del material vegetal se realizó el montaje de 11 viveros temporales que en total abarcaron un área de 6.562 m², espacio en el que se propagaron 306.000 individuos de 81 especies. En estos viveros se produjo el sustrato requerido en etapa de crecimiento y plantación en una proporción 1:2 (tierra: pasto), abono bocashi y micorriza producida *in situ*, utilizando como cultivo trampa los pastos exóticos presentes en la zona. Gran porcentaje del material vegetal, se propagó por medio de semillas colectadas en el área protegida; Sin embargo, debido al desconocimiento de los ciclos fenológicos de las especies vegetales, retraso o aceleración de la fructificación por causa de variabilidad climática, bajas tasas de germinación de las semillas y presencia de enfermedades causadas por hongos como *Pythium* sp., *Phytophthora* sp., y *Rhizoctonia* sp., que incrementó la mortalidad en el proceso de producción, se justificó la implementación de estrategias complementarias como el rescate de brinzales dentro de rodales de las coberturas leñosas y la colecta de esquejes.

Los principales resultados alcanzados en el marco del Convenio No. 46/4209, el cual se ejecutó entre octubre de 2013 y febrero de 2018 por los operadores Unión Temporal FUNDASET-CONIF y Unión Temporal Corredor Jaguar Norandino y bajo la supervisión técnica de PNN, comprenden la plantación de 267.865 individuos vegetales pertenecientes a 81 especies nativas, distribuidos en 964 ha ubicadas en un gradiente altitudinal entre 1100 y 2400 msnm, así como esquemas de propagación de 20 especies de plantas, algunas de las cuales han sido taladas o entresacadas en el Parque Nacional por su madera fina. Adicionalmente, se logró la instalación de 15.986 metros lineales de cercados perimetrales de alambre de púas con postes de plástico, para ayudar a la reducción de tensionantes asociados a la

ganadería en 3.272 ha, la instalación de artilugios para fauna en 110 ha de pastizales, la participación comunitaria a través de la firma de alianzas y la contratación de personas locales, la generación de construcción de estructuras de bioingeniería que se requieran en las zonas degradadas, debido a afectaciones por erosión, y el planteamiento y funcionamiento de la estrategia de monitoreo, así como a la efectividad de las acciones de restauración, con metas que sean verificables y cuantificables en el corto, mediano y largo plazo.

A la fecha, los resultados del monitoreo, entre uno y dos años transcurridos los procesos de plantación, evidencian el establecimiento exitoso de la mayoría de las especies plantadas. La sobrevivencia de las plantas osciló, entre 54% para las especies esciofitas y hemiesciofitas en coberturas leñosas de la zona centro-occidental y 86% en rastrojos bajos cerrados de la zona norte del Parque Nacional. Las especies que presentaron las menores tasas de sobrevivencia fueron, macanillo (*Licania* aff. *veneralensis*) en helechales, candelillo (*Pouteria* sp.) en pastizales limpios y enmalezados de zonas altas, cedro común (*Cedrela odorata*) en rastrojos altos y bajos dominados por helechos arborescentes de zonas altas, y cedro nogal (*Juglans neotropica*) en rastrojos bajos cerrados; la especie pionera, conocida como látigo (*Trema micrantha*) presentó una sobrevivencia muy baja en helechales.

Las especies de tallos menos lignificados y heliófitas como *Heliocarpus* sp., *Ochroma pyramidale* y *Erythrina poeppigiana* exhibieron las mayores tasas de crecimiento, cerrando el dosel rápidamente. Con respecto a la estructura y composición de los núcleos de regeneración plantados en pastizales dominados por pasto estrella (*Brachiaria radicans*) y pasto elefante (*Megathyrsus maximus*), versus sitios control y bosques maduros de referencia en la zona centro-occidental, pasados dos años de realizarse las plantaciones y cuatro mantenimientos, se evidenciaron diferencias en la densidad y área basal de las plantas que se hallaron en sitios plantados, sitios control y no hay significancia de estas mismas variables entre los sitios plantados y los bosque de referencia (Garibello-Peña et al., 2018).

Los cambios acelerados en la estructura de los núcleos plantados en pastizales de la zona centro-occidental, reflejan la existencia de un gran potencial ambiental en la subzona hidrográfica del Opón al interior del área protegida, el cual estaría determinado por variables como temperatura, humedad, fertilidad de los suelos, proximidad a relictos boscosos conservados y la historia de uso de los sitios que mantuvieron los mecanismos de regeneración.

Por otra parte, en el sector Comunero del Parque, al interior de la subzona hidrográfica del río Suárez (municipio del Hato), se desarrolló un proceso de restauración ecológica y de ecología de la restauración, en 16,18 hectáreas de bosques andinos, liderado por la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia (UPTC), en el marco del Convenio No. 5211740 de 2012, suscrito con Ecopetrol S.A.

El mencionado proyecto, base principal para la generación del presente libro, ha transcurrido entre los años 2015 y 2018, en el sector de la Golconda, adquirido vía saneamiento predial por Ecopetrol S.A. y donado a PNN. Este proceso tuvo como metas, el establecimiento de coberturas leñosas en pastizales dominados por *Urochloa decumbens* (Fig. 1), reducir la dominancia de las pasturas exóticas en el

sitio y eliminar la dominancia de helechales *Pteridium arachnoideum* en los sitios donde aún se encuentran. Allí, inicialmente se definió un modelo de la historia de uso del suelo, posteriormente se definieron los regímenes de disturbio que han afectado el sitio, los factores limitantes y potenciadores de la restauración, y se determinó el objetivo de restauración. Después se definió un modelo de trayectoria sucesional y se propusieron las técnicas a aplicar.



Figura 1. Área de restauración en pastizales dominantes (*Urochloa decumbens*), en el sector de la Golconda, PNN SYA.

Posteriormente, se plantearon una serie de experimentos que varían con respecto a la intensidad de mantenimientos o remoción, como en el caso de los helechos y la plantación de núcleos de regeneración con especies nativas propagadas en un vivero transitorio. Con respecto a los pastizales, los experimentos plantean una diversidad de núcleos de regeneración, compuestos por especies diferentes en tamaños de área y densidades diferentes.

Adicionalmente, se ha evaluado el potencial de germinación de semillas en muestras de suelo proveniente de las unidades de vegetación, las cuales fueron caracterizadas en su estructura y composición vegetal, además de aspectos físico-químicos de los suelos y diversidad funcional de insectos, mamíferos y aves (Caro-Melgarejo et al., 2018). A la fecha, se propagaron en el vivero transitorio 5.524 plántulas de 16 especies nativas, y los eventos de monitoreo han permitido inferir que el 71% de los individuos vegetales se encuentran en estado juvenil, la

sobrevivencia estimada es de 94%, más del 50% de las especies registradas en las unidades de pastizales son nativas y las pasturas exóticas ocupan menos del 60% de la cobertura vegetal en los núcleos plantados.

LECCIONES APRENDIDAS

Las acciones de saneamiento predial como medidas de compensación ambiental por parte de las empresas privadas, han consentido la adquisición de 58 predios que contienen 3.147,13 hectáreas para mejorar las condiciones ecológicas en el PNN SYA y de esta forma resolver problemas de ocupación, evitar conflictos con los pobladores y posibilitar la suscripción de alianzas para la restauración ecológica garantizando que las acciones e iniciativas emprendidas perduren en el tiempo. Por lo tanto, a la hora de priorizar zonas a restaurar en las áreas protegidas, se debe partir de la identificación de las problemáticas asociadas a la tenencia de la tierra y de esta forma, contribuir a la búsqueda de alternativas de solución para incorporar desde un inicio la participación entusiasta de actores sociales y permitir la continuidad en los procesos.

El saneamiento predial es identificado por las comunidades del PNN SYA como una alternativa para aportar a la conservación de la Serranía. Al ejercer el justo dominio sobre la propiedad por parte de PNN, mediante la adquisición de los predios, se suspenden las actividades de orden agropecuario, de tal forma que, estas zonas entran en un proceso de abandono que permite la reactivación de la sucesión natural.

Adicionalmente, el saneamiento predial fortalece el manejo de las áreas protegidas y mejorar las relaciones con las comunidades campesinas aledañas, que en muchos casos son las mismas que se encuentran al interior del área protegida. En ese sentido, la inclusión de la comunidad en la formulación y desarrollo de los proyectos de restauración de predios saneados, ha permitido que se amplíe el conocimiento frente a la degradación de los ecosistemas del PNN SYA, generando el interés por apoyar las acciones necesarias para revertir los daños causados por la expansión de la frontera agrícola y ganadera. Además, el éxito de los proyectos dependerá del convencimiento de la importancia que tiene la restauración para el bienestar de las comunidades, reflejado en todos los servicios ecosistémicos que proporcionan los bosques en buen estado de conservación.

Es muy importante tener en cuenta los rasgos funcionales que agrupan ensamblajes de especies vegetales a la hora de seleccionar las especies a incluir en los diseños asistidos, más allá de la riqueza de especies encontradas en los diagnósticos de vegetación. Estos rasgos, permiten ubicar estratégicamente los elementos vegetales y sus densidades en cada unidad de vegetación correspondiente, con la opción de contar con una mayor cantidad de especies a la hora de colectar y propagar el material vegetal.

Si bien la restauración espontánea puede en algunos casos resultar más costo eficiente frente a la restauración activa, hay que considerar que esta es factible en ecosistemas donde las perturbaciones han sido leves o de corta duración y las comunidades en los ecosistemas son resilientes (Jones & Schmitz, 2009; Zahawi et al., 2014), pues, en algunos sitios la recuperación puede ser lenta, si la disponibilidad de propágulos o dispersores es limitada y muy variable, incluso en suelos con uso similar (Vargas, 2011). En ese sentido, Chazdon & Guariguata (2016), plantean que se puede aprender a reconocer aquellas áreas que se regeneran de una manera natural en los ecosistemas tropicales, teniendo en cuenta variables como precipitación, inclinación del terreno, elevación, diversidad de dispersores naturales como aves y murciélagos, cercanía a otros fragmentos de bosque y ríos, y de esta forma concentrar recursos en técnicas mucho más activas en los sectores donde realmente sea necesaria la nucleación, el enriquecimiento, los aislamientos, instalación de artilugios para la fauna silvestre, entre otros.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Camargo, G. 2007. Guía técnica para proyectos piloto de restauración ecológica participativa. Metodología para el desarrollo de los proyectos piloto de la política de restauración ecológica participativa en el Sistema de Parques Nacionales Naturales y sus zonas amortiguadoras. Bogotá, Colombia.
- Caro-Melgarejo, D.P., Morales-Puentes, M.E. & Gil-Novoa, J.E. (Coord.). 2018. Revelando tesoros escondidos: flora y fauna flanco oriental de la Serranía de Los Yariquíes. Tunja: Editorial UPTC. 125. 290 p.
- Chazdon, R. & Guariguata, M. 2016. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. e5653. <https://doi.org/10.1111/btp.12381>.
- Duarte-Sánchez, I., Contreras, J., Grandas, S., Benavides, J. & Moreno, H. 2018. Informe de monitoreo a la restauración ecológica en el Parque Nacional Natural Serranía de los Yariquíes, vigencia 2018. Parques Nacionales Naturales de Colombia. San Vicente de Chucurí. 53 p.
- Garibello-Peña, J., Barrera-Cataño, J. & Jiménez, G., 2018. Evaluación y monitoreo a los tratamientos de restauración ecológica implementados en el marco del contrato CAT-001 de 2013, en el sector Centro-Occidente municipio del Carmen de Chucurí. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, D.C., 64 p.
- Jones, H.P. & Schmitz, O.J. 2009. Rapid recovery of damaged ecosystems. *PLoS ONE*. 4(5): e5653. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005653>.
- Parques Nacionales Naturales de Colombia. 2012. Lineamiento Institucional de Educación Ambiental de Parques Nacionales Naturales de Colombia. Bogotá, Cundinamarca, Colombia.

- Parques Nacionales Naturales de Colombia. 2015. Ficha técnica para caracterización de uso, ocupación y tenencia, Documento Técnico. Grupo de Sistemas de Información y Radiocomunicaciones. Bogotá: 61 p.
- Prado-Castillo, L.F. 2012. Plan de restauración ecológica del patrimonio natural de las Áreas Protegidas adscritas a la Dirección Territorial Andes Nororientales. Parques Nacionales Naturales de Colombia. Bucaramanga, Santander. 83 p.
- Puentes, J.M. & García, J.F. 2016. Lineamiento institucional de restauración ecológica participativa del Sistema de Parques Nacionales Naturales. Parques Nacionales Naturales de Colombia, Subdirección de Gestión y Manejo de Áreas Protegidas. 97 p.
- RUNAP. 2018. <http://runap.parquesnacionales.gov.co>
- Vargas, O. 2011. Los pasos fundamentales en la restauración ecológica. Guías técnicas para la restauración ecológica de ecosistemas. En: Vargas, O. & Reyes, S.P. (Editores). La restauración ecológica en la práctica: memorias I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica & II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica. Universidad Nacional de Colombia, Sede Bogotá, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Grupo de Restauración Ecológica. Red Colombiana de Restauración Ecológica, ACCEF y N. Bogotá, D.C., Colombia.
- Zahawi, R., Reid, L. & K. Holl. 2014. Hidden cost of passive restoration. *Restoration Ecology*. 22(3):284-297.





CAPÍTULO 2

ABORDAJE CONCEPTUAL



Luis Fernando Prado-Castillo^{1,2}, Daniel Augusto Rincón-Puerta¹, Yamileth Domínguez Haydar³.

¹Grupo de Investigación Sistemática Biológica (SisBio), Herbario UPTC. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia

²Maestría en Ciencias Biológicas. Escuela de Posgrados. Facultad de Ciencias. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia.

³Grupo GICMARA, Programa de Biología, Universidad del Atlántico.

LA SUCESIÓN ECOLÓGICA COMO PARTE DE LOS PRINCIPIOS DE LA ECOLOGÍA EN LA RESTAURACIÓN

La sucesión ecológica es entendida como: "*patrones de cambio y reemplazamiento que ocurren dentro de los ecosistemas a lo largo del tiempo en respuesta al disturbio*" (McDonald et al., 2016). Entre los modelos que intentan explicar estos patrones está el de Connell & Slatyer (1977), concebido a partir de interacciones bióticas y los cambios en micrositio que estas generan mediante los siguientes mecanismos subyacentes: a) especies pioneras cambian el micrositio y facilitan el establecimiento de especies (facilitación); b) especies pioneras cambian el micrositio sin afectar el establecimiento de especies (tolerancia); y c) especies pioneras cambian el micrositio y limitan el establecimiento de especies (inhibición).

El paisaje de interés, previa restauración, presentaba un mosaico de etapas sucesionales (*sensu* van der Maarel, 1988), sobre una matriz dominante de gramíneas exóticas. Por tanto, la restauración se orientó hacia la gestión de las diversas etapas sucesionales, el banco de semillas (legado genético) del suelo y el potencial de propágulos ofertado por el entorno (van Andel & Aronson, 2012).

Un primer escenario observado en el paisaje, fue la marcada dominancia de gramíneas exóticas y su capacidad de limitar la colonización y el establecimiento de especies nativas (inhibición, Connell & Slatyer, 1977), resultado de la expresión de sus atributos de vida (*p. ej.*: propagación vegetativa; densidad de raíces, alelopatía) en condiciones de entorno favorables.

Un segundo escenario observado, fue la existencia de matorrales abiertos de especies nativas en medio de la matriz de gramíneas exóticas; lo que evidenciaba la capacidad de estas especies para establecerse, modificar las condiciones de micrositio y favorecer la colonización de otras especies (facilitación, Connell & Slatyer, 1977) (Fig. 1).

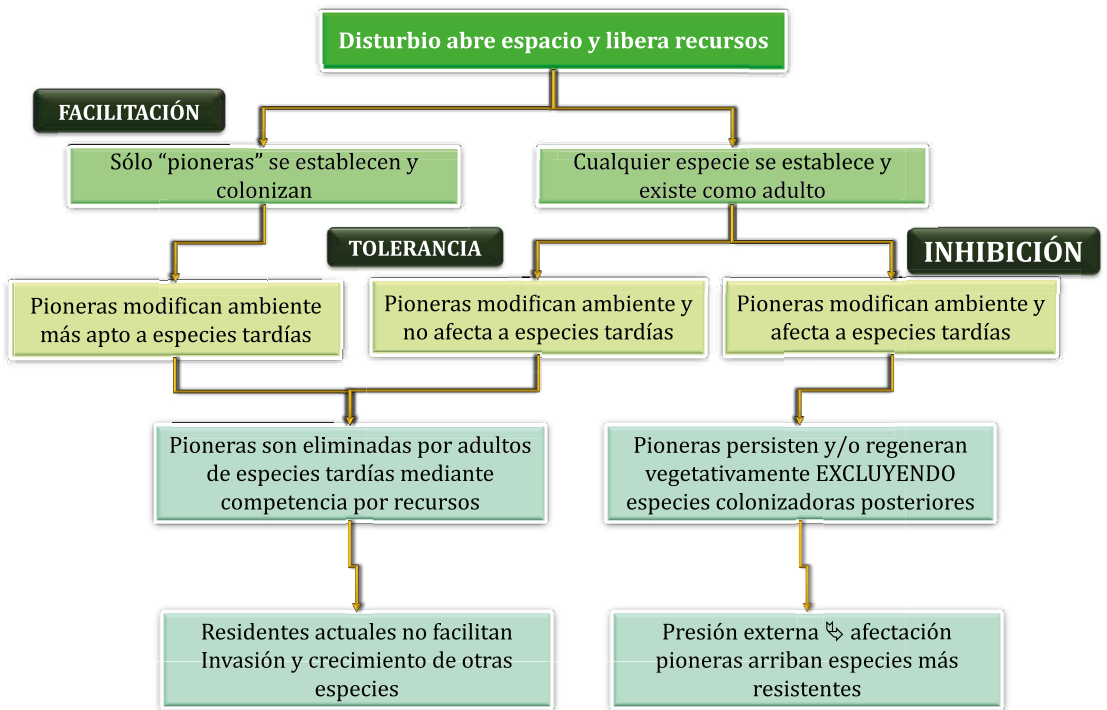


Figura 1. Modelo Connell & Slatyer (1977) que explica diferentes vías sobre los patrones de cambio y reemplazamiento de especies.

Se diseñó un modelo de trayectorias ecológicas (Temperton & Hobbs 2004), respaldado en las comunidades vegetales identificadas (Fig. 2) y el estudio de las condiciones ambientales específicas.

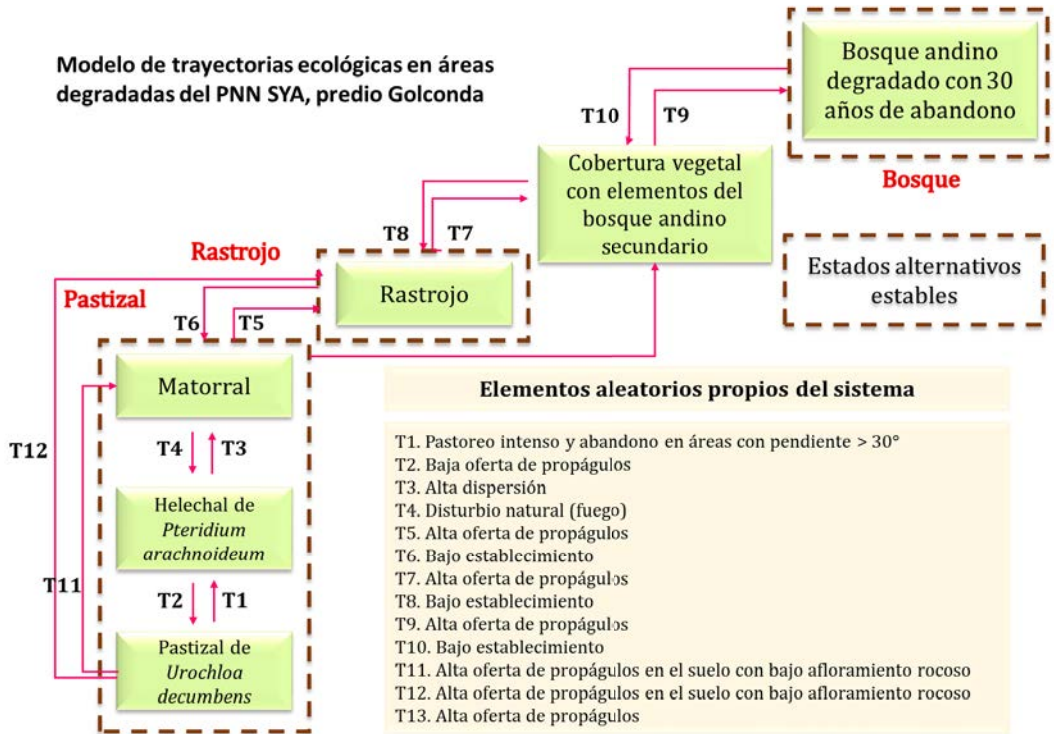


Figura 2. Modelo de trayectorias ecológicas en el sector de la Golconda. La especie dominante en la matriz de gramíneas fue *Urochloa decumbens*.

En la Figura 2, cada cuadro en línea roja y guión ejemplifica un estado alternativo estable dentro del cual se pueden observar diversos ensamblajes de especies y sus múltiples expresiones donde varían las especies nativas pioneras que codominan. Las trayectorias podrían avanzar o regresarse en función de elementos aleatorios propios del sistema.

Se consideró como planteamiento para el proyecto, una trayectoria ecológica que parte del pastizal hacia alguno de los tres tipos de ensamblajes identificados: 1) helechales de *Pteridium arachnoideum*, 2) matorral o 3) rastrojo. Una vez alcanzada cualquiera de las dos primeras coberturas y en función de la oferta de propágulos (u otros factores aleatorios) de las áreas aledañas de bosques secundarios, se lograba una cobertura forestal con elementos del bosque andino, aún con bajo nivel de semejanza al ecosistema de referencia identificado, en este caso el bosque andino degradado y más de 30 años en abandono.

Debido a que en el área de intervención directa existen actualmente múltiples ensamblajes de especies dentro de las tres principales coberturas vegetales (pastizal, matorral y rastrojo), las metas de restauración a corto plazo estuvieron orientadas a ser intervenidas en su mayoría y a manera de mosaico (*sensu* van Andel & Aronson, 2012); así, se plantearon acciones para establecer en el corto plazo, coberturas semejantes a los matorrales (Fig. 2, T11), en el mediano plazo, hacia coberturas del tipo rastrojo (Fig. 2 T12), y al largo plazo, hacia la cobertura forestal con elementos del bosque andino (Fig. 2, T11-T13-T9 o bien T12-T7-T9).

Mediante procesos de regeneración natural asistida, se buscó favorecer el arribo y establecimiento de especies nativas pioneras (mecanismo de facilitación, *sensu* Connell & Slatyer, 1977) y contrarrestar filtros ecológicos (Hobbs & Norton, 2004) como la fertilidad del suelo, el tamaño de los parches y la competencia interespecífica.

En concordancia con lo expresado por MADS (2015), sobre la necesidad de abordar la restauración desde bases experimentales, y al ser coherente con la existencia de un nivel de incertidumbre propio de los procesos de restauración, se adoptaron los principios del manejo adaptable desde la planeación e incremento de la probabilidad de éxito en las primeras fases de la restauración (Tom, 2000 en MADS, 2015). El manejo adaptable integró la generación de conocimiento científico, valoración del conocimiento local, y el monitoreo, para soportar posibles adaptaciones a las técnicas de restauración.

LA COMPRENSIÓN DEL DISTURBIO COMO HERRAMIENTA PARA EL ABORDAJE DE LA RESTAURACIÓN

Los disturbios comprenden todas aquellas afectaciones discretas en el tiempo, que modifican los atributos de la biodiversidad en un ecosistema, con consecuencias en la oferta de recursos, la condición del sustrato o el medio físico (Pickett & White, 1985; Sousa, 1984); es la alteración de las condiciones ambientales y bióticas lo que limita las dinámicas de regeneración natural.

El régimen de disturbio hace parte de los roles y procesos que, en un ecosistema, surgen de las interacciones entre lo biótico y lo abiótico (McDonald et al., 2016); entre tanto, la sucesión ecológica es la respuesta a su dinámica espacio-temporal y su estudio direcciona el conocimiento para interpretar la historia de uso del territorio e identificar preliminarmente alternativas para su recuperación.

Conocer la historia y espacialización de los disturbios en un socioecosistema genera información sobre los cambios en sus diferentes compartimentos, el nivel de degradación y su capacidad de resiliencia.

LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA: ACCIONES CONCRETAS PARA AVANZAR EN LA RECUPERACIÓN DE ECOSISTEMAS

La restauración ecológica es considerada una estrategia de carácter interdisciplinario que articula el conocimiento científico, las ciencias sociales y económicas, con el conocimiento local, para abordar la gestión y manejo de los ecosistemas (Hobbs & Harris, 2001). Para Aronson et al. (2006) comprende acciones tendientes al beneficio humano en procura de restablecer los ecosistemas y la sociedad misma, así, integrar conservación y sociedad (Fig. 3).

El propósito de la restauración ecológica es "*restablecer todos o algunos de los componentes principales de los ecosistemas degradados, dañados o destruidos*" (SER, 2004), y existen diversas maneras de clasificar sus líneas de acción en función del alcance de sus metas, por ejemplo: restaurar, rehabilitar y recuperar (Hobbs & Harris, 2001; SER, 2004; Holl & Aide, 2011). A continuación, se describen (*sensu* MADS, 2015):

- **Restauración Ecológica (*ecological restoration*)**: acciones para restablecer los atributos del ecosistema degradado a una condición semejante previa al disturbio.
- **Rehabilitación (*rehabilitation*)**: acciones orientadas a recuperar parcialmente los atributos del ecosistema degradado con enfoque en su capacidad productiva y los servicios que ofertaba previo al disturbio.
- **Recuperación (*reclamation*)**: acciones dirigidas a recuperar fundamentalmente servicios ecosistémicos de interés social en ecosistemas con baja probabilidad de recuperar su integridad ecológica, sin llegar a ser autosostenibles o alcanzar condiciones predisturbio.

La decisión de adelantar una u otra línea de acción dependerá del potencial de restauración del ecosistema, el interés particular de quienes orientan el proceso, los recursos disponibles, entre otros.



Figura 3. La restauración ecológica permite acercarse a la sociedad humana a su propia naturaleza y al medio natural en busca de conectores para encontrar un equilibrio ecológico.

La restauración ecológica integra ciencia y sociedad (economía, cultura y política) (Prado-Castillo, 2012; Sánchez et al., 2005; Figueroa & Aronson, 2005), que desde un enfoque multidisciplinario (Burke & Mitchell, 2007; Gross, 2007; Aronson et al., 2006) diseña y ejecuta estrategias participativas de largo alcance para garantizar el éxito de cualquier iniciativa que gire entorno a la restauración.

En Parques Nacionales Naturales de Colombia (2012), se ha adaptado la definición de SER (2004) a su escenario de gestión, e involucra los conceptos de valor objeto de conservación e integridad ecológica en áreas protegidas; además, de considerar la restauración como un proceso que conecta comunidades y entorno natural desde los saberes ancestrales y locales, la apropiación y la sensibilización.

LA NUCLEACIÓN COMO UN TIPO DE PLANTACIÓN QUE OPTIMIZA LOS RECURSOS DISPONIBLES

El establecimiento de especies nativas en áreas degradadas mediante la plantación, es una técnica de uso frecuente en la restauración para activar la sucesión ecológica y la recuperación de la cubierta vegetal. De acuerdo con Corbin & Holl (2012), la nucleación es la plantación –en pequeñas unidades espaciales– de especies nativas que funcionan como sitios focales, según Tres & Reis (2007), facilitan los flujos biológicos desde los fragmentos hacia las áreas en restauración y de estas hacia el paisaje, en estos núcleos:

- a) Se incrementa la riqueza y se modifican las condiciones ambientales de micrositio que previamente condicionaban la germinación y el establecimiento de nuevos propágulos (Bertness & Callaway, 1994; Castro et al., 2004; Vieira et al., 2009; Díaz-Páez & Polania, 2017).
- b) Se establecen nuevas especies de plantas, se forman microhábitats y se favorece el arribo de fauna (Yarranton & Morrison, 1974);
- c) Se incrementa la zoocoria, la acumulación de materia orgánica y de nutrientes en el suelo (Montagnini & Piotto, 2011), y
- d) Se reduce el estrés ambiental y se impulsa el desarrollo del banco de plántulas (Castro et al., 2004).

Para Reis et al. (2010), la nucleación implica incorporar elementos biológicos como "abióticos", que generen en las comunidades degradadas nuevas poblaciones, mediante mecanismos como la facilitación y la generación de nichos de colonización. En el contexto del proyecto, la nucleación se hizo a través de la plantación de especies nativas (Fig. 4).



Figura 4. En el PNN SYA se realizaron diversos experimentos con plantaciones de especies nativas con cambios en la composición de estas y a través de gradientes ambientales.

LOS ÁRBOLES EXISTENTES EN LA MATRIZ DOMINANTE DE PASTOS: UN REFUGIO PARA LA BIODIVERSIDAD DE INTERÉS PARA LA RESTAURACIÓN

Las interacciones ecológicas entre las especies son clave en el desarrollo de las comunidades bióticas (Bertenss & Callaway, 1994). Al retomar el modelo de Connell & Slatyer (1977), desde un enfoque experimental, se ha observado cómo diversas especies de plantas favorecen el desarrollo del banco de plántulas al inducir cambios en las condiciones de micrositio y la reducción de la herbivoría (Holl, 1999; Gómez-Aparicio, 2009; van Zonneveld et al., 2012; Cuevas et al., 2013) (Fig. 5).



Figura 5. Árboles en pastizales abandonados preexistentes a la restauración en el sector de la Golconda, PNN SYA.

En el PNN SYA, los árboles "aislados" son aquellos individuos que tras la ampliación de la frontera agropecuaria, se mantuvieron en pie por decisión de antiguos propietarios para fines múltiples: cercas vivas, reservas de madera, sombrío para ganado, barrera natural contra corrientes de viento, y belleza paisajística. Su presencia en el sector de la Golconda posiblemente modificó el microclima, incrementó la humedad y generó un sustrato orgánico en el suelo. Estas modificaciones pudieron favorecer el establecimiento temprano de otras especies funcionando como especies nodrizas (Ren et al., 2008; Siles et al., 2008; Gómez-Aparicio, 2009; Jensen, 2011). Los árboles también actúan como fuente de alimento y refugio para la fauna, principalmente para murciélagos y aves (Fig. 6).



Figura 6. Diversas especies de aves fueron avistadas en los árboles existentes en la matriz de gramíneas dominantes.

Estos grupos de fauna anteriormente citados (Fig. 6), juegan un rol fundamental en la sucesión ecológica; son agentes polinizadores y dispersores de semillas, procesos clave en el mantenimiento de la conectividad ecológica (Medellín & Gaona, 1999; de la Peña-Domene et al., 2014).

Debido al potencial que representaban estos árboles como agentes facilitadores de la sucesión ecológica en pastizales abandonados, se convirtieron en una oportunidad de estudio dentro de la estrategia amplia de restauración ecológica, además, por sus aparentes ventajas económicas en comparación con otros métodos (Castro et al., 2004).

BANCO DE SEMILLAS GERMINABLE: EL INICIO DE LA REGENERACIÓN NATURAL

El banco de semillas germinable son todas las semillas presentes en el suelo, determina el inicio de la sucesión (Brokaw, 1986; Simpson et al., 1989) y da la estructura a la comunidad vegetal (Guevara et al., 2005; Montenegro et al., 2006; López-Toledo y Martínez-Ramos, 2011; Török et al., 2017, 2018).

La composición y abundancia del banco de semillas es la responsable de la permanencia de las especies y sus poblaciones en las comunidades y ecosistemas; por tanto, de su capacidad de regeneración natural (Luzuriaga et al., 2005; López-Toledo y Martínez-Ramos, 2011; Luo et al., 2017) (Fig. 7).



Figura 7. Estado de sucesión natural temprana en el área de la Golconda, PNN SYA.

El banco de semillas puede exhibir cambios ocasionados por el régimen de disturbio; su expresión está limitada por factores, tales como: condiciones microambientales, depredación, modificaciones en las características fisicoquímicas del suelo y presencia de especies exóticas (Holl, 1999; Bossuyt & Hermy, 2003; Hooper et al., 2005; Zamora & Montagnini, 2007; López-Toledo & Martínez-Ramos, 2011).

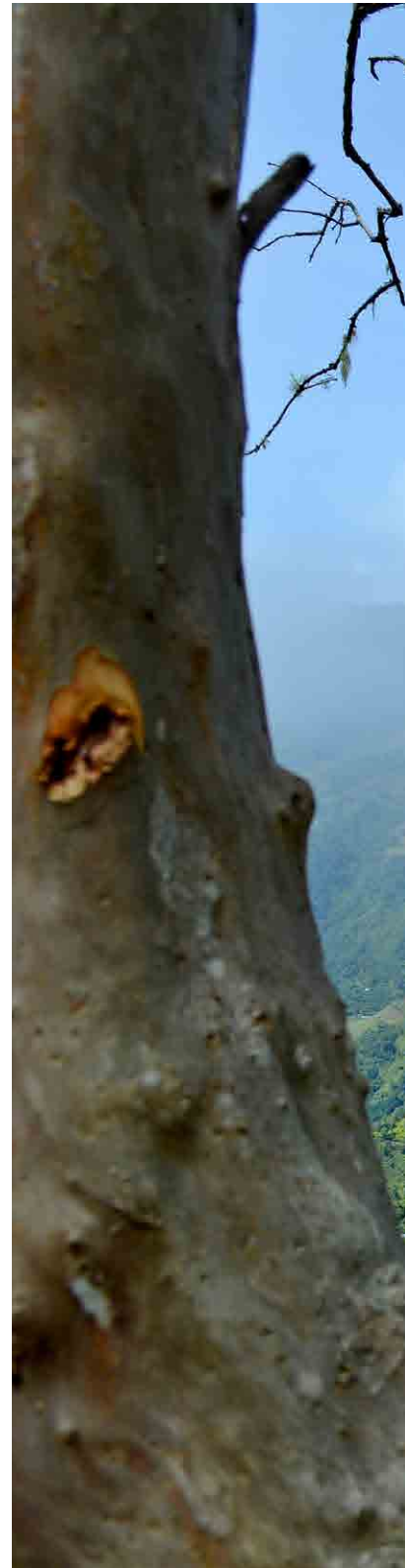
El proyecto estudió el banco de semillas para ampliar el conocimiento ecológico del sistema, ajustar las trayectorias ecológicas y los diseños de la nucleación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [MADS] Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2015. Plan Nacional de Restauración: restauración ecológica, rehabilitación y recuperación de áreas disturbadas. Bogotá, Colombia.
- [SER] Society for Ecological Restoration International Science Y Policy Working Group, 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Aronson, J., J.N. Blignaut, S.J. Milton & A.F. Clewell 2006. Natural capital: the limiting factor. *Ecological Engineering*, 28: 1-5.
- Bertness, M.D. & Callaway, R. 1994. Positive interactions in communities. *Trends in Ecology and Evolution*, 5: 191-193.
- Bossuyt, B. & Hermy, M. 2003. The potential of soil seedbanks in the ecological restoration of grassland and heathland communities. *Belg. Journ. Bot.*, 136(1): 23-34.
- Brokaw, N.V. 1986. Seed dispersal, gap colonization, and the case of *Cecropia insignis*. En: *Frugivores and seed dispersal*. Estrada, A. & Fleming (eds.), T. H. Panamá, 24: 323-331.
- Burke, S.M. & Mitchell, N. 2007. People as ecological participants in ecological restoration. *Restoration Ecology*, 15: 348-350.
- Castro, J., Zamora, R., Hódar, J.A., Gómez, J.M. & Gómez, L. 2004. Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in Mediterranean mountains: a 4 years study. *Restoration Ecology*, 12(3): 352-358.
- Connell, J. H. & Slatyer, R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist*, 111: 1119-1144.
- Corbin, J.D. & Holl, K.D. 2012. Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management*, 265: 37-46.
- Cuevas, J., Silva, S., León-Lobos, P. & Ginocchio, R. 2013. Nurse effect and herbivory exclusion facilitate plant colonization in abandoned mine tailings storage facilities in north-central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 86: 63-74.
- de la Peña-Domene, M., Martínez-Garza, C., Palmas-Pérez, S., Rivas-Alonso, E., & Howe, H. F. 2014. Roles of birds and bats in early tropical-forest restoration. *PLoS One*, 9(8), e104656.
- Díaz-Páez, M. & Polanía, J. 2017. Experiencia piloto de nucleación con especies nativas para restaurar una zona degradada por ganadería en el norte de Antioquia, Colombia. *Biota Colombiana*, 18: 60-69.
- Figueroa, B.E. & Aronson, J., 2006. New linkages for protected areas: making them worth conserving and restoring. *J. Nat. Conserv.* 14, 225-232.
- Gómez-Aparicio, L. 2009. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. *Journal of Ecology*, 97: 1202-1214.
- Gross, M. 2007. Restoration and the origins of ecology. *Restoration ecology*, 15(3): 375-376.

- Guevara, S., Moreno-Casasola, P. & Sánchez-Ríos, G. 2005. Soil seed banks in the tropical agricultural fields of Los Tuxtlas, Mexico. *Tropical Ecology*, 46(2): 219-227.
- Hobbs, R.J. & Harris, J.A. 2001. Restoration ecology: Repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*, 9: 239-246.
- Hobbs, R.J. & Norton, D.A. 2004. Ecological filters, thresholds and gradients in resistance to ecosystem reassembly. In: Temperton, V.M., Hobbs, R.J., Nuttle, T.J. & Halle, S. (Eds.). *Assembly rules and restoration ecology - Bridging the gap between theory and practice*, Island Press, Washington, D.C. Pp: 72-95.
- Holl, K. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed migration, microclimate and soil. *Biotropica*, 31: 229-242.
- Holl, K.D. & Aide, T.M. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, 261: 1588-1563.
- Hooper, E., Legendre, P. & Condit, R. 2005. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology*, 42: 1165-1174.
- Jensen, A.M. 2011. Effects of facilitation and competition on oak seedlings. Using shrubs as nurse-plants to facilitate growth and reduce browsing from large herbivores. Doctoral Thesis No. 2011:58 Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. 43 p.
- López-Toledo, L. & Martínez-Ramos, M. 2011. The soil seed bank in abandoned tropical pastures: source of regeneration or invasion? *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82: 663-678.
- Luo, X., Cao, M., Zhang, M., Song, X., Li, J., Nakamura, A. & Kitching, R. 2017. Soil seed banks along elevational gradients in tropical, subtropical and subalpine forests in Yunnan Province, southwest China. *Plant Diversity*, 39: 273-286.
- Luzuriaga, A.L., Escudero, A., Olano, J.M. & Loidi, J. 2005. Regenerative role of seed banks following an intense soil disturbance. *Acta Oecologica*, 27: 57-66.
- McDonald, T., Jonson, J. & Dixon, K.W. 2016. National standards for the practice of ecological restoration in Australia. *Restoration Ecology*, 24: S6-S32.
- Medellín, R. & Gaona, O. 1999. Seeds dispersal by bats and birds in forest and disturbed habitats Chiapas, Mexico. *Biotropica*, 31(3): 478-485.
- Montagnini, F. & Piotta, D. 2011. Mixed plantations of native trees on abandoned pastures: restoring productivity, ecosystem properties, and services on a humid Tropical site. En: M. Weber, *Silviculture in Tropics*, p. 501-511. Belin: Springer.
- Montenegro, A., Ávila-Parra, Y., Mendivelso, H.A. & Vargas, O. 2006. Potencial del banco de semillas en la regeneración de la vegetación del Humedal Jaboque, Bogotá, Colombia. *Caldasia*, 28(2): 285-306.
- Parques Nacionales Naturales de Colombia. 2012. *Estrategia Nacional de Restauración Ecológica del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia*. Bogotá. 55 p.
- Pickett, S.T.A. & White, P.S. 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press. San Diego, New York, Boston, London, Sydney, Tokyo and Toronto.: 3-124.

- Prado-Castillo, L.F. 2012. Plan de Restauración Ecológica del Patrimonio Natural de las Áreas Protegidas adscritas a la Dirección Territorial Andes Nororientales. Parques Nacionales Naturales de Colombia. Versión preliminar. Bucaramanga, Santander. 83 p.
- Reis, A., Campanha B., F., Regina-Tres D. 2010. Nucleation in tropical ecological restoration. *Sci. Agric.*: 244-250.
- Ren H., Yang, L. & Liu, N. 2008. Nurse plant theory and its application in ecological restoration in lower subtropics of China. *Progress in Natural Science*, 18: 137-142.
- Sánchez, O., Peters, E., Márquez, R., Vega, E., Portales, G., Valdez, M. y Azuara, D. (editores). 2005. *Temas sobre restauración ecológica*. México: Instituto Nacional de Ecología (INE-Semarnat).
- Siles, G., Rey, P.J., Alcántara, J.M. & Ramírez, J.M. 2008. Assessing the long-term contribution of nurse plants to restoration of Mediterranean forests through Markovian models. *Journal of Applied Ecology*. 45: 1790-1798.
- Simpson, R.L., Leck, M.A., Parker, V.T. 1989. Seed banks: General concepts and methodological issues. En: *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, London.: 3-8 p.
- Sousa, W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review Ecological Systematics*, 15: 353-391.
- Török, P., Helm, A., Kiehl, K., Buisson, E., & Valkó, O. 2018. Beyond the species pool: modification of species dispersal, establishment, and assembly by habitat restoration. *Restoration ecology*, 26: S65-S72.
- Török, P., Kelemen, A., Valkó, O., Migléc, T., Tóth, K., Tóth, E., Sonkoly, J., Kiss R., Csecserits, A., Rédei, T., Deák, B., Szucs, P., Varga, N. & Tóthmérész, B. 2017. Succession in soil seed banks and its implications for restoration of calcareous sand grasslands. *Restoration Ecology*, 26: 1-7.
- Tres, D. R. & Reis, A. 2007. La nucleación como propuesta para la restauración de la conectividad del paisaje. In *II Simposio Internacional sobre restauración ecológica*.
- Van Andel, J. & Aronson, J. 2012. *Restoration ecology: the new frontier*. 2nd edition. Wiley Blackwell, Oxford.
- Van der Maarel, E. 1988. Floristic diversity and guild structure in the grasslands of Öland's Stara Alvar. *Acta Phytogeogr. Suec.* 76: 53-65.
- van Zonnveld, M.J., Gutiérrez, J.R. & Holmgren, M. 2012. Shrub facilitation increases plant diversity along an arid scrubland-temperate rain forest boundary in South America. *Journal of Vegetation Science*. 1-11.
- Vieira, D., Holl, K. & Peneireiro, F. 2009. Agro-successional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Restoration Ecology*, 17(4): 451-459.
- Yarranton, G.A. & Morrison, R.G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. *Journal of Ecology*, 62(2): 417-428.
- Zamora, C. & Montagnini, F. 2007. Seed rain and seed dispersal agents in pure and mixed plantations of native trees and abandoned pastures at La Selva Biological Station, Costa Rica. *Restoration Ecology*, 15(3): 453-461.





CAPÍTULO 3

ABORDAJE

METODOLÓGICO



**Viviana Maritza Alvarado-Fajardo^{1,2}, Luis Fernando Prado-Castillo^{1,2}, Alexander Sabogal-González³,
David A. Luna-Sarmiento³**

¹Maestría en Ciencias Biológicas. Escuela de Posgrados. Facultad de Ciencias. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia.

²Grupo de Investigación Sistemática Biológica (SisBio), Herbario UPTC. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia.

³Centro de Investigación en Acarología SAS

INTRODUCCIÓN

Los interesados en la restauración ecológica desde una perspectiva investigativa y de desarrollo, pretenden identificar formas adecuadas para recuperar parcial o totalmente un ecosistema degradado (Cisneros, 2011). En este sentido, el método aplicado en la restauración define el éxito de la misma, sin embargo, dichas estrategias de recuperación de los ecosistemas no son estandarizadas debido a la pluralidad de sistemas ecológicos, el régimen de disturbio y el potencial de regeneración (Vargas, 2011).

Los métodos en general contemplan la descripción del área a partir de la fase diagnóstica que incluye la caracterización de la flora y la fauna, las condiciones climáticas, historia de disturbio, la identificación de factores limitantes y tensionantes así como el potencial biótico de la zona (Vargas, 2007). No obstante, las estrategias de restauración dependen de la escala a la que se realice (paisaje, ecosistema, comunidad, o población). Tales escalas determinan que las técnicas de restauración sean únicas o combinadas, existiendo la regeneración natural, enriquecimiento, diseños de plantaciones, potencial de regeneración a partir del banco de semillas, núcleos de restauración, descompactación y trasplante de suelo, entre otras (Block et al., 2001; Fuentes, 2011; Insuasty-Torres et al., 2011).

Los procesos de restauración ecológica se encaminan a reducir, controlar o mitigar factores limitantes, con el fin de promover la regeneración natural. Dentro de las técnicas más utilizadas y exitosas, se encuentra la introducción de especies nativas por medio de la plantación, ya que permite recuperar la cobertura vegetal y favorece los procesos de sucesión natural. Se ha comprobado que la implementación de esta técnica favorece el establecimiento temprano de especies nativas, debido a que promueve el cambio de las condiciones microambientales, reduciendo el estrés ambiental. De igual forma, promueve la conectividad entre remanentes de vegetación y aumenta la riqueza de especies (Bertenss & Callaway, 1994; Castro et al., 2004; Vieira et al., 2009; Díaz-Peláez & Polanía, 2017).

Una forma de aplicar dicha técnica es la nucleación, la cual implica la plantación de pequeños parches de especies nativas, como áreas focales para la recuperación de la cobertura vegetal (Corbin & Holl, 2012); lo cual favorece el establecimiento de nuevas especies vegetales, el arribo de la fauna y promueve procesos sucesionales que facilitan la regeneración natural de áreas degradadas (Yarranton & Morrison, 1974).

De acuerdo con Reis et al. (2010), la nucleación corresponde a "cualquier elemento biológico o abiótico capaz de generar dentro de las comunidades a restaurar, nuevas poblaciones a través de la facilitación y creación de nuevos nichos de colonización". Esta técnica representa un potencial de integración de los paisajes fragmentados, una vez que genera efectos locales (en áreas degradadas a restaurar) y efectos de contexto (en áreas desconectadas por la fragmentación). Para que este proceso sea efectivo en el paisaje, y haga la promoción de la conectividad, es imprescindible que los flujos biológicos ocurran en los dos sentidos: entre los "fragmentos-área en restauración" y "área restaurada-paisaje", de aquí que la fauna sea vector fundamental en la restauración como agente dispersor de semillas, de polinización y facilitador de los flujos ecológicos. Por lo anterior, en el presente capítulo se describen los métodos propuestos para la restauración ecológica realizada en el sector de Golconda (PNN SYA) tanto en flora, fauna, suelo y sociedad.

¿CÓMO SE ABORDÓ LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA?

Abordar la restauración ecológica implica integrar la espacialidad de los ecosistemas de referencia como consolidación de la dinámica natural y su distribución; esta actividad se realizó a escala paisajística con análisis a partir de la obtención de mapas temáticos como insumos para consolidar las actividades.

La restauración ecológica a escala de paisaje, ecosistemas y comunidades, pretende incorporar la unidad

ecológica Golconda, como integrador de diferentes componentes espaciales (coberturas) que interactúan entre sí; estas escalas permitieron definir cambios espacio temporales, principalmente de las 16,18 ha. A continuación, se especifican las escalas de trabajo según proyecciones de restauración ecológica (Tabla 1).

Tabla 1. Definición de escalas (*sensu* Turner et al., 2001).

ESCALA	ÁREA DE INFLUENCIA	ATRIBUTO	COMPONENTES
Paisaje	Sector del flanco oriental PNNs Yariquíes	Composición/ Estructura	Vegetación
	Sector de la Microcuenca Cincomil	Composición/ Estructura	Vegetación
Ecosistemas	Sector de la Golconda	Función	-Vegetación -Fauna (entomofauna, herpetofauna, avifauna, mastofauna) -Suelo
Comunidades	Área de intervención 16,18 ha	Composición	-Vegetación -Fauna (entomofauna, herpetofauna, avifauna, mastofauna) -Suelo

¿QUÉ FASES SE UTILIZARON PARA LA EJECUCIÓN DEL PROYECTO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA?

El proyecto de restauración ecológica de 16,18 ha en el sector de la Golconda en el PNN SYA, se dividió en cuatro fases (Fig 1). La primera fase correspondió al diagnóstico desde una escala de paisaje, ecosistema y de comunidades, permitiendo establecer las bases del proceso de restauración. La fase de diseño e implementación de las técnicas de restauración, que se soportó en la información de línea base, planteó las estrategias para la consecución de los objetivos

de recuperación de las áreas deterioradas. La tercera fase, donde se establecieron las pautas de evaluación por medio de monitoreos, que permitieron determinar cambios ecológicos deseados y no deseados, además de tomar decisiones en cuanto a las condiciones del ecosistema de referencia. Finalmente, el proceso participativo local, en donde la comunidad fue enlazada de forma activa a las otras fases de la restauración ecológica.



Figura 1. Sinopsis de las fases utilizadas en la ejecución de un proyecto de restauración ecológica.

1. FASE I. LÍNEA BASE (DIAGNÓSTICO RÁPIDO PARA LA RESTAURACIÓN)

Es la información base que se requirió para el inicio del proceso de restauración ecológica y la posterior evaluación de metas de corto (0-3 años), mediano (3-10 años) y largo plazo (más de 20 años). Inicialmente, se identificaron los usos y cambios de cobertura que ha experimentado el área de estudio, para ello se efectuó un análisis temporal; este permitió vincular la restauración al paisaje. También, se realizó la caracterización de la vegetación, entomofauna, herpetofauna y aspectos físico-químicos y microbiológicos del suelo, información clave para la valoración del proceso de restauración.

1.1 Análisis temporal de las coberturas vegetales

El monitoreo espacio-temporal de zonas geográficas, permite estimar el deterioro o recuperación espacial de las coberturas a escala de paisaje, así como los cambios en la composición y distribución de especies a nivel latitudinal y altitudinal además de la determinación de áreas prioritarias para la conservación (Lambin et al., 2001; Turner et al., 2007; Evangelista et al., 2010); estos cambios, están determinados por causas ambientales, debido al comportamiento social y económico a escala global, regional o local (Evangelista et al., 2010; Ruíz et al., 2013).

Los análisis sobre coberturas vegetales permitieron reconocer los actores que actúan en los cambios del paisaje, y cómo la vegetación de un espacio natural juega un rol ecológico, cuyo fin permitió proyectar el estado actual de la biodiversidad en el área de estudio. Se realizaron las siguientes acciones específicas:

Recopilación de información secundaria: búsqueda de información de la zona (mapas temáticos, *shapefile* de coberturas vegetales, microcuencas, uso de suelo, pendientes, geomorfología, cartografía básica, así como, imágenes digitales previas de la zona y otras), estos insumos se obtuvieron en el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC) y en los entes territoriales.

Análisis temporal de coberturas vegetales: consistió en clasificar las coberturas vegetales del área de estudio a partir de levantamientos de información en campo y puntos de control, las coberturas fueron definidas a partir del sistema de clasificación Corine Land Cover adaptado para Colombia (CLC) y complementado con imágenes de visores como Google Earth. Esta técnica se realizó en programas especializados como ArcGIS (Versión licenciada para la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia). Lo anterior, permitió generar información temática de coberturas y métricas de paisaje (área y perímetro), con esta información se analizaron los posibles cambios ocurridos en los años 2015 y 2017, en la zona a restaurar, así como, alternativas en metas de restauración a corto, mediano y largo plazo (Fig. 2).

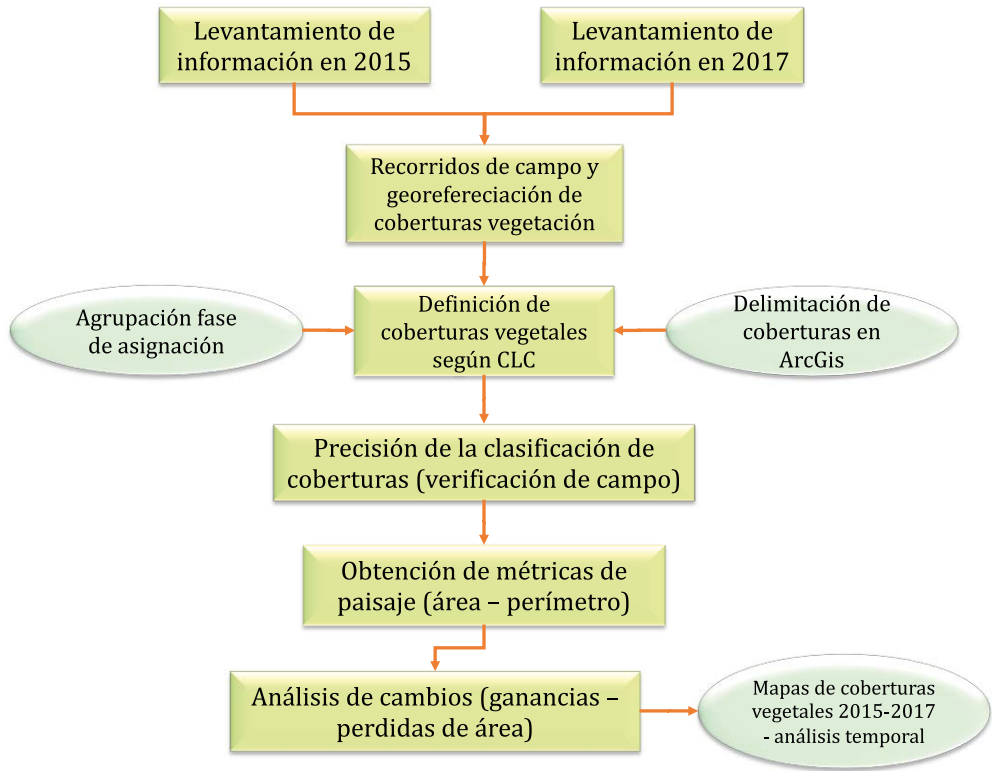


Figura 2. Diagrama de flujo de la secuencia metodológica del análisis de imágenes satelitales e identificación de coberturas y ocupaciones del suelo (modificado de Gil-Leguizamón, 2016).

Información histórica del área a restaurar y áreas de influencia: como información transversal al desarrollo espacial, se recopiló información de uso del suelo en tiempos pasados; para ello, se indagó con la comunidad sobre el uso y los cambios que han dado a la zona de amortiguación y área de interés; de igual forma, se compiló información sobre la principal fuente económica de las familias que habitan contigua al área a restaurar, con el fin de identificar, si estas actividades tuvieron relación con la transformación de la cobertura y uso del suelo.

1.2 ¿Cómo se analizó el componente vegetación?

Se realizaron parcelas modificadas de Whittaker (parcelas de multiescalas de 0.1 ha) (Campbell et

al., 2002). Este método consistió en establecer una parcela en cada cobertura, de 50 x 20 m, en la cual, se demarcaron tres tipos de subparcelas de diferentes tamaños (Fig. 3): 1) diez subparcelas de 2 x 0,5 m, en donde se registraron las hierbas y plántulas menores a 40 cm de alto; 2) dos subparcelas de 5 x 2 m, en donde se valoraron los árboles y arbustos con diámetro a la altura del pecho (DAP) \geq a 1 cm; 3) una subparcela central de 20 x 5 m, en la cual se evaluaron todos los árboles con DAP \geq a 5 cm. En la parcela principal (50 x 20 m), se revisaron todos los árboles con DAP \geq a 10 cm, excluyendo los contados en las subparcelas. En todos los casos se tomaron datos del DAP y la altura de cada individuo evaluado.

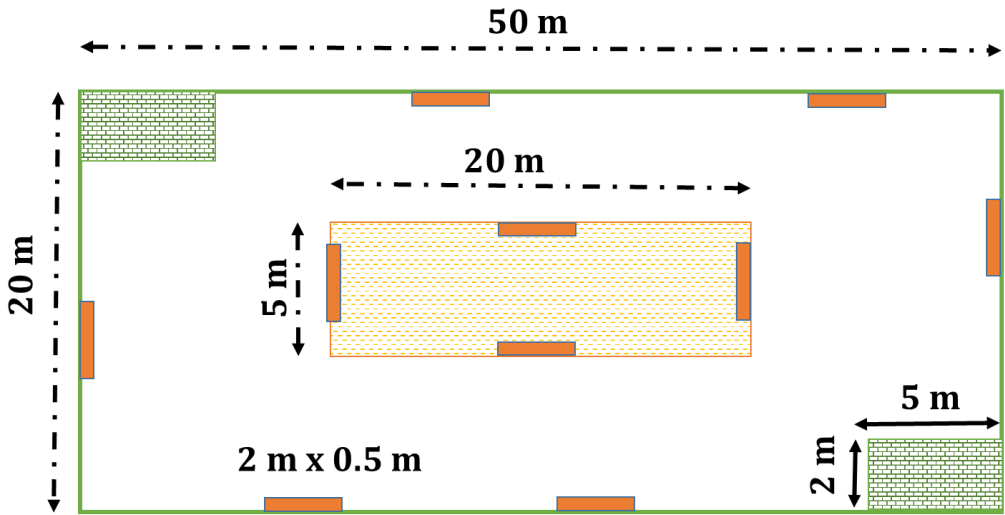


Figura 3. Diseño muestral para la caracterización de la flora vascular (modificado de Campell et al., 2002).

El material fue herborizado en el Herbario UPTC, determinado y corroborado con bibliografía especializada principalmente: Gentry (1993), Pedraza et al. (2004), entre otras. Toda la información fue consignada en una matriz de datos de Excel para su posterior análisis, las muestras reposan en el Herbario UPTC.

Para cada cobertura vegetal identificada como ecosistema de referencia, se obtuvieron perfiles de vegetación horizontales y verticales, así como, tablas de riqueza de especies, índices de diversidad alfa (Shannon y Simpson), índice de predominio fisonómico (IPF) y el índice de valor de importancia (IVI), se calculó el porcentaje de recambio de especies (Whittaker); cálculos que permitieron incorporar los diversos hábitos de la vegetación, para identificar variaciones en la composición y la estructura de la misma a corto, mediano y largo plazo.

1.3 Banco de semillas germinable

Con el propósito de tener información comparable para entender las dinámicas ecológicas en términos de la composición del Banco de Semillas Germinable (BSG), se recolectaron tres muestras por cada una de las coberturas vegetales identificadas (Rastrojos Altos, Rastrojos Bajos y Pastizales) a lo largo del área de estudio.

Las muestras de suelo fueron tomadas de un área de 10 cm² y a una profundidad máxima de 5 cm con relación a la superficie (Kalesnik et al., 2013). Las muestras recolectadas pasaron directamente a cámaras de germinación cerradas, con el fin de evitar la contaminación (Fig. 4). El tiempo de espera para la germinación e identificación del material vegetal para cada una de las muestras fue de tres meses. Se identificó cada uno de los individuos emergentes y se estimó la riqueza por tipo de cobertura, además, se estimaron índices de diversidad alfa (Shannon y Simpson); sumado a esto, se valoró el porcentaje de similitud por medio del índice de Jaccard, entre las diferentes coberturas y las especies del BSG de cada cobertura muestreada.



Figura 4. Camas de germinación para cada una de las repeticiones por tipo de cobertura

1.4 ¿Cómo se abordó el componente de fauna?

Entomofauna (Coleoptera, Hymenoptera y Lepidoptera)

Como modelos ideales para programas de inventario y monitoreo de biodiversidad, los escarabajos coprófagos, mariposas diurnas y hormigas, cumplen con criterios básicos para la ejecución de este tipo de estudios, ya que su taxonomía es relativamente bien conocida, por su abundancia y un sencillo muestreo; son grupos diversos y de una amplia distribución; funcionalmente importantes en los ecosistemas por su especificidad en el rango altitudinal, tipo de suelo y vegetación; siendo grupos sensibles a cambios en el hábitat, y están estrechamente relacionados con otras especies (Villarreal et al., 2006).

Para el muestreo de los grupos de interés, en cada cobertura se realizó un transecto de 300 m, el cual estaba dividido en diez estaciones separadas entre sí cada 30 m, en cada estación se aplicaron métodos de muestreo específicos para cada grupo taxonómico. Las técnicas utilizadas para cada grupo fueron:

- **Escarabajos coprófagos**

- **Trampas de caída:** constó de un vaso plástico de 16 oz, con 4 oz de alcohol al 70%, cada vaso era enterrado a ras del suelo, sobre el cual se instaló un alambre en forma de U invertida, y en la cúspide de dicho alambre, se ancla un recipiente plástico que contenía un cebo (excremento humano) (Fig. 5). Las trampas fueron cebadas con 20 gr de atrayente que se reemplazó cada 24 horas durante dos días de muestreo.

- **Hormigas**

- **Trampas de caída:** similares a las utilizadas en escarabajos coprófagos, con la diferencia de que el atrayente era atún (Fig. 6 A-C) (Lozano-Zambrano et al., 2009).
- **Sacos mini Winkler:** para esta técnica, se realizó la extracción de 1 m² de hojarasca (en las coberturas que tuvieran este estrato), se tamizó, y el material cernido se colocó en un saco mini Winkler durante 48 horas (Mendoza et al., 2007; Lozano-Zambrano et al., 2009).



Figura 5. Muestreo de escarabajos coprófagos. **A.** Montaje de trampas pitfall; **B.** Trampa de caída con cebo excremento humano; **C-D.** Montaje final trampa de caída pitfall.

- **Mariposas diurnas (Lepidoptera: Hesperioidea, Papilionoidea) (Fig. 7).**

- **Recolecta directa por jameo:** consistió en la captura de individuos con jama, para ello, se hicieron recorridos desde las 9:00 hasta las 15:00 horas en cada transecto, durante dos días. Además, este muestreo fue complementado con capturas libres, efectuadas por medio de caminatas con una intensidad de muestreo de dos horas hombre por cobertura.

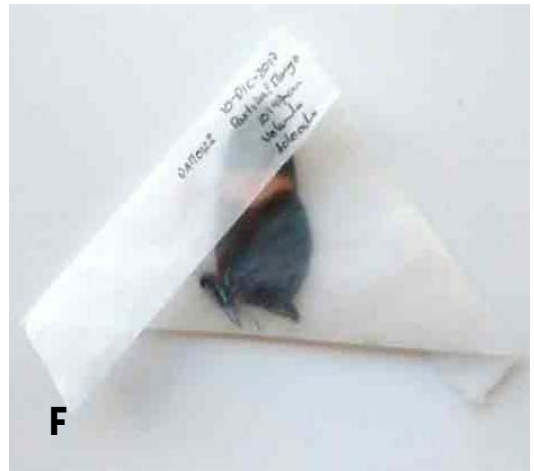
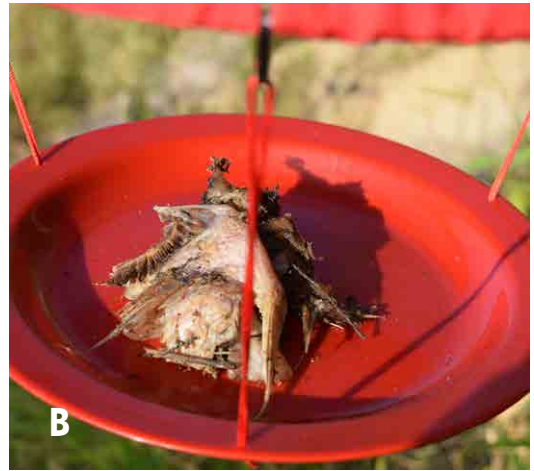


Figura 7. Metodologías para captura de mariposas. **A.** Montaje de trampas van Someren-Rydon; **B.** Cebo pescado en descomposición para trampas van Someren-Rydon; **C.** Montaje final trampas; **D.** Captura de mariposas por medio de jameo; **E.** Sacrificio de ejemplar; **F.** Almacenaje de ejemplar.

Las muestras de coleópteros y hormigas fueron preservadas en alcohol al 70% en frascos plásticos; mientras que, las mariposas capturadas fueron sacrificadas con presión en el tórax y almacenadas en sobres de papel milano debidamente rotulados (Fig. 7E-F). En el laboratorio las muestras de trampas de caída y Winkler fueron limpiadas, procesadas, y los individuos separados fueron montados en alfileres entomológicos con sus respectivas etiquetas de recolección (Figs. 7D, 8 y 9). Posteriormente, los individuos se identificaron por medio de listados, claves especializadas y descripciones a la mejor resolución taxonómica posible; en el caso de Scarabaeidae, la determinación taxonómica a nivel genérica fue realizada con las claves de Vaz-de-Mello et al. (2011), y a nivel de especie por medio de comparación con colecciones de referencia. Los especímenes fueron depositados en la colección entomológica del Museo de Historia Natural de la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia (UPTC, Tunja).

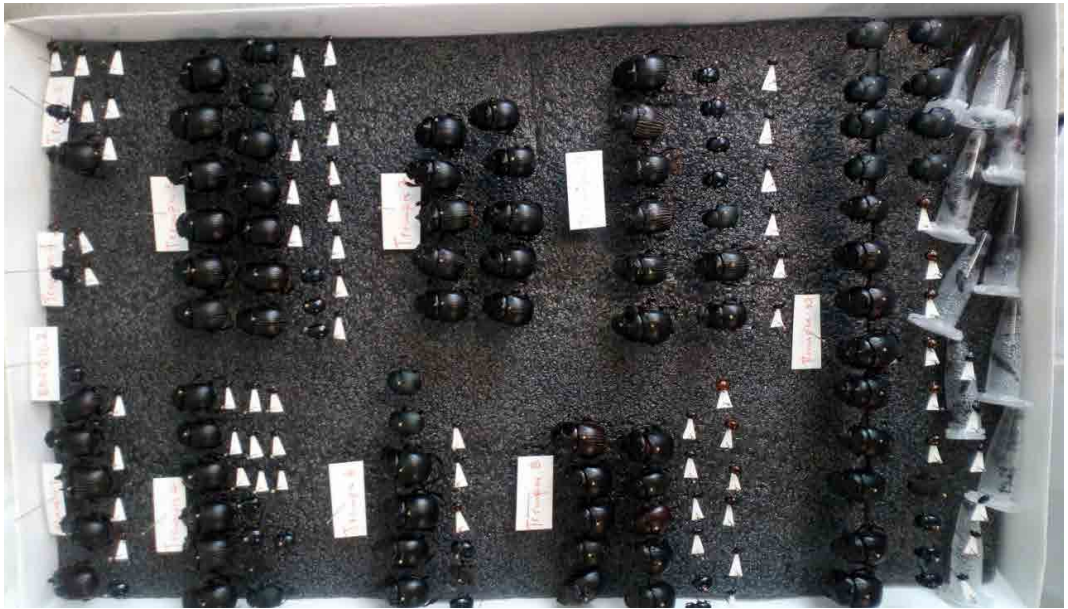


Figura 8. Colección de referencia de escarabajos coprófagos.

Para analizar la diversidad Alfa en escarabajos y hormigas se calcularon estimadores de riqueza no paramétricos (Moreno, 2001), y curvas de acumulación de especies para evaluar la efectividad del muestreo (Chao & Chiu, 2016); el cómputo de números de Hill (órdenes de diversidad q_0 , q_1 y q_2) y con estos se hicieron perfiles de diversidad (Gotelli & Chao, 2013), los cuales sirvieron para la comparación entre las coberturas evaluadas. Para la diversidad Beta se realizó un análisis de correspondencia sin tendencia (DCA) para observar el gradiente de especies a lo largo de las coberturas, y así evidenciar el recambio de especies (ter Braak & Šmilauer, 2015).



Figura 9. Muestra de una caja de la colección de referencia de mariposas en el Museo de Historia Natural de la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia (UPTC, Tunja).

Herpetofauna

El rango de distribución de anfibios y reptiles es relativamente pequeño, lo cual hace que sean cada vez más dependientes a las condiciones medioambientales locales y más propensos a la extinción local después del disturbio, en comparación con aves y mamíferos (Ríos & Aide, 2007). Estas características ecológicas del grupo lo hacen idóneo para evaluar el estado de conservación y el éxito en la recuperación de ecosistemas.

Se realizó la caracterización y registro de la herpetofauna presente en cinco coberturas vegetales: Bosque Secundario (BS), Bosque Ripario (BR), Matorrales Densos (MD), Pastizal (PA) y Helechal (HE) (Fig. 10), y se utilizó la técnica de Registro por Encuentro Visual (REV) (Crump & Scott, 1994). Esta técnica permite realizar inventarios que proporcionan información para medir la composición de las especies, su abundancia relativa, la asociación de hábitats y el nivel de actividad de los organismos (Lips & Reaser, 1999). Se realizaron transectos de 100 x 4 m, los cuáles se ubicaron aleatoriamente, los recorridos fueron diurnos y nocturnos, de

las 8:00 a las 11:00 horas y de las 16:00 a las 23:00 horas. La técnica consistió en caminar cuidadosa y silenciosamente, a través de los transectos, mediante búsqueda visual y auditiva de anfibios, salamandras, serpientes y lagartos (Figs. 11 A-D). En la captura de especímenes se siguieron los protocolos de bioseguridad, para prevenir enfermedades en los anfibios y reptiles (Angulo et al., 2006) (Figs. 11 E-F).

Durante el periodo de búsqueda se abordó la mayor cantidad de microhábitats, con un rango máximo de 3 m de altura, por lo que, el dosel de los parches de bosque no fue tenido en cuenta en el muestreo (Lips & Reaser, 1999). En cada uno de los muestreos, a los especímenes capturados (en medida de lo posible), se les determinó la especie, sexo y edad (adulto y juvenil). Se tuvieron en cuenta, las condiciones climáticas (soleado, nublado y lluvioso), se tomaron medidas morfométricas (longitud hocico-cloaca, LHC), el peso corporal, hora de registro y/o captura y tipo de actividad en el momento de la captura. Se registró toda la información básica sobre la actividad y el sustrato donde se encontró.

Para el trabajo con este grupo de animales, se utilizó la técnica de captura-recaptura, cada individuo fue capturado directamente y marcado por combinaciones de colores visible a través de una lámpara UV. Esta técnica consiste en un implante llamado Elastómero Visible (VIE), es un material cuya base es silicona de dos-partes que se mezcla antes de su uso. Las etiquetas VIE, se inyectan como líquido, que rápidamente se solidifica de una manera flexible y biocompatible. Las etiquetas fueron implantadas debajo de tejido transparente o traslúcido; y son visibles externamente, de tal manera que dejan una marca en el individuo (Fig. 12). El animal se manipuló lo menos posible y la liberación se realizó rápidamente en el mismo lugar de captura (Lips & Reaser, 1999).



Figura 10. Coberturas vegetales muestreadas. **A.** Bosque Secundario (BS); **B.** Matorral denso (MD); **C.** Helechal (HE); **D.** Pastizal (PA); **E.** Bosque Ripario (BR).



Figura 11. Metodología empleada para el desarrollo de los monitoreos de anfibios y reptiles. **A-B.** Búsqueda libre y sin restricciones en jornadas diurnas y nocturnas; **C-D.** Búsqueda en todos los microhábitats posibles en las coberturas vegetales monitoreadas; **E-F.** Transporte y liberación de ejemplares siguiendo los protocolos de bioseguridad.

Los datos tomados se registraron en la libreta de campo y posteriormente, se transcribieron en un archivo de Excel en un formato previamente establecido. En la medida de lo posible el proceso de identificación se hizo en campo, al nivel más preciso. Posteriormente, se continuó esta labor en el laboratorio con el apoyo de equipos ópticos como estereoscopios y claves taxonómicas especializadas y material depositado en el Museo de Historia Natural de la UPTC.



Figura 12. Técnica de marcaje con VIE en las poblaciones de salamandras. **A.** Observación y captura de *Bolitoglossa guaneae*; **B.** Preparación de las tintas bioluminiscentes; **C.** Fotografía y medidas morfométricas de cada ejemplar; **D.** Marcaje con código para cada individuo.

Los monitoreos se realizaron en diferentes épocas climáticas, de lluvias, transición y sequía. Se aplicó la misma técnica desarrollada para la línea base, pero se complementó con un muestreo general libre y sin restricciones (Angulo et al., 2006), esto con el objetivo de observar si existieron cambios en riqueza y abundancia de especies en las áreas monitoreadas. También se mantuvo un monitoreo constante a dos poblaciones de salamandras de la especie *Bolitoglossa guaneae* en las coberturas BS y BR, con el objetivo de determinar sus cambios en abundancia y patrones de movimiento a lo largo del tiempo, y si existen nuevas colonizaciones en las zonas restauradas. Los individuos pertenecientes a estas poblaciones, se marcaron con un VIE, que facilitó el monitoreo (Fig. 13).

El análisis de la información obtenida para la fauna de anfibios y reptiles, consistió en la comparación por cobertura de la composición y estructura de este ensamblaje, utilizando curvas de rarefacción-extrapolación para cada uno de los órdenes de diversidad (q_0 , q_1 y q_2) (Chao et al., 2014). Del mismo modo se hizo un análisis de ordenamiento multivariado DCA, para observar el recambio de especies entre las diferentes coberturas evaluadas (ter Braak & Šmilauer, 2015).

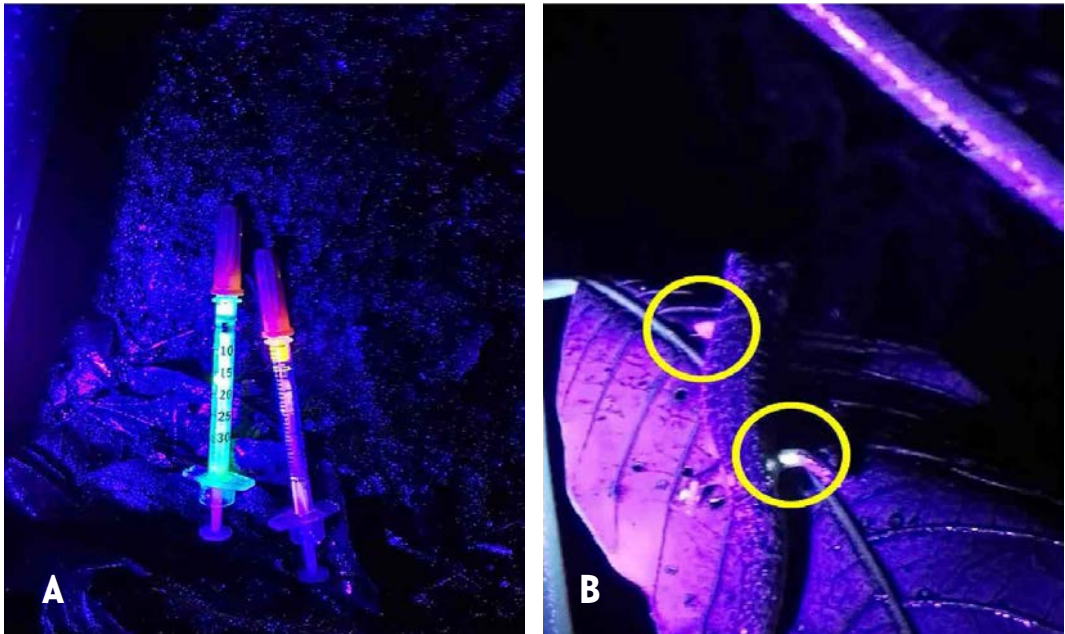


Figura 13. Marcaje y evidencia del marcaje de Salamandra (*Bolitoglossa guaneae*) en campo. **A.** Jeringas con pintura de Implantes de Elastómeros Visibles (VIE); **B.** Salamandra marcada con VIE para seguimiento y monitoreo.

1.5 ¿Cómo se analizó el componente suelo?

Se tomaron muestras de suelo en las diferentes coberturas vegetales identificadas, las muestras recolectadas para los análisis microbiológicos y fisicoquímicos fueron almacenadas en bolsas Ziploc y transportadas en neveras portátiles al laboratorio.

• **Parámetros fisicoquímicos**

Se tomaron muestras de aproximadamente 1 kg de suelo a 20 cm de profundidad, por medio de un barreno manual, con base a los lineamientos del laboratorio de suelos del Instituto Geográfico Agustín Codazzi - IGAC (1990). Estas muestras se llevaron al laboratorio de suelos de la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, donde se elaboraron los análisis fisicoquímicos, evaluando parámetros como textura (método de Bouyoucus), pH (relación 1:1), CIC (acetato de amonio), conductividad eléctrica CE (extracto de saturación y conductivímetro), materia orgánica en porcentaje (método de Walkey - Black), fósforo disponible (método Bray II, calorimetría), cuantificación gravimétrica (método de Bouyoucus) y elementos mayores y menores (método de Abs. atómica).

• **Parámetros microbiológicos**

Bacterias

Para los análisis microbiológicos, se realizó el pesaje de suelo, 10 g por muestra, con diluciones seriadas, de 10^{-1} a 10^{-4} unidades formadoras de colonia (UFC), con

agua destilada estéril. Para los aislamientos de bacterias edáficas se empleó agar TSA + Nistatina Agar Tripticosa Soya- Scharlau® y el medio de cultivo agar King B. Los cultivos se hicieron por duplicado y se incubaron a 30°C por 48 horas. El número de bacterias aeróbicas totales se estimaron como unidades formadoras de colonias por gramo de suelo (UFC g⁻¹).

A dichos aislados bacterianos, se les realizaron pruebas micromorfológicas y culturales en Agar EMB Pronadisa®, Agar McConkey Pronadisa® y Agar Baird Parker Pronadisa® que son medios selectivos. Posteriormente, teniendo en cuenta el Manual de Bergey (Brenner et al., 2005) se efectuaron las pruebas bioquímicas tradicionales y pruebas fisiológico-bioquímicas con el uso de API 20E para enterobacterias-Biomérieux®, API 20 NE para no enterobacterias-Biomérieux® y BBL Crystal® para Bacilos Gram positivos.

- **Hongos filamentosos**

Se pesaron 10 gr por muestra de suelo para realizar diluciones en serie de 10⁻¹ a 10⁻², con el uso de agua destilada estéril; se estableció el número de hongos filamentosos como unidades formadoras de colonias por gramo de suelo (UFC g⁻¹). Igualmente, se empleó para inhibir el crecimiento de bacterias el Agar PDA (Agar Papa Dextrosa- Scharlau®) suplementado con Cloranfenicol. Con respecto a los aislados fúngicos que presentaron poco crecimiento, se replicaron en agar Sabouraud (Dextrose agar-Scharlau®) con Cloranfenicol como antibiótico para obtener un cultivo puro y poder visualizar estructuras reproductivas, incubando las cajas de Petri a una temperatura de 35°C entre 5 y 7 días, luego se hicieron los montajes.

Con el uso de morfología macroscópica y microscópica se determinaron las colonias fúngicas a género, con azul de lactofenol en montajes entre láminas y laminillas en técnica de impronta. Para en análisis se usaron equipos ópticos en 10X y 40X de aumento, apoyado con claves taxonómicas.

2. FASE II. DISEÑO E IMPLEMENTACIÓN DE TÉCNICAS DE RESTAURACIÓN

2.1 Definición de la zonificación para la restauración

A partir de la identificación de tipos de coberturas o subunidades del paisaje en el sector a intervenir, se empezó a establecer la trayectoria ecológica y los sistemas de referencia a utilizar a corto, mediano y largo plazo; la zonificación, igualmente, conllevó a ubicar espacialmente las acciones de restauración en términos de áreas a intervenir y tratamientos a establecer. El sistema de referencia (SR), es el punto de partida como modelo para el diseño, planeamiento, desarrollo y monitoreo del proyecto.

2.2 Metas a corto, mediano y largo plazo

La especificación de las metas en proyectos de restauración es frecuentemente descrita como uno de los más importantes componentes de un proyecto, teniendo en cuenta que permite regular las expectativas, orientar planes por acciones, y determinan clase, extensión de la evaluación y seguimiento post-proyecto (Ehrenfeld, 2000). Se entienden como los estados ideales y las condiciones en que un esfuerzo de restauración se proyecta lograr, así como, previamente identificar las áreas a intervenir, establecer los alcances que se puedan generar en función de recursos, el contexto sociopolítico, socioeconómico y cultural, la producción del material vegetal, entre otros; también debe considerarse, régimen de disturbio, sistema de referencia, condición futura proyectada, escala de intervención según la extensión, impacto sobre el área, necesidad y alcances de la intervención (Tabla 2).

Tabla 2. Meta de restauración, indicadores y criterios de cumplimiento.

Meta	Indicadores	Criterio de cumplimiento
Incremento de la ocupación de especies nativas (arbóreas y arbustivas) en áreas de pastizales abandonados en al menos el 50 % del área total intervenida mediante estrategias de plantación al segundo semestre de 2017 y al menos el 80 % al segundo semestre de 2018	Distribución de edades en grupos	≥ 50 % de individuos en etapa plántula al segundo semestre de 2017 ≥ 75 % de individuos en etapa juvenil I al segundo semestre de 2018
	Supervivencia de las plantaciones	≥ 50 % de individuos al segundo semestre de 2017 ≥ 75 % de individuos al segundo semestre de 2018
Reducción de la ocupación de especies de gramíneas exóticas en áreas de pastizales abandonados en al menos el 30 % del área total intervenida mediante estrategias de plantación al segundo semestre de 2017 y al menos el 60 % al segundo semestre de 2018	Recambio de especies	≥ 50 % de especies observadas al segundo semestre de 2017 son nativas ≥ 75 % de especies observadas al segundo semestre de 2018 son nativas
	Distribución de atributos vitales	Distribución de formas de vida (plantas)

Meta	Indicadores	Criterio de cumplimiento
Reducción de la ocupación de la especie <i>Pteridium arachnoideum</i> en áreas donde domina en al menos el 30 % del área total intervenida mediante estrategias de plantación al segundo semestre de 2017 y al menos el 80 % al segundo semestre de 2018	Cobertura de vegetación secundaria baja arbolado	<p>≥ 30 % de cobertura vegetal en núcleos de plantación está comprendida por especies nativas en las fases de vida plántula y juvenil I al segundo semestre de 2017</p> <p>≥ 75 % de cobertura vegetal en núcleos de plantación está comprendida por especies nativas en las fases de vida juveniles I al segundo semestre de 2018</p>
	Cobertura de gramíneas exóticas	<p>< 80 % de cobertura vegetal en núcleos de plantación está comprendida por gramíneas exóticas al segundo semestre de 2018</p> <p>< 60 % de cobertura vegetal en núcleos de plantación está comprendida por gramíneas exóticas al segundo semestre de 2018</p>
	Cobertura de <i>Pteridium arachnoideum</i>	<p>≤ 90 % de cobertura vegetal en núcleos de plantación está comprendida por <i>Pteridium arachnoideum</i> al segundo semestre de 2017</p> <p>≤ 50 % de cobertura vegetal en núcleos de plantación está comprendida por <i>Pteridium arachnoideum</i> al segundo semestre de 2018</p>
	Gremios o grupos funcionales (entomofauna y herpetofauna)	Distribución de formas de vida (entomofauna y herpetofauna)
	Dispersión (cambio en banco de semillas)	Composición de banco de semillas
	Recambio de especies (microorganismo del suelo)	Diversidad de formas de vida (microorganismos del suelo)

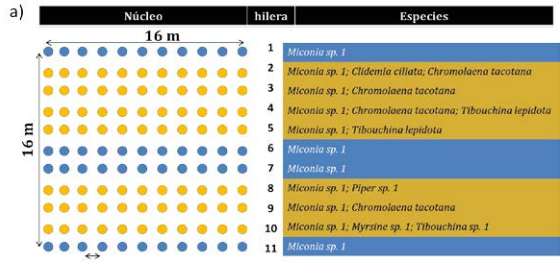
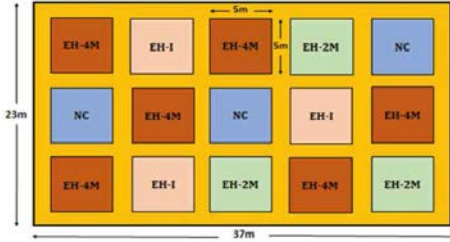
2.3 Diseño e implementación de acciones de la restauración

Una vez obtenido y articulado todo un cuerpo de información y conocimiento del área a restaurar, la identificación, valoración y concreción de las estrategias a aplicar son el paso siguiente. Se planteó desde un inicio, la implementación de la técnica de la nucleación (Fig. 14), que consiste en la formación de microhábitats como núcleos propicios para el arribo de especies, con el fin de aumentar la posibilidad de ocurrencia de interacciones interespecíficas, y aumentar la diversidad de rutas sucesionales que favorecen el proceso de restauración. La nucleación permite optimizar recursos y tiempo, dos variables que en áreas protegidas pueden constituirse en barreras para garantizar la integridad ecológica de un territorio. Estas actividades se enfocaron en la recuperación de la estructura, composición y función de las formaciones vegetales, a través de la implementación de técnicas de viverismo y de nucleación.

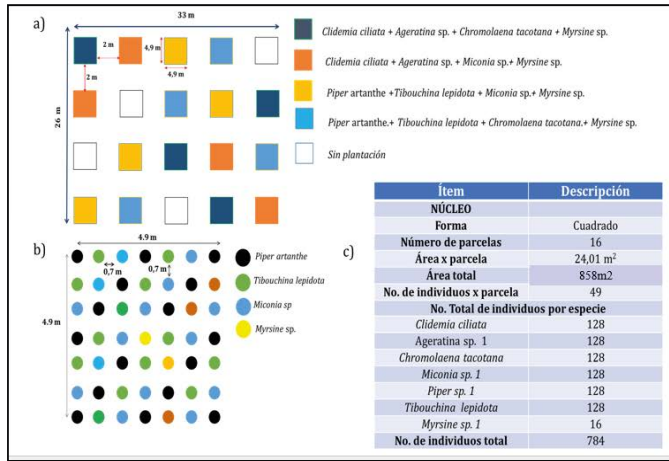
A. Diseño Experimental

Tratamientos	Niveles de Factor
1. Control de Helecho (EH)	1. Control manual de <i>Pteridium aquilinum</i> solo al inicio de la implantación del núcleo (EH-1)
	2. Control manual de <i>Pteridium aquilinum</i> cada dos (2) meses (EH-2M)
	3. Control manual de <i>Pteridium aquilinum</i> cada cuatro (4) meses (EH-4M)
2. Núcleos Control (NC)	Delimitación de núcleos sin intervención alguna (NC)

B. Distribución de parcelas (3 repeticiones por nivel de factor; 6 para EH-4M)



ítem	Descripción
NÚCLEO	
Forma	Cuadrado
Número de núcleos	12
Área x núcleo	256 m ²
Área total	3.584 m ² (0,36 ha)
No. de individuos x núcleo	121
No. de individuos total	1452



Ítem	Descripción
NÚCLEO	
Forma	Cuadrado
Número de parcelas	16
Área x parcela	24,01 m ²
Área total	858m ²
No. de individuos x parcela	49
No. Total de individuos por especie	
Clidemia ciliata	128
Ageratina sp. 1	128
Chromolaena tacotana	128
Miconia sp. 1	128
Piper sp. 1	128
Tibouchina lepidota	128
Myrsine sp. 1	16
No. de individuos total	784

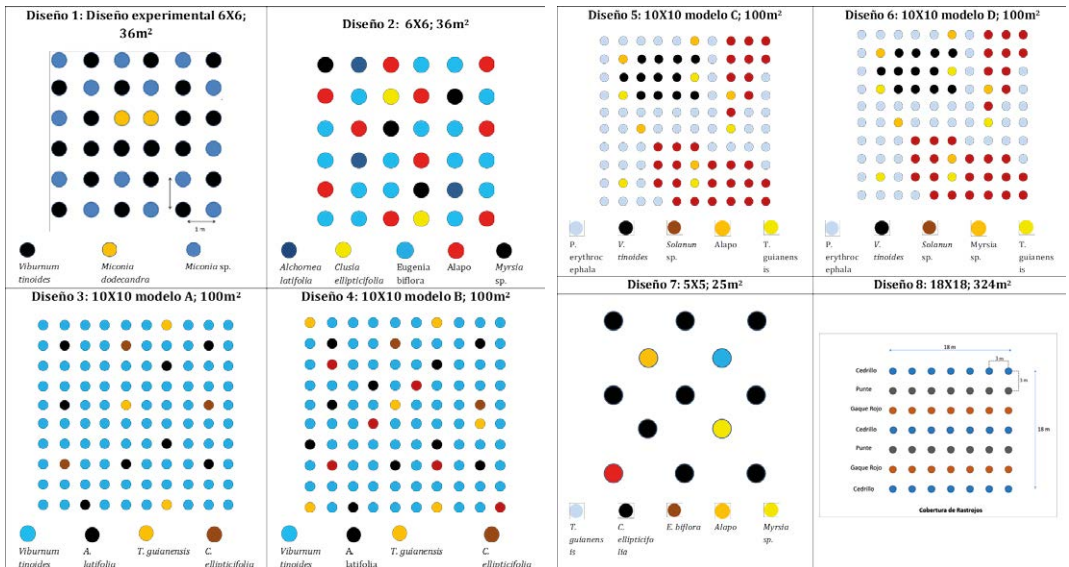


Figura 14. Diseños de núcleos implementados en el sector de la Golconda.

2.4 Técnicas de viverismo

- **Propagación y manejo de las especies:** a partir de la selección de las especies, se inició el proceso de propagación en vivero, considerado como una técnica que determina la capacidad de las plantas para reproducirse por semilla (sexual) o vegetativa (asexual), mediante células, tejidos y órganos (Cardona, 2007). Para este proyecto, se enfocó en la propagación sexual.
 - **Propagación sexual:** la germinación de semillas mediante los tratamientos pre-germinativos (escarificación), dependió del tipo de semilla, de las especies a recolectar en función del tamaño de las mismas, dureza de la testa e información existente. Este tipo de tratamientos consisten en debilitar la testa, así (Godínez & Flores, 1999):
 - a) Frotar las semillas hasta que se adelgace o fracture la testa;
 - b) Cortar una pequeña porción de la testa con una cuchilla o bisturí;
 - c) Perforar la testa con aguja;
 - d) Sumergir las semillas en agua hirviendo por diferentes periodos, y
 - e) Sumergir las semillas en agua por 12 o 24 horas.

2.5 El vivero

Lugar adaptado con infraestructura suficiente para la producción de plantas, desde su estado de semilla, hasta que están listas para ser llevadas al campo o su sitio específico de establecimiento (IAvH, 2008). Se construyó un vivero que estaba constituido por: zona germinativa, zona de reposo o aclimatación, zona de laboreo y depósito, adecuación de camas y suministros, depósito de sustrato, y compostera (para mayores detalles ver el Capítulo 4).

La función del vivero forestal establecido en PNN SYA, consistió en reproducir especies vegetales nativas de diversos hábitos de crecimiento (arbóreo, arbustivo, subarbustivo, herbáceo-leñoso), para la puesta en marcha de la estrategia de restauración ecológica en el sector de la Golconda: este trabajo se dividió en cinco fases:

- 1) Caracterización de la vegetación existente, que permitió evaluar riqueza, abundancia y oferta de semillas (basado en el estudio florístico de la zona);
- 2) Determinación de los períodos de floración y fructificación para evaluar en qué épocas del año había disponibilidad de semillas;
- 3) Establecimiento de tratamientos pre-germinativos y la realización de ensayos de propagación *in vitro* y *ex vitro*;
- 4) Identificación y análisis de los tipos de sustratos más efectivos para la germinación;
- 5) Consecución de rusticación de material vegetal y formulación de estrategias para los manejos nutricionales y fitosanitarios que garantizaran la supervivencia plantular.

Estos procedimientos en conjunto, produjeron un porcentaje significativo (> 95%) de obtención de plántulas en cada período (2016 a 2018), atendiendo a los rasgos de historia de vida y los atributos, bajo el modelo de grupos funcionales de plantas, requeridas en los diseños de restauración para cada área de intervención. De esta manera, se concretaron unas metas de producción anuales, que permitieron desarrollar las fases de plantación en campo. A través del desarrollo de estas prácticas, se crearon escenarios de aprendizaje y un aporte local al conocimiento eco-fisiológico de especies nativas y endémicas, que comúnmente no son producidas en viveros comerciales.

3. FASE III. MONITOREO AL PROCESO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Se realizó la evaluación y seguimiento a la efectividad de las diferentes acciones encaminadas a la ejecución, estructuración y análisis de información obtenida a partir del monitoreo de las técnicas, métodos y acciones de la restauración ecológica, las cuales se basaron en las propuestas de Puentes-Aguilar (2013), Prado-Castillo (2013), Parques Nacionales Naturales (2010) y SER (2004), así:

- a. **Evaluación de técnicas de viverismo.** Basado en la selección de especies para el proceso de restauración y una vez iniciadas las técnicas de viverismo, se realizó el seguimiento y monitoreo a las plántulas, a partir de análisis al proceso germinativo y al proceso de endurecimiento.

- b. Evaluación del proceso de nucleación.** Definidas las especies a utilizar, se realizó el seguimiento a cada especie y a cada núcleo; trimestralmente durante los dos primeros años; y posteriormente, cada semestre, hasta la culminación de las actividades de restauración ecológica. Los datos que se registraron por especie fueron: ampliación de la copa (cobertura, cm), medición de la circunferencia (engrosamiento, cm), valoración de ganancia en altura de individuos (altura, cm), morbilidad (sobrevivencia/mortalidad), y estado fitosanitario (afectaciones biológicas que puedan sufrir los individuos). Respecto al núcleo, se realizan comparaciones directas, análisis de atributos y de trayectoria ecológica. Todas las actividades de la fase de monitoreo contaron con registro fotográfico, para visualizar las actividades desarrolladas, así como para evidenciar y soportar los datos de campo en tiempo y espacio.
- c. Árboles Aislados en pastizales.** Con el fin de estudiar la importancia relativa de los árboles aislados en la sucesión ecológica secundaria hacia la matriz de gramíneas, y por tanto, su valoración como estrategia de restauración ecológica en el PNN SYA, se diseñó un experimento para analizar el efecto de los árboles aislados en la sucesión ecológica. Se identificaron 17 árboles aislados en las 16,18 ha en proceso de restauración, se identificaron a especie, y se les tomó registro de características como: ramificación, forma del árbol, distancia a bosques de coberturas circundantes.

Se establecieron cuatro subparcelas de 1 m² bajo el dosel de los 17 árboles, cada subparcela se dividió en cuatro cuadrantes de 50 cm², en los cuales, se realizó el levantamiento florístico y se determinó la composición, la riqueza y la abundancia de las especies. Con el propósito de evidenciar los efectos de los árboles sobre la regeneración natural, se establecieron cuatro parcelas control de 5 m² cada una con cuatro subparcelas de 1 m² con sus respectivos cuadrantes de 50 cm² en áreas de pastizales abiertos, distribuidas a lo largo del área de estudio (Fig. 15).

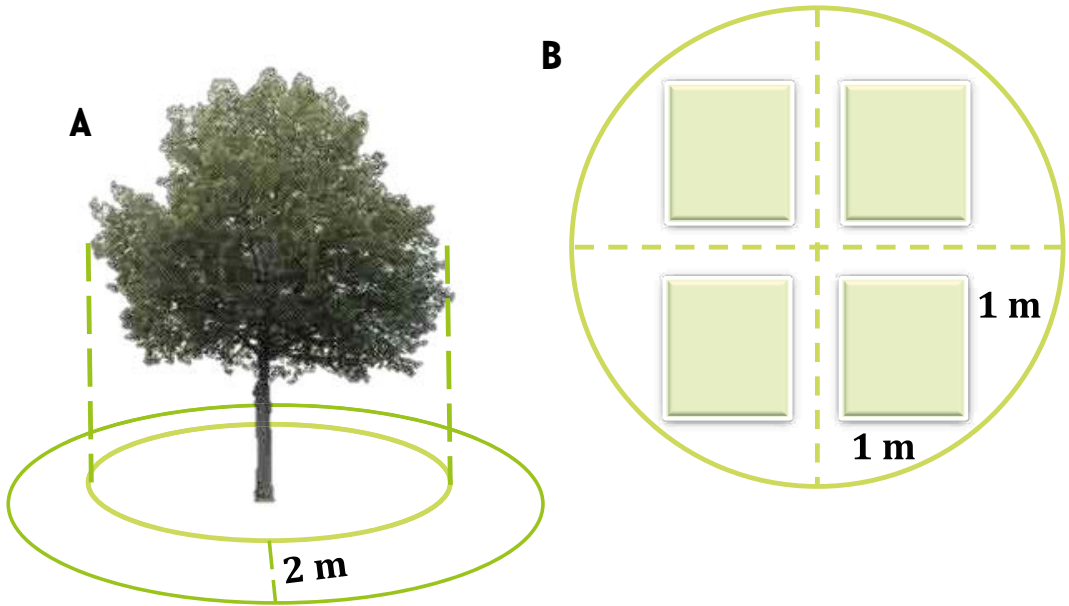


Figura 15. Representación gráfica del método para monitoreo de perchas naturales. **A.** Árbol aislado con área de muestreo; **B.** Ubicación de las subparcelas de muestreo.

FASE IV. PROCESO PARTICIPATIVO LOCAL

¿Cuál fue la estrategia de participación comunitaria?

Para el desarrollo del proceso de restauración ecológica, se implementó una estrategia de participación comunitaria, que buscó generar sentido de apropiación por parte de la comunidad hacia las actividades del proyecto de restauración, constituyendo a los actores locales en protectores a futuro del ecosistema. Así mismo, se logró que las poblaciones involucradas en el desarrollo de algunas labores específicas, no especializadas, promovieran su participación laboral en la ejecución de la restauración.

La propuesta metodológica comprendió básicamente actividades de identificación y caracterización de actores clave para el proyecto, y actividades de capacitación ambiental; estas capacitaciones tuvieron un enfoque teórico-práctico y abordaron entre otras temáticas, la flora andina y sus estrategias reproductivas, propagación de semillas, plantación de especies, manejo de residuos en la finca y abonos orgánicos. Adicionalmente, se ejecutaron eventos de encuentro que tuvieron como objetivo la sensibilización y socialización del proyecto.

El trabajo de campo se efectuó en las zonas veredales del municipio el Hato, departamento de Santander, donde se implementaron herramientas de recolección de información de la investigación cualitativa, la cual se recabó a través de recorridos en la zona mediante talleres, entrevistas individuales y colectivas, conversaciones informales y observación directa, e información cuantitativa como encuestas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Angulo, A., Rueda-Almonacid, J.V., Rodríguez-Mahecha, J.V. & La Marca, E. (Eds). 2006. Técnicas de inventario y monitoreo para los anfibios de la región tropical andina. Conservación Internacional. Serie Manuales de Campo Nº 2. Panamericana Formas e Impresos S.A., Bogotá, D.C.
- Bertness, M.D. & Callaway, R. 1994. Positive interactions in communities. *Trends in Ecology and Evolution*, 5: 191-193.
- Block, W.M., Franklin, A.B., Ward, J.P., Ganey, J.L. & White, G.C. 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecology*, 9(3): 293-303.
- Brenner, D., Krieg, N. & James, T. 2005. *Bergey's manual of systematic bacteriology. Volume 2: The Proteobacteria (Part C)*. 2 Ed. Springer.
- Campbell, P., Comiskey, J., Alonso, A., Dallmeier, F., Núñez, P., Beltrán, H., Baldeón, S., Nauray, W., De la Colina R., Acurio, L. & Udvardy, S. 2002. Modified Whittaker plots as an assessment and monitoring tool for vegetation in a lowland tropical rainforest. *Environmental Monitoring and Assessment*, 76(1): 19-41.
- Cardona, A. 2007. Caracterización del banco de semillas y potencial de regeneración del banco de retoños en tres tipos de vegetación de los alrededores del embalse de Chisacá. En: Vargas, O. (Ed.). *Restauración ecológica del bosque altoandino*, Grupo de Restauración Ecológica. Bogotá, D.C., Universidad Nacional de Colombia.
- Chao, A. & Chiu, C.H. 2016. Species richness: estimation and comparison. *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*, 1-26.
- Chao A, Gotelli, N.J., Hsieh, T.C. Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K. & Ellison, A.M. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol Monogr.*, 84(1): 45-67.
- Castro, J., Zamora, R., Hódar, J.A., Gómez, J.M. & Gómez, L. 2004. Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in Mediterranean mountains: a 4 years study. *Restoration Ecology*, 12(3): 352-358.
- Cisneros, R.L. 2011. La restauración ecológica como una construcción social. Pág. 41-49. En: Vargas, O. & Reyes, S. (eds.). *La restauración ecológica en la práctica: memorias I congreso colombiano de restauración ecológica & II simposio nacional de experiencias en restauración ecológica*. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, D.C., Colombia. Pág. 633.
- Corbin, J.D. & Holl, K.D. 2012. Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management*, 265: 37-46.
- Crump, M.L. & Scott, N.J. 1994. Visual encounter Surveys. En: Heyer, W.M., Donnelly, A., McDiarmid, R.A., Hayec, L.C. & Foster, M.C. (Eds). *Measuring and monitoring biological diversity. Standard method for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. 364 p.
- Díaz-Peláez, M. & Polanía, J. 2017. Experiencia piloto de nucleación con especies nativas para restaurar una zona degradada por ganadería en el norte de Antioquia, Colombia. *Biota Colombiana*, 18: 60-69.

- Fuentes, B.A. 2011. Estrategias de restauración ecológica participativa del sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia – 2009. Pág. 403–417. En: Vargas, O. & Reyes, S. (eds.) La restauración ecológica en la práctica: memorias I congreso colombiano de restauración ecológica & II simposio nacional de experiencias en restauración ecológica. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, D.C., Colombia. Pág. 633.
- Ehrenfeld, J.G. 2000. Defining the limits of restoration: The need for realistic goals. *Restoration Ecology*, 8(1): 2–9.
- Evangelista, V., López, J., Caballero, J. & Martínez, M. 2010. Patrones espaciales de cambio de cobertura y uso del suelo en el área cafetalera de la Sierra Norte de Puebla. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, 72: 23–38.
- Gentry, A. 1993. Patterns of diversity and floristic composition in Neotropical montane forests. En: Churchill, S.P., Balslev, H., Forero, E. & Luteyn, J.L. (Eds.). *Biodiversity and conservation of Neotropical montane forests*. The New York Botanical Garden, 1: 103–126.
- Gil-Leguizamón, P.A. 2016. Análisis multitemporal de la vegetación del Macizo de Bijagual–Boyacá. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. Facultad de Ingeniería, Maestría en Ingeniería Ambiental. 116 p.
- Godínez, H. & Flores, A. 1999. Germinación de semillas de 32 especies de plantas de la Costa de Guerrero: Su utilidad para la restauración ecológica. *Polibotánica*, 11: 1–19.
- Gotelli, N.J., & Chao, A. 2013 Measuring and estimating species richness, species diversity, and biotic similarity from sampling Data. In: Levin S.A. (ed.) *Encyclopedia of biodiversity*, Second Ed., 5: 195–211.
- IAvH. Instituto de investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR), Corporación Autónoma Regional de Boyacá (CORPOBOYACÁ), Corporación Autónoma de Chivor (CORPOCHIVOR). 2008. Estudio sobre el estado actual del Macizo del Páramo de Rabanal. Convenio Interadministrativo No. 07-06-263-048 (000404).
- IGAC, Instituto Geográfico Agustín Codazzi. 1990. Métodos analíticos del laboratorio de suelos. 5a. Edición. Olarte Editor, Bogotá. 345 p.
- Insuasty-Torres, J., Gómez-Ruiz, P.A. & Rojas-Zamora, O. 2011. Estrategias para la restauración ecológica de los páramos en áreas afectadas por pastoreo (Parque Nacional Natural Chingaza, Colombia). Pág. 507–525. En: Vargas, O. & Reyes, S. (eds.) La restauración ecológica en la práctica: memorias I congreso colombiano de restauración ecológica & II simposio nacional de experiencias en restauración ecológica. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, D.C., Colombia.
- Kalesnik, F., Sirolli, H. & Collartes, M. 2013. Seed bank composition in a secondary forest in the Lower Delta of the Paraná River (Argentina). *Acta Botanica Brasilica*, 27(1): 40–49.
- Lambin, E., Turner, B., G., Agbola, S., Angelsen, A., Bruce, J., Coomes, T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P.S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E., Mortimore, M., Ramakrishnan, P.S., Richards, J., Skånes, H., Steffen, W., Stone, G., Svedin, U., Veldkamp, T., Vogel, C. & Jianchu, X. 2001. The causes of Land-use and Land-cover

- change: moving beyond the myths. En: *Global Environmental Change*, 11(4): 261-269.
- Lips, K.R. & Reaser, J.E. 1999. El monitoreo de anfibios en América Latina. Un manual para coordinar esfuerzos. The nature conservancy. United States National Science Foundation. Smithsonian Tropical Research Institute, Ciudad de Panamá, Panamá. Colegio de la Frontera Sur, Chetumal, México. Pontificia Universidad Católica de Ecuador, Quito, Ecuador.
- Lozano-Zambrano, F., Fernández, F., Jiménez, E. & Arias, T. (eds.). 2009. Sistemática, biogeografía y conservación de las hormigas cazadoras de Colombia. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C. Colombia. 617 p.
- Mendoza, J., Jiménez, E., Lozano-Zambrano, F.H., Caycedo-Rosales, P.C. & Renjifo, L.M. 2007. Identificación de elementos del paisaje prioritarios para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales de los Andes Centrales de Colombia. En: Harvey, C.A. & Sáenz, J.C. (eds.). Editorial InBio. Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. Costa Rica.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T—Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 p.
- Parques Nacionales Naturales. 2010. Estrategia Nacional de Monitoreo del Sistema de Parques Nacionales Naturales. Bogotá.
- Pedraza-Peñalosa, P., Betancur, J. & Franco-Rosseli, P. 2004. Chisacá, un recorrido por los páramos andinos. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia e Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C., Colombia. 340 p.
- Prado-Castillo, L.F. 2013. Plan de restauración ecológica del patrimonio natural de las áreas protegidas adscritas a la Dirección Territorial Andes Nororientales. Restauración ecológica y sistemas sostenibles de conservación Dirección Territorial Andes Nororientales Parques Nacionales Naturales de Colombia. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- Puentes-Aguilar, J.M. 2013. Guía para el monitoreo de proyectos de restauración ecológica en Áreas Protegidas del Sistema de Parques Nacionales Naturales.
- Reis, A., Campanha B., F. & Regina-Tres, D. 2010. Nucleation in tropical ecological restoration. *Sci. Agric.*, 244-250.
- Rios, L.N. & Aide, T.M. 2007. Herpetofaunal dynamics during secondary succession. *Herpetologica*, 63: 35-50.
- Ruíz, V., Savé, R. & Herrera, A. 2013. Análisis multitemporal del cambio de uso del suelo, en el paisaje terrestre protegido Miraflores Moropotente Nicaragua, 1993-2011. En: *Ecosistemas*, 22(3): 117-123.
- SER. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P. 2015. Topics in constrained and unconstrained ordination. *Plant Ecology*, 216: 683-696.
- Turner, B., Lambin, E. & Reenberg, A. 2007. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. En: *Proceeding of the National Academy of Sciences*, 104(52): 206-266.

- Turner, M., Gardner, R.H. & O'Neill, R.V. 2001. *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*. Springer-Verlag, New York.
- Vargas, R.O. 2011. Los pasos fundamentales en la restauración ecológica. Pág. 19-40. En: Vargas, O. & Reyes, S. (eds.). *La restauración ecológica en la práctica: memorias I congreso colombiano de restauración ecológica & II simposio nacional de experiencias en restauración ecológica*. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, D.C., Colombia.
- Vargas, R.O. (Ed.). 2007. *Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino*. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Vaz-de-Mello, F., Edmonds, W., Ocampo, F. & Schoolmeesters, P. 2011. A multi-lingual key to the genera and subgenera of the subfamily Scarabaeinae of the New World (Coleoptera: Scarabaeidae). *Zootaxa*, 2854(1): 1-73.
- Vieira, D.L.M., Holl, K.D. & Peneireiro, F.M. 2009. Agro-successional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Restoration Ecology*, 17: 451-459.
- Villarreal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M. & Umaña, A.M. 2006. *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Segunda Edición. Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Yarranton, G.A. & Morrison, R.G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. *Journal of Ecology*, 62(2): 417-428.





CAPÍTULO 4 RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DEL BOSQUE ANDINO EN LA VERTIENTE ORIENTAL DEL PNN SYA (HATO, SANTANDER): DIAGNÓSTICO Y DISEÑO



Diana Patricia Caro-Melgarejo^{1,2}, Viviana Maritza Alvarado-Fajardo^{1,2}, Daniel Augusto Rincón-Puerta², Fabio Villamizar Durán³, Irwin Duarte Sánchez³, Angélica María Cogollo Calderón³, Harold Moreno Valderrama³, Paulina Alejandra Vergara-Buitrago², Pablo Andrés Gil-Leguizamón², David Ricardo Hernández-Velandia^{1,2}, Óscar Felipe Moreno-Mancilla², Andrés Leonardo Ovalle-Pacheco², Javier Andrés Muñoz-Avila^{1,2}, Andrés Felipe Morales-Alba^{1,2}, John Edison Reyes Camargo², Wilderson Medina², Jhonifer Afanador Rodríguez⁴, Isnardo Cala Esteves⁴, Wilson Fernando Corzo Rojas⁴, Diana Marcela Restrepo-Quiceno², Laura Angélica Ortiz Murcia², William Javier Bravo Pedraza²

¹Maestría en Ciencias Biológicas. Escuela de Posgrados. Facultad de Ciencias. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia.

²Grupo de Investigación Sistemática Biológica (SisBio), Herbario UPTC. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia.

³Parques Nacionales Naturales de Colombia, Dirección Territorial Andes Nororientales, Bucaramanga.

⁴Viverista, integrante de la comunidad PNN SYA.

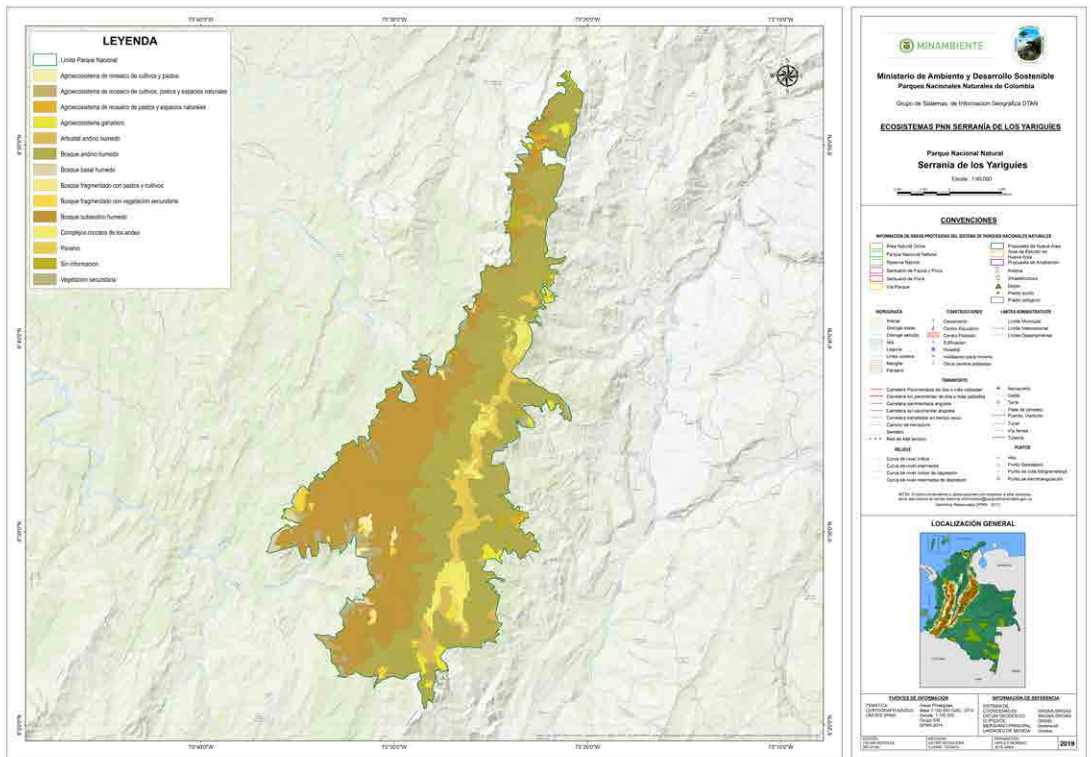


Figura 2. Ecosistemas del Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariguíes, PNN SYA (tomado de Moreno & Tinjacá, 2018).

Comprende un sistema boscoso de 59.063 hectáreas, que va desde 700 hasta 3.600 m, con dos cinturones de condensación, uno a 1.250 m y otro a los 2.200 m. Debido a que abarca diferentes pisos climáticos, el área protegida contiene diversos ecosistemas como selvas húmedas tropicales, bosques húmedos subandinos y altoandinos y páramos (Moreno & Tinjacá, 2018) (Fig. 2).

De los sistemas montañosos ubicados en el pie de monte occidental de la cordillera Oriental, el PNN SYA es el que tiene mayor altura, convirtiéndolo orográficamente en un área de especiación y debido a sus condiciones de aislamiento y de régimen de vientos que le rigen (Donegan & Huertas, 2005; Díaz et al., 2008). La conectividad entre el valle Medio del río Magdalena y los Andes Nororientales permiten que sea estratégico para la conservación de fauna, como las aves (AICA) (Boyla & Estrada, 2005), denominado sitio para la Alianza Zero Extinción (AZE) (Ricketts et al., 2005). También estudios han corroborado, la presencia de 501 especies de aves, siendo 15 endémicas, 14 se hallan en alguna categoría de amenaza de acuerdo con la UICN, y cinco están casi amenazadas, y 33 especies son migratorias (Donegan et al., 2010; Stiles, 2011).

En PNN SYA se han encontrado 538 especies de plantas, distribuidas en 136 familias, siendo Melastomataceae, Rubiaceae, Asteraceae, Fabaceae, Lauraceae y Euphorbiaceae las familias con el mayor número de especies (Ayala, 2016). Por otro lado, se han registrado 82 especies de mamíferos, de estos, 56 son terrestres, 26 murciélagos, así también dos son endémicas para el país; *Ateles hybridus hybridus* (mono araña), *Aotus cf. lemurinus* (mono nocturno), *Tremarctos ornatus* (oso andino), *Lontra longicaudis* (nutria de río), *Panthera onca* (jaguar), *Dinomys branickii* (guagua loba), *Tayassu pecari* (zaino) y *Mazama Rufina* (venado) se encuentran en alguna categoría de amenaza de acuerdo con la UICN (Briceño, 2005; Villanueva, 2006; Fundación Panthera, 2010; López, 2011). Igualmente, en grupos como los reptiles y anfibios se han registrado 26 y 31 especies respectivamente, siendo *Andinobates virolinensis*, endémica de los Andes nororientales, además de estar en categoría En peligro de extinción (ISA, 2002; Montealegre, 2006; Calderón-Espinosa, 2011). Se encuentran también, 23 especies de peces, donde 22 son de hábitos superficiales y uno es troglodítico (Duarte-Sánchez & Mantilla-Barbosa, 2011), indicando así el 19,8% del total de especies presentes en Santander (Castellanos-Morales et al., 2011). En PNN SYA se hayan 253 mariposas diurnas (Huertas & Donegan, 2006; Andrade, 2011), una de estas especies (*Idioneurela donegani*) es nueva para la ciencia (Huertas & Arias, 2007), e igualmente, se registran 45 especies de escarabajos coprófagos (Rosado & Arias, 2006; Morales-Castaño et al., 2010), y 21 especies de libélulas y caballitos del diablo (Duarte-Sánchez & Garzón-Sanabria, 2011).

Teniendo en cuenta lo anterior, se tiene un amplio argumento para que el PNN SYA sea considerado un representante significativo para Santander y su comunidad, a nivel de conservación de su riqueza y biodiversidad de fauna y flora, en general de sus recursos genéticos, y sin dejar de lado los servicios ecosistémicos y mitigación frente a la variabilidad climática.

4.2 ¿QUÉ DESCUBRIMOS EN EL SECTOR DE LA GOLCONDA?

Los proyectos de restauración ecológica se planifican a partir de unos objetivos y metas que se establecen bajo una temporalidad, teniendo en cuenta que las dinámicas ecológicas como la regeneración natural, están determinadas por una escala de tiempo. Estos objetivos y metas a corto, mediano y largo plazo, permiten una mejor planeación de los proyectos, así como, medir su efectividad. Para clarificar y establecer la recuperación de un ecosistema degradado (objetivos y metas) en un proyecto de restauración, es indispensable conocer o diagnosticar el nivel de degradación del área a intervenir, a partir de caracterizaciones biofísicas que permitan identificar sistemas de referencias (a partir de la composición y recopilación de diversas fuentes de referencia de fauna y flora nativos, además de información bióticas y abióticas), como base o modelo para establecer las metas de restauración del ecosistema a ser intervenido (SER, 2004).

Con la información generada a partir de estas caracterizaciones, es posible identificar el potencial o capacidad de resiliencia, o de restauración del área específica, y evidenciar atributos ecológicos –en los diferentes niveles de organización biológica– que pueden ser potenciados y contribuyan a la recuperación del sistema. Es decir, la caracterización de múltiples referencias secuenciales, permite reflejar con mayor detalle, los cambios que se preverían intrínsecamente en el ecosistema a través del tiempo. Lo anterior permite proyectar o modelar las trayectorias ecológicas, y a su vez, diseñar la estrategia de restauración más adecuada de acuerdo a las condiciones de degradación y el potencial de restauración.

En este capítulo se destacan resultados logrados en dichas caracterizaciones, las cuales incluyeron componentes bióticos y socioeconómicos, que en su conjunto determinaron el estado de degradación en el sector de la Golconda y siendo este, el insumo base para la propuesta de restauración ecológica (ver Capítulo 5, Restauración Ecológica del Bosque Andino en la vertiente oriental del PNN SYA, Hato, Santander: avances).

HISTORIA DEL ÁREA

Las áreas protegidas de nuestro país enfrentan diversas amenazas para la conservación de su diversidad y los servicios ecosistémicos que ellas ofrecen, dentro de las amenazas más importantes se encuentra la fragmentación de hábitats. Para el caso de la Serranía de Los Yariquíes, en las décadas previas a la declaratoria como Parque Nacional Natural, su territorio se vio afectado por el desarrollo de actividades socioeconómicas que conllevaron al cambio del uso del suelo, así como el aumento de las prácticas agropecuarias poco sostenibles, dichas prácticas redundaron en disminución de la productividad de los suelos y presión sobre el bosque andino dada por la ampliación de la frontera agrícola (información derivada de encuestas y trabajo con la comunidad).

En la vereda Hoya Negra, las actividades económicas han sido principalmente agrícolas, con variados tipos de cultivos en diferentes épocas; así, durante el siglo XIX, predominaron los cultivos de algodón y tabaco; posteriormente, a mediados del siglo XX, se desarrollaron los de caña panelera, cacao, maíz, yuca, cítricos como naranja, mandarina, limón, con el producto principal que es el café por sombrero. Hacia los años 60, se introduce una nueva actividad e inicia la consolidación de actividades pecuarias basadas en el ganado bovino. En adición a esta historia de uso del suelo, estos tienen una topografía inclinada con erosión desde ligera hasta severa, profundidad efectiva superficial y baja fertilidad; lo anterior, genera alta susceptibilidad a procesos erosivos severos (información derivada de encuestas y trabajo con la comunidad).

A partir de la creación de este Parque Nacional Natural, se han evidenciado cambios en el uso del suelo en la mayor parte de su territorio. En el área correspondiente a la microcuenca de la quebrada Cincomil, se han observado extensas áreas de pastizales, así como, cultivos comerciales y de pancoger abandonados. Para el caso

puntual en el sector de la Golconda, se observaron pastizales con diferente tiempo de abandono, y por ende, en diferente estado de sucesión, con dominancia de especies de gramíneas exóticas, entre ellas, *Urochloa decumbens* especie que fue sembrada en el área como alimento para los semovientes.

En tiempos recientes (los últimos 15 años), la ganadería extensiva representó el uso principal del suelo en el sector de la Golconda, con una carga de hasta 150 cabezas de ganado y seis mulares de forma permanente; adicionalmente, existieron sembradíos de maíz, zanahoria, papa guata, papa criolla, soya, maní, plátano y yuca. La plantación de las especies mencionadas y el mantenimiento de especies exóticas de gramíneas en áreas de pastoreo condujeron al uso de "quemadas controladas", previas a las plantaciones o con el fin de estimular rebrotes; así mismo, sectores de pastizales abiertos fueron sometidos al uso de herbicidas (p. ej.: 2,4-D, Éster butílico), con el objetivo de disminuir la competencia con especies generalistas nativas y naturalizadas (información derivada de encuestas y trabajo con la comunidad).

De igual forma, durante varias décadas, se afectaron áreas de bosque secundario presentes en el área con extracción de especies maderables conocidas en el sector con los nombres de pino colombiano (*Retrophyllum rospigliosii*), roble (*Quercus humboldtii*), amarillo (*Handroanthus chrysanthus*) y punte (*Ocotea* sp.). En la última década, la extracción de especies de este tipo fue para autoconsumo (cercas, corrales, etc.) (información derivada de encuestas y trabajo con la comunidad).

Al momento de la declaratoria de la Serranía de Los Yariguíes como área protegida, el sector de la Golconda, tenía el carácter de propiedad privada y según el Esquema de Ordenamiento Territorial (EOT) del municipio de Hato, estaba destinado a potrerización, de allí que el uso de sus suelos fuera primordialmente para actividades de ganadería (EOT, 2002).

Dado el deterioro causado en el área durante las décadas de actividades agropecuarias, la Dirección Territorial Andes Nororientales de Parques Nacionales, evidenció la necesidad de generar acciones para la recuperación ecológica de los ecosistemas estratégicos allí presentes. Es así como, en el año 2015, esta área es propuesta formalmente por Parques Nacionales Naturales de Colombia a Ecopetrol S.A. como área para la compensación, de acuerdo a lo dispuesto en la Resolución 1306 de 2012.

Lo anterior se materializó con la expedición por parte de la ANLA, de la Resolución 0201 de 2015, en la cual se autoriza a Ecopetrol S.A., la compra y adquisición del sector de la Golconda como proyecto de compensación ambiental. De este modo, Ecopetrol S.A. y Parques Nacionales acuerdan abordar la restauración ecológica de 16,18 ha en el área mencionada del PNN SYA, buscando avanzar en la recuperación de áreas afectadas por pastoreo y entresaca de especies forestales, así como, generar conocimiento sobre el desarrollo y comportamiento de las especies nativas. Una vez formalizado este acuerdo, se define en las 16,18 ha, el dominio de un mosaico de pastos enmalezados contiguos a zonas de helechal y por primera vez, se asocia el Bosque secundario como ecosistema de referencia, se establece una hipótesis de trayectoria ecológica y se proponen los ensamblajes de especies para abordar la restauración ecológica.

DIVERSIDAD

De acuerdo con el Convenio sobre Diversidad Biológica (ONU, 1992), la biodiversidad hace referencia a la variedad de todo tipo de organismos vivos; en este aspecto Colombia es un país privilegiado, ya que, gracias a la gran variedad de ellos, es considerado megadiverso. En los procesos de restauración ecológica la caracterización de la diversidad es base fundamental, ya que con ella se establece el estado de los ecosistemas, y de acuerdo con ello, se plantean e implementan las estrategias de restauración más adecuadas para el área específica a intervenir (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015). Para el sector de la Golconda, se realizó caracterización de vegetación, entomofauna, herpetofauna, avifauna y mastofauna (Caro-Melgarejo et al., 2018a).

Vegetación

Juega un papel importante en la implementación y desarrollo de planes de restauración, ya que este componente es considerado como uno de los principales indicadores del estado de conservación de los ecosistemas. Por lo anterior, para el caso del sector de la Golconda, las áreas caracterizadas se clasificaron en cinco tipos de coberturas vegetales: bosque, pastizal, helechal, matorral denso y rastrojo alto. En la Tabla 1, se presentan los datos de ubicación y características de cada uno de los tipos de áreas.

Tabla 1. Ubicación geográfica y características de las áreas caracterizadas en el sector de la Golconda.

ÁREA	COORDENADAS	ALTITUD	PENDIENTE	LUMINOSIDAD	MATERIA ORGÁNICA
Bosque	6°36'01.5" N; 73°21'25.3" W	2267 m	Entre 20° y 30°	40%	20 cm
Pastizal	6°35'33.4" N; 73°21'15.8" W	2103 m	30°	90%	7 cm
Helechal	6°35'43.8" N; 73°21'23.4" W	2246 m	40°	90%	10 cm
Matorral denso	6°35'45.8" N; 73°21'28.0" W	2216 m	40°	60%	5 cm
Rastrojo alto	6°35'49.5" N; 73°21'25.0" W	2242 m	50°	50%	10 cm

La mayor riqueza de especies se registró en bosque con 136, seguida por pastizal, rastrojo alto y helechal (88, 58 y 51 especies respectivamente), el área de menor riqueza fue matorral denso, con 49 especies. Este mismo patrón se observó a nivel de género, en bosque 84 géneros, pastizal (67), rastrojo alto (43),

helechal (38) y finalmente, matorral denso con 37. Para la riqueza de familias hubo una variación, la mayor de ellas se encontró en bosque (52), seguida por pastizal, matorral denso, rastrojo alto (36, 26 y 25 respectivamente), y por último, helechal (20) (Fig. 3).

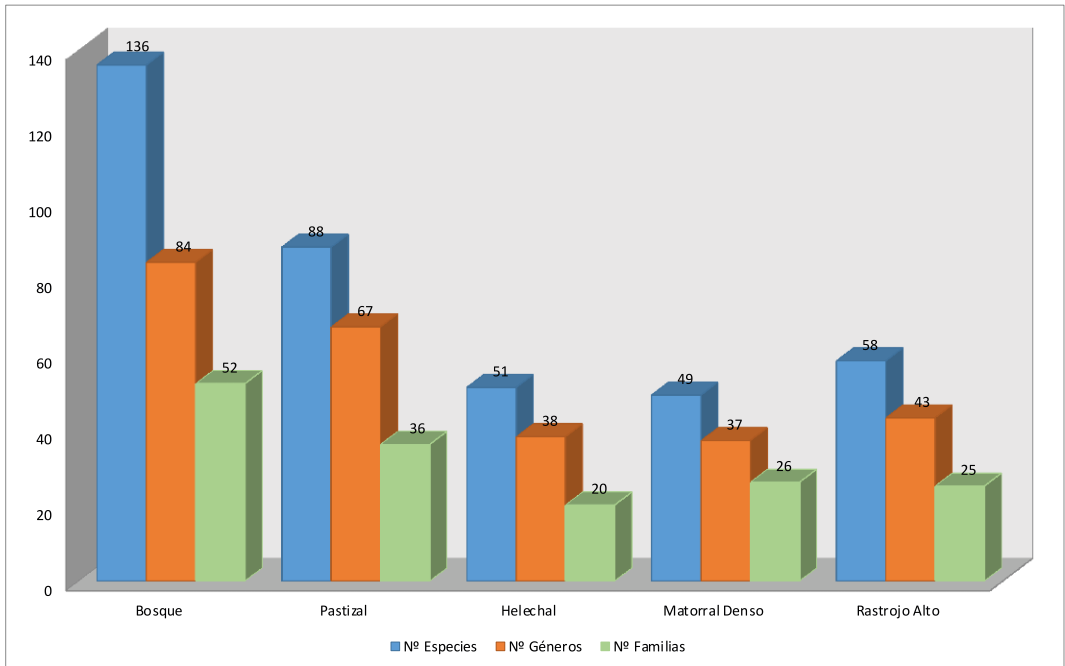
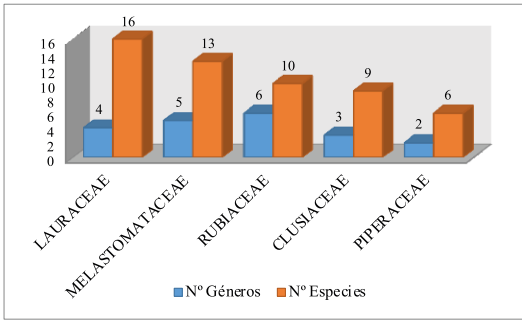
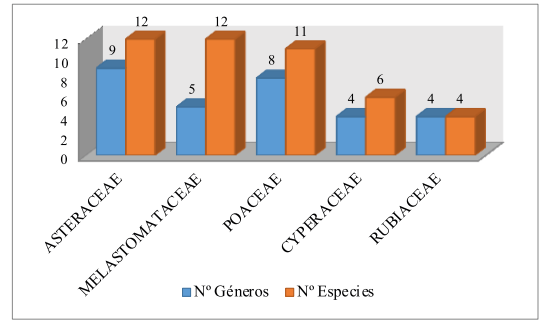


Figura 3. Riqueza de especies, géneros y familias de plantas por áreas caracterizadas en el sector de la Golconda en el PNN SYA.

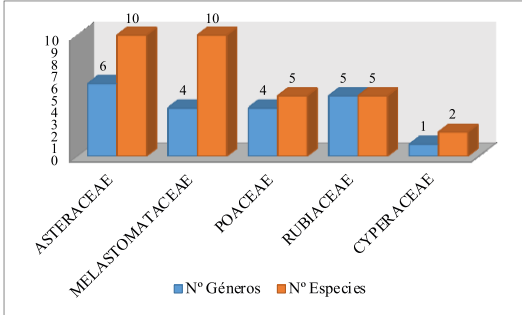
Las familias que presentaron las mayores riquezas fueron: Lauraceae en bosque (4 géneros/16 especies), Asteraceae en pastizal (9/12) y helechal (6/10), y Melastomataceae en matorral denso (4/11) y rastrojo alto (4/7). Dentro de otras familias ricas en bosque están: Melastomataceae, Rubiaceae, Clusiaceae y Piperaceae; en pastizal, Melastomataceae, Poaceae, Cyperaceae y Rubiaceae; en helechal, Melastomataceae, Poaceae y Rubiaceae; en matorral denso, Asteraceae, Poaceae, Lauraceae y Rubiaceae; y en rastrojo alto Clusiaceae, Lauraceae, Piperaceae y Euphorbiaceae (Figura 4).



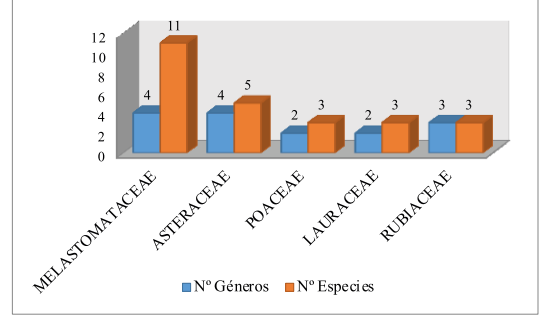
Bosque



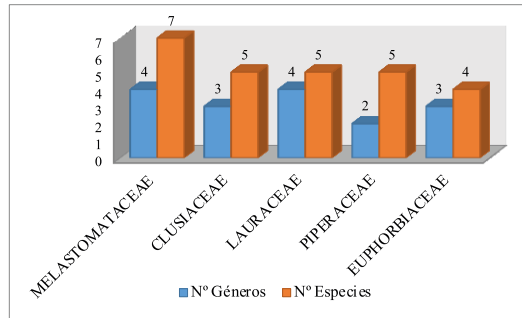
Pastizal



Helechal



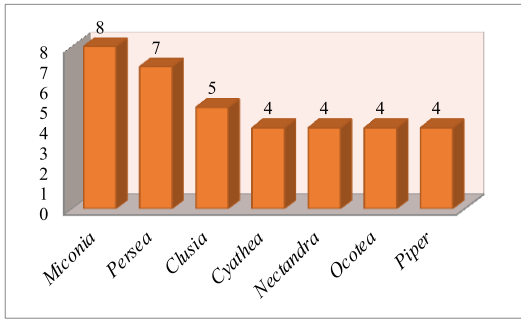
Matorral denso



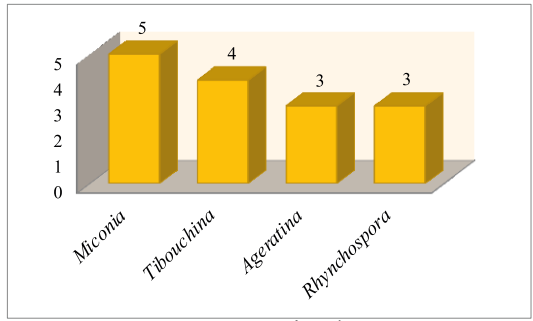
Rastrojo Alto

Figura 4. Familias de plantas con mayor riqueza en cada área caracterizada en el sector de la Golconda PNN SYA.

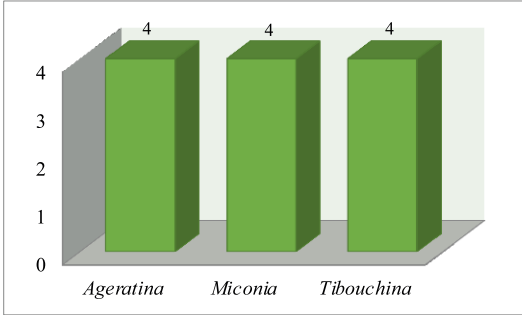
A nivel de género, las mayores riquezas en bosque (8 especies), pastizal (5) y rastrojo alto (4) fueron para *Miconia* (Melastomataceae); en helechal (4) para *Ageratina* (Asteraceae), *Miconia* y *Tibouchina* (Melastomataceae); y en matorral denso (6) para *Tibouchina* (Melastomataceae). Después de los géneros mencionados, se destacan *Persea* (Lauraceae), *Clusia* (Clusiaceae), *Cyathea* (Cyperaceae), *Nectandra* (Lauraceae), *Ocotea* (Lauraceae) y *Piper* (Piperaceae) en bosque; *Tibouchina* (Melastomataceae), *Ageratina* (Asteraceae) y *Rhynchospora* (Cyperaceae) en pastizal; *Miconia* (Melastomataceae), *Baccharis* (Asteraceae), *Clethra* (Clethraceae), *Ocotea* (Lauraceae), *Panicum* (Poaceae) y *Vismia* (Clusiaceae) en matorral denso; y *Clusia* (Clusiaceae), *Cyathea* (Cyperaceae) y *Peperomia* (Piperaceae) en rastrojo alto (Figura 5).



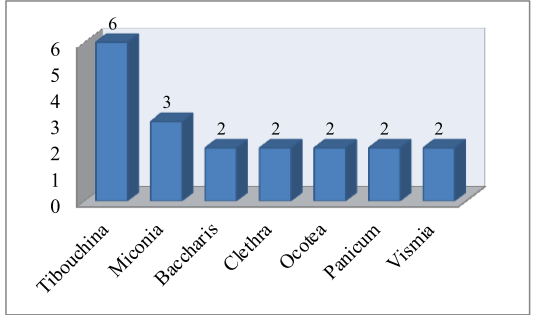
Bosque



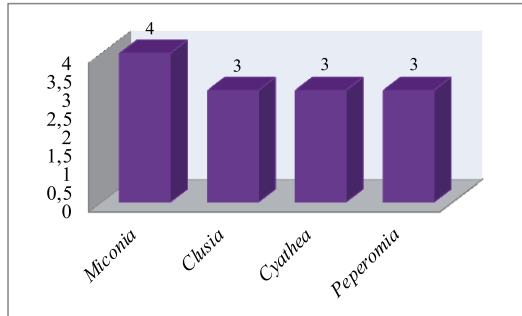
Pastizal



Helechal



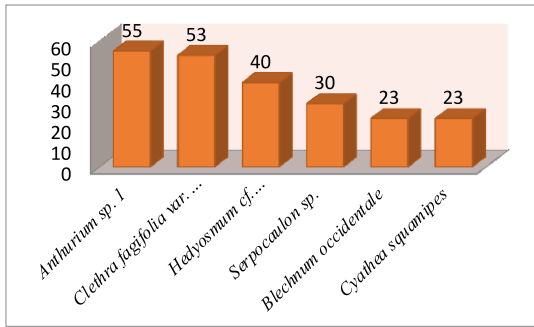
Matorral denso



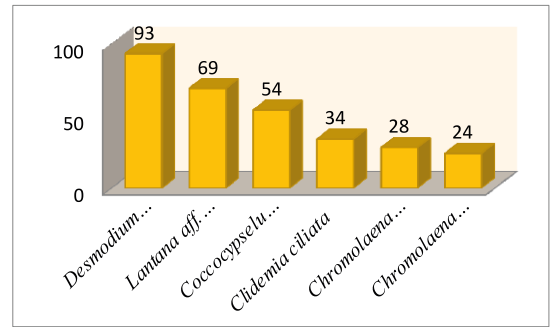
Rastrojo Alto

Figura 5. Géneros de plantas con mayor riqueza en cada área caracterizada en el sector de la Golconda, PNN SYA.

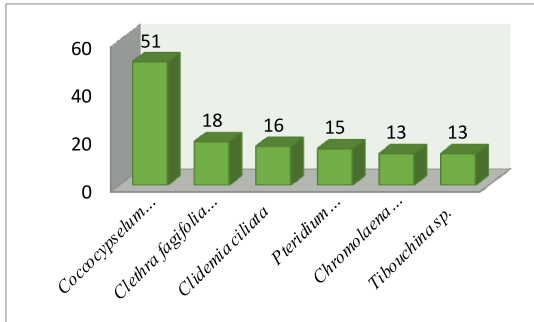
En cuanto a especies, las abundancias más altas se registraron para *Anthurium* sp. 1 (Araceae) en bosque (55 individuos), *Desmodium adscendens* (Fabaceae) en pastizal (93), *Coccocypselum lanceolatum* (Rubiaceae) en helechal (51), *Tibouchina lepidota* (Melastomataceae) en matorral denso (105) y *Clethra fagifolia* var. *bicolor* (Clethraceae) en rastrojo alto (30) (Fig. 6).



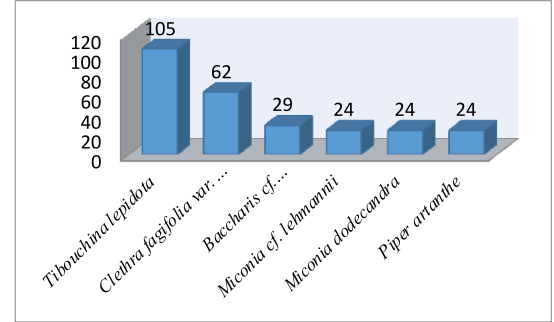
Bosque



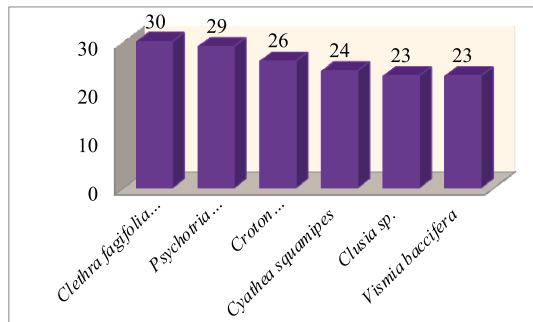
Pastizal



Helechal



Matorral denso



Rastrojo Alto

Figura 6. Especies de plantas con mayor abundancia en cada área caracterizada en el sector de la Golconda, PNN SYA.

Otras especies abundantes en bosque fueron *Clethra fagifolia* var. *bicolor* (Clethraceae), *Hedyosmum* cf. *racemosum* (Chloranthaceae), *Serpocaulon* sp.1 (Polypodiaceae), *Blechnum occidentale* (Blechnaceae) y *Cyathea squamipes* (Cyatheaceae); en pastizal *Lantana* aff. *canescens* (Verbenaceae), *Coccocypselum lanceolatum* (Rubiaceae), *Clidemia ciliata* (Melastomataceae), *Chromolaena tacotana* (Asteraceae) y *Chromolaena odorata* (Asteraceae); en helechal *Clethra fagifolia* var. *bicolor* (Clethraceae), *Clidemia ciliata* (Melastomataceae), *Pteridium arachnoideum* (Dennstaedtiaceae), *Chromolaena tacotana* (Asteraceae) y *Tibouchina* sp. (Melastomataceae); en matorral denso *Clethra fagifolia* var. *bicolor* (Clethraceae), *Baccharis* cf. *oblongifolia* (Asteraceae), *Miconia* cf. *lehmannii* (Melastomataceae), *Miconia dodecandra* (Melastomataceae) y *Piper artanthe* (Piperaceae); en rastrojo

alto *Psychotria erythrocephala* (Rubiaceae), *Croton gossypifolius* (Euphorbiaceae), *Cyathea squamipes* (Cyatheaceae), *Clusia* sp. y *Vismia baccifera* (Clusiaceae) (Fig. 6).

Banco de semillas germinable

La regeneración natural en comunidades vegetales, es un proceso que depende de la existencia, tasa de germinación y establecimiento del banco de semillas. La expresión ecológica del banco de semillas, está determinada por las condiciones microclimáticas del sitio. Montenegro et al. (2006), define el banco de semillas germinable, como una agregación de semillas en el suelo de diferentes especies, que constituye el principal medio para generar los procesos sucesionales de una comunidad vegetal.

La alteración o degradación de un ecosistema transforma directamente sus características físicas, químicas y bióticas, lo cual genera factores limitantes y tensionantes que impiden o dificultan la expresión del banco de semillas y así mismo la capacidad de regeneración natural de los ecosistemas.

Dentro de los procesos de restauración ecológica, estudiar el banco de semillas germinable, permite determinar la capacidad de regeneración natural de los ecosistemas, a partir del potencial de dispersión, tasas de herbivoría, tasas de germinación, diversidad, entre otros. Así mismo, permite modelar las posibles trayectorias ecológicas que las áreas degradadas establecerán en escenarios futuros (Vargas et al., 2012).

El banco de semillas en el sector de la Golconda, registró un total de 52 morfotipos, de los cuales, se identificaron ocho familias; el bosque registró el mayor número de especies con un total de 25, seguido del pastizal con 14 especies, y rastrojo bajo con 13 (Fig. 7A). Las familias que se presentaron en todas las coberturas fueron Asteraceae, Fabaceae, Solanaceae y Poaceae (Figura 7C). La familia con mayor número de especies para todas las coberturas fue Asteraceae con seis especies, seguido de Solanaceae, Poaceae y Fabaceae cada una con dos especies y una sola especie para Polygonaceae, Lythraceae, Cucurbitaceae y Commelinaceae (Figura 7B).

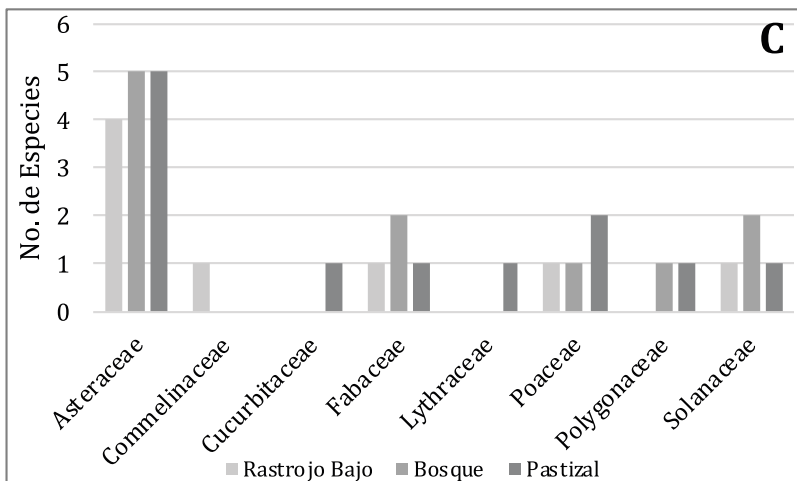
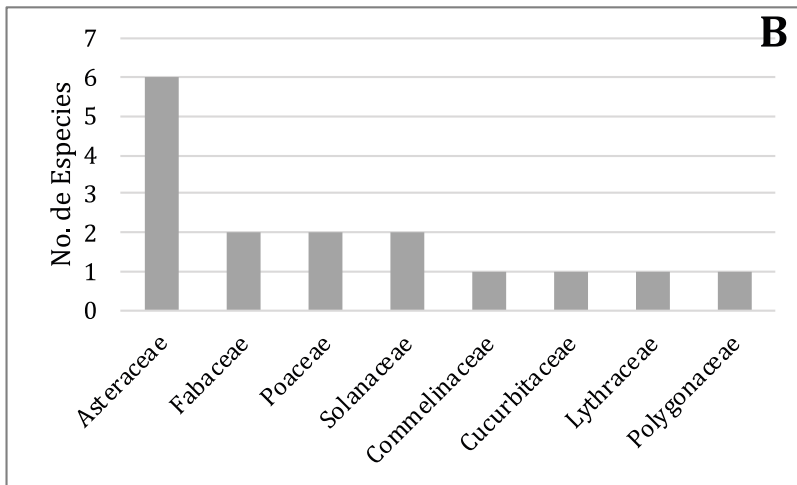
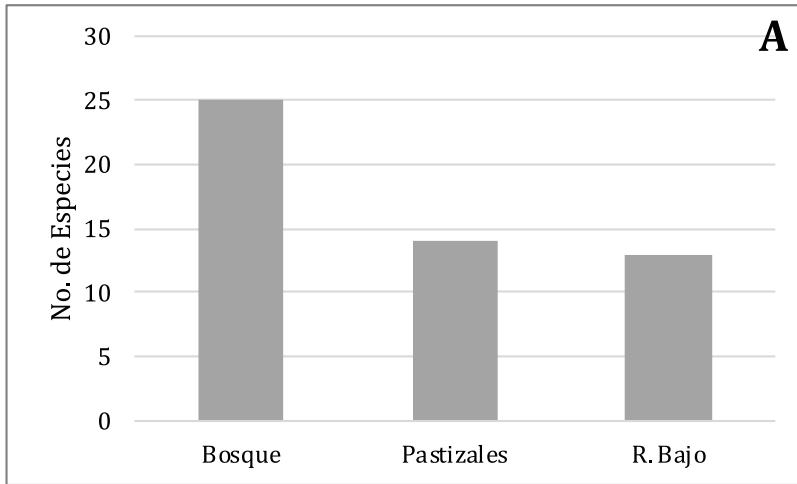


Figura 7. Riqueza del banco de semillas germinable. **A.** Número de especies por tipo de cobertura; **B.** Familias identificadas para todas las coberturas; **C.** Familias por tipo de cobertura.

Así se determinaron los valores de diversidad para las áreas muestreadas (Fig. 8).

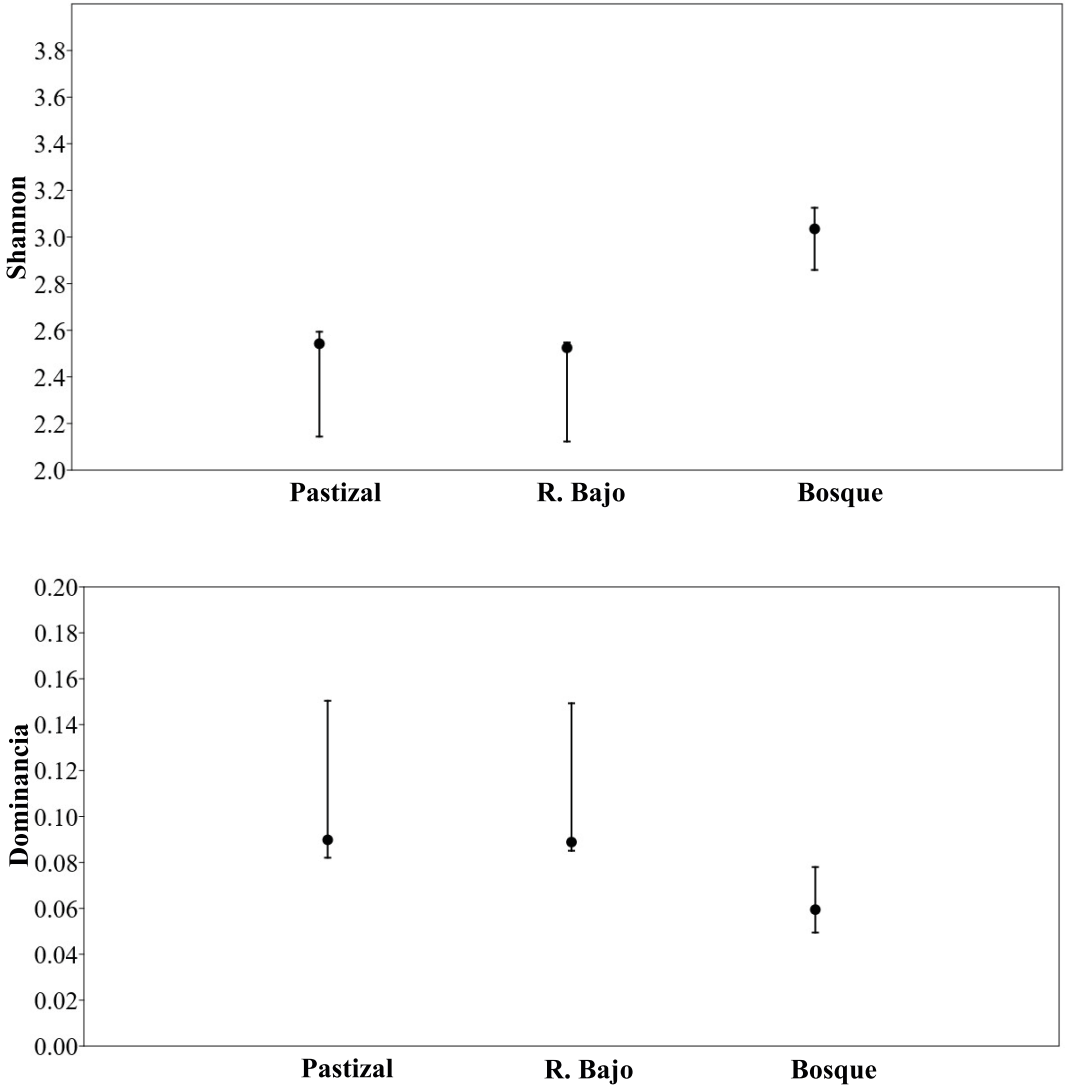


Figura 8. Cálculo de los índices de diversidad (número de especies, Shannon y Dominancia) para cada una de las coberturas evaluadas durante el proyecto.

El índice de Jaccard mostró que el rastrojo bajo y el bosque, en términos de la composición de especies, son más similares entre sí (0,3793), seguido del rastrojo bajo y pastizal (0,3181), y los valores más bajos de similitud están entre pastizal y bosque (0,2424). Los porcentajes de similitud para este estudio mostraron que el número de especies compartidas entre las coberturas es muy bajo (Figura 9).

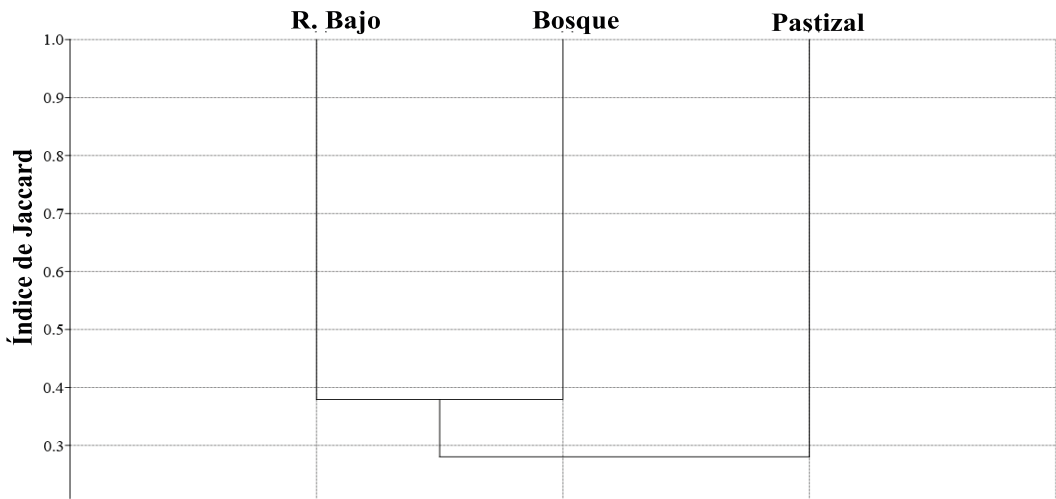


Figura 9. Índice de Similitud de Jaccard con base en la composición de especies de cada una de las coberturas de vegetación.

Los resultados obtenidos de este estudio, corroboran las dos hipótesis planteadas inicialmente; se comprobó que la cobertura mejor conservada o con una etapa sucesional más avanzada presenta los valores de diversidad más altos, en este caso la cobertura de bosque. Así mismo, se comprobó que las coberturas rastrojo bajo y bosque presentaron un mayor número de especies compartidas. Los resultados obtenidos de este estudio, concuerdan con otras investigaciones donde los bosques, registraron los valores de diversidad más altos (Castro et al., 2004; Acosta & Vargas, 2008; Kalesnick et al., 2013).

La composición del banco de semillas está directamente relacionada con la composición de especies presentes en áreas cercanas, así como con la capacidad y mecanismo de dispersión de las mismas. En la fase diagnóstica del área de estudio, se determinó que las coberturas con mayor diversidad fueron aquellas que presentaron características composicionales y estructurantes más complejas, lo cual se ve representado en una mayor riqueza de especies y de grupos funcionales, en algunos casos con especies raras, principalmente de estados sucesionales avanzados (Caro-Melgarejo et al., 2017; 2018a; 2018b).

El pastizal y rastrojo bajo presentaron valores similares, con los más bajos para el índice de Shannon y riqueza de especies, y los más altos en Dominancia; estos resultados posiblemente muestran que en las coberturas con estados sucesionales tempranos, como es el caso de los pastizales y rastrojos bajos, la composición de la comunidad vegetal se simplifica, debido a la presencia de especies de gramíneas invasoras, que presentan mejor adaptación a las condiciones de disturbio, e inciden sobre el ensamblaje de especies, representado en una baja riqueza y abundancia de especies (Montenegro et al., 2006).

Sumado a lo anterior, la estructuración simplificada de estas dos coberturas vegetales, disminuye la capacidad de ofrecer hábitats y recursos a la comunidad de fauna, lo cual implica que los procesos de dispersión de semillas sean menores, y por lo tanto, la riqueza del banco de semillas también lo sea. Esto concuerda con los resultados obtenidos en el diagnóstico de restauración en el sector de la Golconda, donde se evidenció que la menor riqueza de avifauna se encontró en la cobertura de pastizales (Caro-Melgarejo et al., 2018a).

Así mismo, varios estudios explican que en áreas degradadas, el banco de semillas está expuesto a diferentes factores limitantes y tensionantes como son: condiciones micro ambientales desfavorables, mayor tasa de depredación de semillas por insectos y pequeños mamíferos, alteraciones de la composición físicoquímica de los suelos, inhibición de procesos germinativos por presencia de especies invasoras, entre otros factores que afectan la composición y expresión del mismo (Holl, 1999; Bossuyt et al., 2003; Hooper et al., 2005; Zamora & Montagnini, 2007; López & Martínez, 2011).

Posiblemente, estos resultados demostrarían el efecto facilitador que ejerce la vegetación preexistente sobre los procesos de sucesión natural, permitiendo o no la expresión del banco de semillas, y el desarrollo y establecimiento del banco plantular de especies características de estados sucesionales avanzados (Castro et al., 2004; Ren et al., 2008; Siles et al., 2008; Gómez-Aparicio, 2009; Jensen, 2011).

En conclusión, el banco de semillas (BS), es el principal factor que permite la regeneración natural de los ecosistemas, y es muy importante para la recuperación de aquellos que están degradados, ya que, a partir de este, se estructuran las comunidades post-disturbio. El BS es un indicador muy importante para los procesos de restauración ecológica, a partir de su estudio se pueden identificar y establecer las posibles trayectorias ecológicas que los ecosistemas degradados llevan a cabo por medio de la regeneración natural. Esta información permitirá tomar acciones de contingencia en el momento preciso, para direccionar o ajustar aquellas trayectorias que presenten algún tipo de desviación no esperada.

Entomofauna

Aproximadamente el 80% de las especies de animales del mundo son insectos, lo que convierte a este grupo en el más diverso del planeta, razón por la cual, es posible encontrarlos en todos los ecosistemas. Debido a su gran diversidad, en este grupo existen variadas formas y estructuras, así como hábitos alimenticios, presentándose en algunos casos conductas de alimentación y comportamiento tan especializados, que su distribución se limita a ecosistemas con condiciones específicas (García-Moreno et al., 2012). En el sector de la Golconda la caracterización de entomofauna se centró en tres grupos, escarabajos coprófagos, mariposas y hormigas, las cuales fueron muestreadas en las coberturas vegetales de bosque secundario, bosque ripario 1, bosque ripario 2, pastizal 1, pastizal 2, helechal, matorral denso y rastrojo alto.

Escarabajos coprófagos

Los escarabajos coprófagos (Scarabaeinae), son considerados indicadores de impacto ambiental, debido a que son altamente sensibles a la modificación de hábitats; además de cumplir un importante papel ecológico (Shahabuddin, 2013), interviniendo en procesos como el reciclaje de nutrientes, aireación del suelo, dispersores secundarios de semillas y controladores de parásitos de mamíferos (Ibarra-Polesel et al., 2015); y al presentar grandes ventajas por su facilidad de captura, los costos de muestreo son relativamente bajos y se realizan en cortos periodos de tiempo, proporcionando buena información y numerosos registros (Medina et al., 2001).

Compleitud de muestreo

Durante el diagnóstico, la especie más abundante fue *Canthidium* sp. 34 H, siendo los bosques (B1 y B2), los hábitats con mayor presencia de esta especie, seguida por *Canthon politus* cuya mayor abundancia también se presenta en coberturas vegetales más complejas. Así mismo, se observa que, dentro de los géneros, el más abundante fue *Canthidium* con 1475 individuos, seguido por *Canthon*, *Uroxys*, *Dichotomius* y *Onthophagus* con 404, 354, 290 y 284 respectivamente, entre tanto, los géneros con menor abundancia fueron *Eurysternus* con 52 individuos, *Deltochilum* con 40 y *Ontherus* con 14, como se puede observar en la Tabla 2.

Tabla 2. Abundancia de especies de escarabajos para las coberturas vegetales, en el sector de la Golconda, PNN SYA, durante la fase de diagnóstico (T=0). B1: Bosque Secundario, B2: Bosque Ripario 1, H: Herbazal (helechal), PE1: Pastizal Enmalezado 1, RA: Vegetación secundaria alta Alto, RB: Vegetación secundaria alta Bajo.

Especie	B1_0	B2_0	H_0	PE1_0	RA_0	RB_0	Total
<i>Canthidium</i> sp. 2/27 H	21	80	0	0	26	0	127
<i>Canthidium</i> sp. 34 H	56	1236	2	0	54	0	1348
<i>Canthon politus</i> / 18H	38	353	0	1	11	0	403
<i>Deltochilum</i> sp. 1	3	29	0	0	8	0	40
<i>Dichotomius</i> aff <i>satanas</i>	110	87	4	3	79	1	284
<i>Dichotomius</i> aff <i>tristis</i>	1	0	1	3	0	0	5
<i>Eurysternus</i> aff <i>contractus</i>	1	9	1	0	0	0	11
<i>Eurysternus</i> <i>marmoreus</i>	8	16	6	5	3	3	41
<i>Ontherus</i> sp. 1	1	3	0	0	0	0	4
<i>Ontherus</i> sp. 3	5	1	0	0	4	0	10
<i>Onthophagus</i> <i>curvicornis</i>	50	9	112	87	16	10	284
<i>Uroxys</i> <i>braquialis</i>	111	65	0	0	0	0	176
<i>Uroxys</i> <i>pauliani</i>	3	29	0	1	8	0	41
<i>Uroxys</i> sp. 3	0	78	0	0	0	0	78
Total	408	1995	126	100	209	14	2852

Como se observa en la Figura 10 (b y d), durante esta fase, los muestreos por cobertura fueron adecuados, con una completitud de más del 90% para todas las coberturas; sin embargo, las curvas de rarefacción (Fig. 10 a y c), muestran que las coberturas

más simples (RB, H y PE1), presentan intervalos de confianza más altos, debido a que, por su simplicidad, ofrecen menos oferta de recursos para los escarabajos, de manera que el tamaño de la muestra es mucho menor que en bosques.

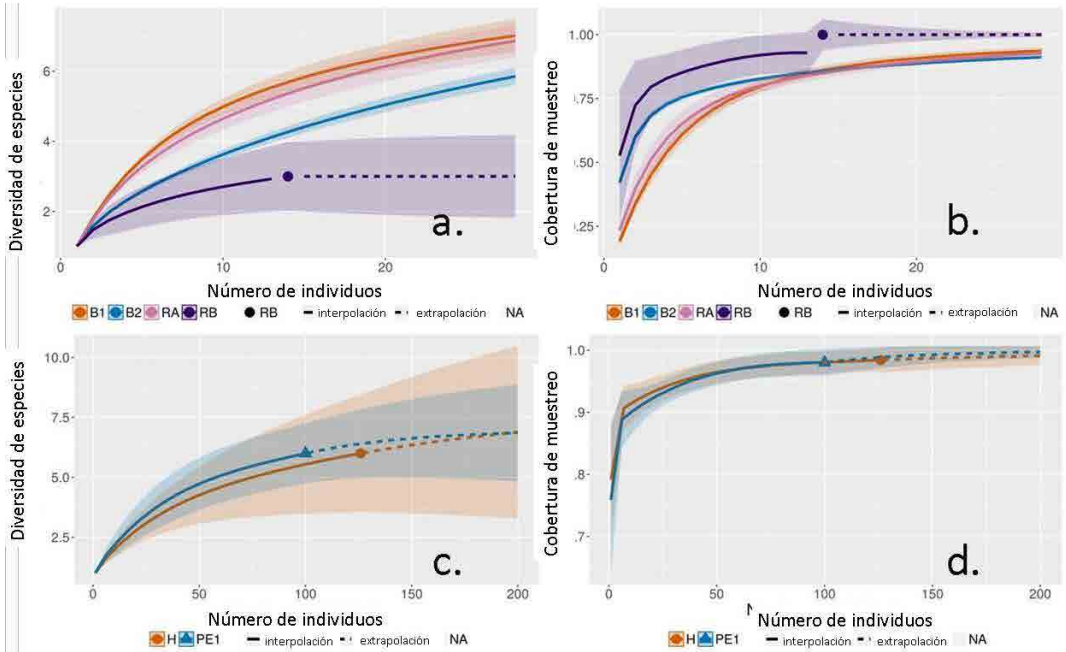


Figura 10. Completitud de muestreo para escarabajos coprófagos en el sector de la Golconda, PNN SYA, durante la fase de diagnóstico. **a y c.** Curvas de rarefacción e interpolación de especies basadas en el tamaño de la muestra; **b y d.** Curvas de cobertura de muestreo basadas en el número.

Diversidad de escarabajos coprófagos

Entonces, al evaluar la diversidad de escarabajos se encontró la mayor riqueza (q_0) en las coberturas vegetales más complejas, los bosques (B1_0 y B2_0), con aproximadamente 13 especies cada una; sin embargo, las especies se distribuyen más equitativamente en el bosque secundario (B1_0), mostrando una diversidad un poco más alta, en relación con las demás coberturas muestreadas. Inicialmente, las coberturas intervenidas muestran una baja riqueza respecto a los ecosistemas de referencia, debido a que dichas coberturas tienen poca disponibilidad de recursos para la sobrevivencia (Tabla 3, Figs. 11-13).

Aquí, las especies encontradas se caracterizan por ser generalistas, como es el caso de *Onthophagus curvicornis* y *Dichotomius aff. satanas* (presentes en todas las coberturas muestreadas). Además, se observa cómo se encuentran las coberturas a intervenir respecto a los sistemas de referencia, con el fin de tener una perspectiva clara del cambio que se espera a lo largo de la restauración.

Tabla 3. Valores diversidad de orden q o diversidad verdadera para cada cobertura en la fase de diagnóstico (T=0). B1: Bosque Secundario, B2: Bosque Ripario 1, H: Herbazal (helechal), PE1: Pastizal Enmalezado 1, RA: Vegetación secundaria alta Alto, RB: Vegetación secundaria alta Bajo.

q	B1_0	B2_0	H_0	PE1_0	RA_0	RB_0
0	13	13	6	6	9	3
1	6.42	3.78	1.65	1.77	5.56	2.14
2	5.19	2.37	1.26	1.31	4.22	1.78

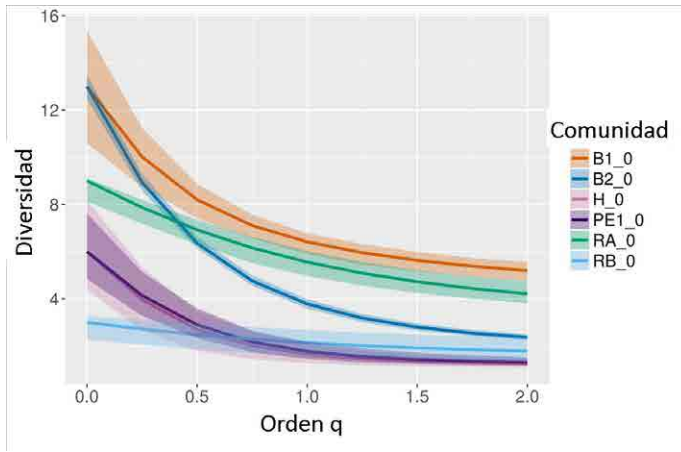


Figura 11. Curva de diversidad de escarabajos coprófagos para las diferentes coberturas mediante perfiles de diversidad durante la fase de diagnóstico (T=0). B1: Bosque Secundario, B2: Bosque Ripario 1, H: Herbazal (helechal), PE1: Pastizal Enmalezado 1, RA: Vegetación secundaria alta Alto, RB: Vegetación secundaria alta Bajo.

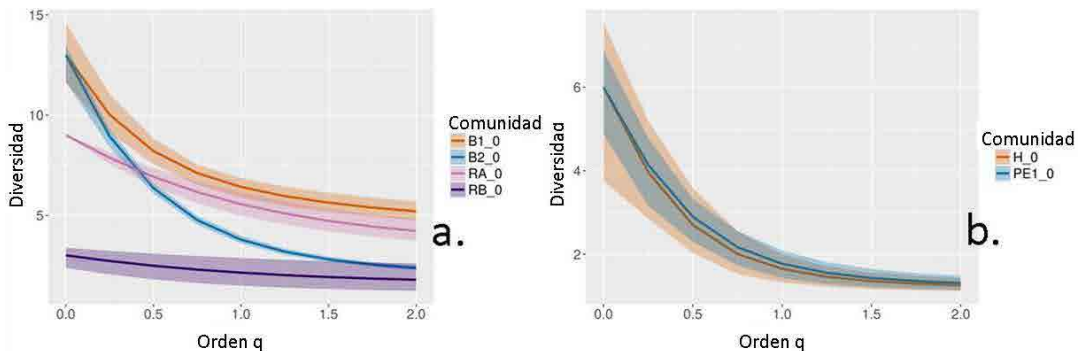


Figura 12. Contraste de la diversidad de escarabajos coprófagos para las diferentes coberturas mediante perfiles de diversidad durante la fase de diagnóstico (T=0). **a.** Sistemas de referencia ecológica; **b.** Sistemas intervenidos con siembras. B1: Bosque Secundario, B2: Bosque Ripario 1, H: Herbazal (helechal), PE1: Pastizal Enmalezado 1, RA: Vegetación secundaria alta Alto.

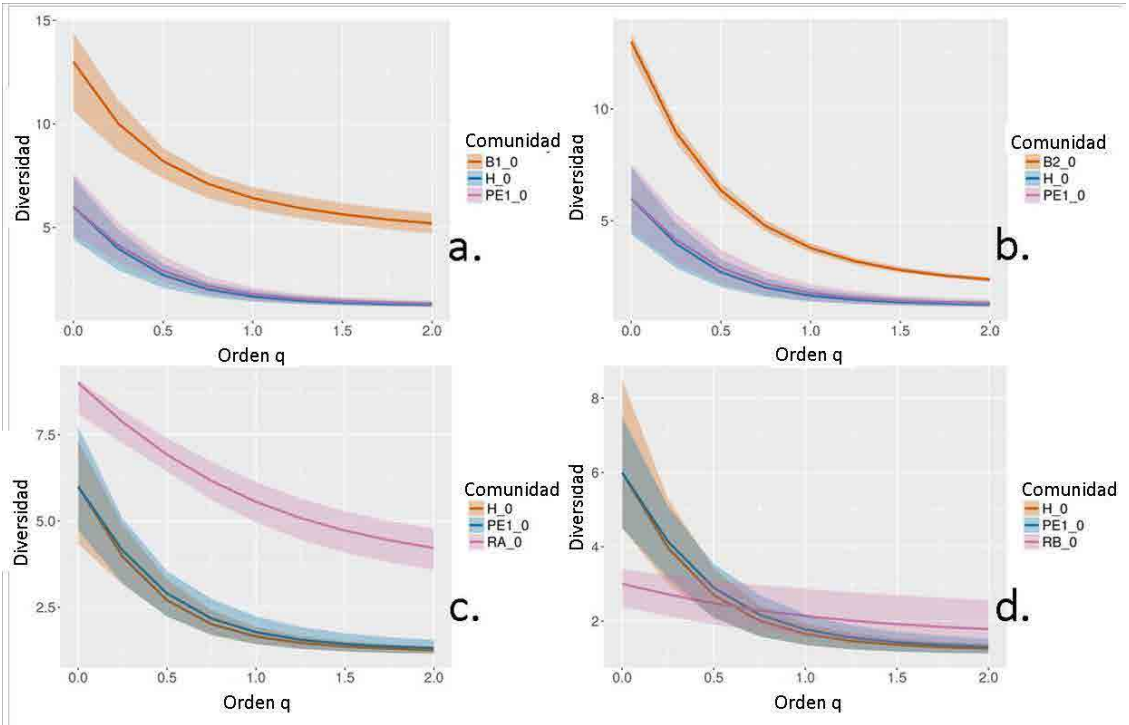


Figura 13. Contraste de la diversidad de escarabajos coprófagos de los sistemas intervenidos con siembras vs. los diferentes sistemas de referencia ecológica durante la fase de diagnóstico ($T=0$). B1: Bosque Secundario, B2: Bosque Ripario I, H: Herbazal (helechal), PE1: Pastizal Enmalezado I, RA: Vegetación secundaria alta Alto, RB: Vegetación secundaria alta bajo.

Similitud entre coberturas

Durante esta fase, se observó que las coberturas vegetales a intervenir (PE1_0 y H_0), aunque no son similares entre ellas, conforman un grupo junto a RB, debido a que los valores de riqueza, equidad y dominancia son cercanos entre sí, con una similitud próxima al 50%; mientras que, los sistemas de referencia más complejos como B1 y B2, presentan altos índices de similitud, superando el 80% de semejanza. De igual manera, RA presenta características en su diversidad de escarabajos, que indican un grado de conservación mayor al de los sistemas intervenidos, así, comparte un 70% de similitud con los ecosistemas de referencia ecológica, como se aprecia en la Figura 14.

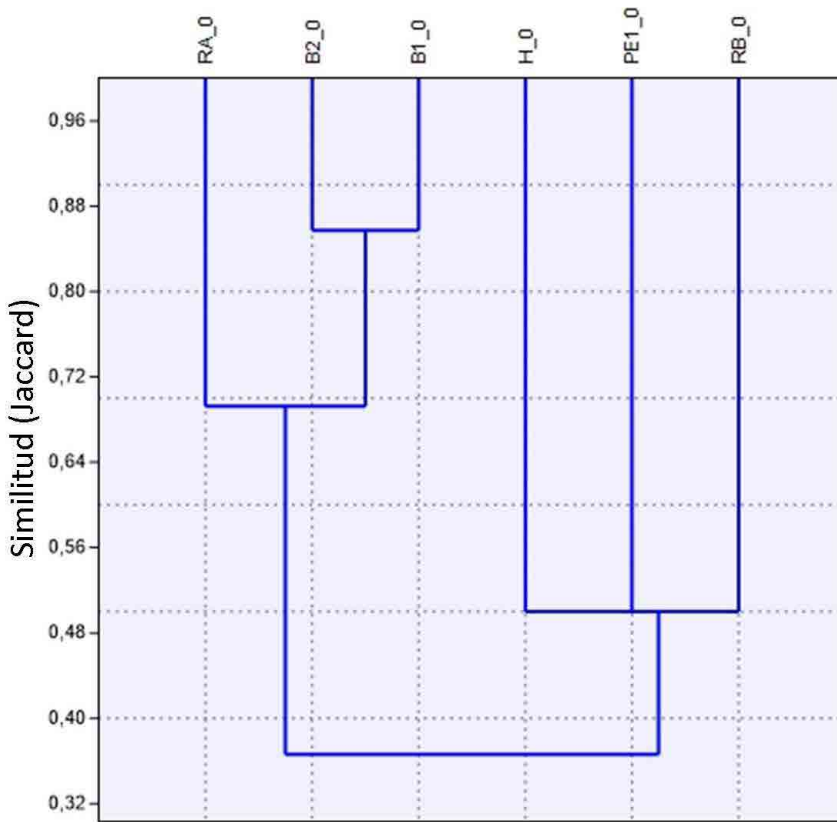


Figura 14. Similitud en la diversidad de escarabajos coprófagos entre coberturas para la fase de diagnóstico (T=0) en el sector de la Golconda, PNN SYA. B1: Bosque Secundario, B2: Bosque Ripario 1, H: Herbazal (helechal), PE1: Pastizal Enmalezado 1, RA: Vegetación secundaria alta Alto, RB: Vegetación secundaria alta Bajo.

Mariposas

Pertenecen al orden Lepidoptera (del griego *lepis*: escama y *pteron*: ala), este orden es el segundo más diverso dentro del grupo de los insectos; está compuesto por mariposas diurnas y polillas o mariposas nocturnas, su principal característica son cuatro alas membranosas cubiertas por escamas. Las mariposas diurnas están agrupadas en dos superfamilias, Hesperioidea y Papilionoidea; en la primera, se ubica la familia Hesperidae; a ella pertenecen los llamados hespéridos o "skippers", nombre dado, por la forma particular de vuelo, a manera de pequeños saltos cerca del suelo; en la segunda, se encuentran las llamadas mariposas verdaderas, esta subfamilia es la más diversa del orden (Lamas, 2004). La diversidad de lepidópteros en América se concentra en los trópicos, alcanzando las 180.000 especies, de estas, 17.950 corresponden a mariposas diurnas (Fagua et al., 1999; Andrade-C., 2007). En Colombia, se encuentran 3.274, de estas, son endémicas 350 (Ospina-López et al., 2010).

Las mariposas cumplen un papel fundamental en el cambio de materia vegetal y animal, además, debido a que son sensibles a las modificaciones ambientales son excelentes indicadores susceptibles a la temperatura, así como a la humedad, la radiación solar y

cualquier tipo de disturbios de sus hábitats, indicando la medición de su diversidad a diferentes escalas, constituye una herramienta importante para el diagnóstico de conservación o alteración de cualquier ecosistema (Kremen et al., 1993; Pollard & Yates, 1993; Fagua et al., 1999; Tobar-L. et al., 2002).

Complejidad de muestreo

Este diagnóstico mostró una diversidad alta, incluso en sistemas altamente degradados. *Anartia*

amathea, *Eueides procula*, *Euptychoides saturnus*, *Hamadryas fornax*, *Hermeuptychia harmonia* y *Virga xantho*, fueron especies exclusivas de bosques. En contraste, *Hermeuptychia hermes* fue la especie más abundante y se encontró en todas las coberturas (Tabla 4). Para esta fase se alcanzó un muestreo óptimo, por encima de 0,7 según el indicador de complejidad de muestreo (Fig. 15 y Tabla 5).

Tabla 4. Abundancia de especies de mariposas para las coberturas vegetales, en el sector de la Golconda, PNN SYA, durante la fase de diagnóstico (T=0). B1: Bosque Secundario, B2: Bosque Ripario 1, H: Herbazal (helechal), PE1: Pastizal Enmalezado 1.

Especie	B1_0	B2_0	H_0	PE 1_0	Total
<i>Actinote anteas</i>	0	0	0	7	7
<i>Adelpha alala</i>	0	2	0	2	4
<i>Anartia amathea</i>	3	1	0	8	12
<i>Anartia jatrophae</i>	0	0	0	3	3
<i>Anthanassa</i> sp. 1	0	0	1	0	1
<i>Anthoptus epictetus</i>	1	0	0	1	2
<i>Arawacus leucogyna</i>	0	1	0	0	1
<i>Calephelis browni</i>	0	0	1	0	1
<i>Callimormus radiola</i>	1	0	0	2	3
<i>Corades enyo</i>	0	1	0	0	1
<i>Cupido comyntas</i>	4	1	0	9	14
<i>Cymaenes trebius</i>	0	1	1	7	9
<i>Danaus plexippus</i>	0	0	0	1	1
<i>Detritivora barnesi</i>	0	1	2	1	4
<i>Doxocopa laurentia</i>	0	0	0	1	1
<i>Eueides procula</i>	0	2	0	0	2
<i>Euptychoides saturnus</i>	1	4	0	0	5
<i>Eurema elathea vitellina</i>	0	1	0	0	1
<i>Eurema phiale</i>	0	0	1	4	5
<i>Fountainea centaurus</i>	0	1	0	0	1
<i>Hamadryas fornax</i>	0	1	0	0	1
<i>Heliconius clysonymus</i>	0	4	0	1	5
<i>Heliconius cydno</i>	0	8	2	0	10
<i>Heliopetes alana</i>	0	0	0	7	7
<i>Heliopetes Laviana</i>	0	0	0	1	1
<i>Hermeuptychia harmonia</i>	5	8	0	0	13

Especie	B1_0	B2_0	H_0	PE 1_0	Total
<i>Hermeuptychia hermes</i>	6	4	4	19	33
<i>Hermeuptychia</i> sp. 1	1	2	2	2	7
<i>Hypanartia lethe</i>	0	0	0	1	1
<i>Junonia evarete</i>	3	2	0	9	14
<i>Leodonta dysoni</i>	0	1	0	0	1
<i>Leucochimona anophthalma</i>	0	1	0	0	1
<i>Lymanopoda albomaculata</i>	0	1	0	0	1
<i>Oleria fumata</i>	0	2	0	0	2
<i>Oressinoma typhla</i>	5	3	5	4	17
<i>Oxeaschistus puerta</i>	0	1	0	0	1
<i>Pedaliodes ereiba</i>	0	1	0	0	1
<i>Perichares adela</i>	0	1	0	0	1
<i>Phoebis philea</i>	1	0	0	0	1
<i>Phoebis sennae sennae</i>	0	0	0	1	1
<i>Pompeius pompeius</i>	0	0	0	2	2
<i>Pronophila unifasciata</i>	0	0	0	1	1
<i>Pyrgus adepta</i>	0	0	0	6	6
<i>Pyrgus orcus</i>	0	1	0	3	4
<i>Siproeta epaphus</i>	0	0	0	1	1
<i>Strymon bazochii</i>	0	0	0	1	1
<i>Urbanus dorantes</i>	0	0	0	1	1
<i>Urbanus dorantes dorantes</i>	1	0	0	0	1
<i>Urbanus teleus</i>	1	2	3	3	9
<i>Vanessa virginiensis</i>	1	0	0	1	2
<i>Vettius coryna</i>	0	1	0	0	1
<i>Virga xantho</i>	2	0	0	0	2
<i>Zizula cyna</i>	1	0	0	2	3
Total	37	60	22	112	231

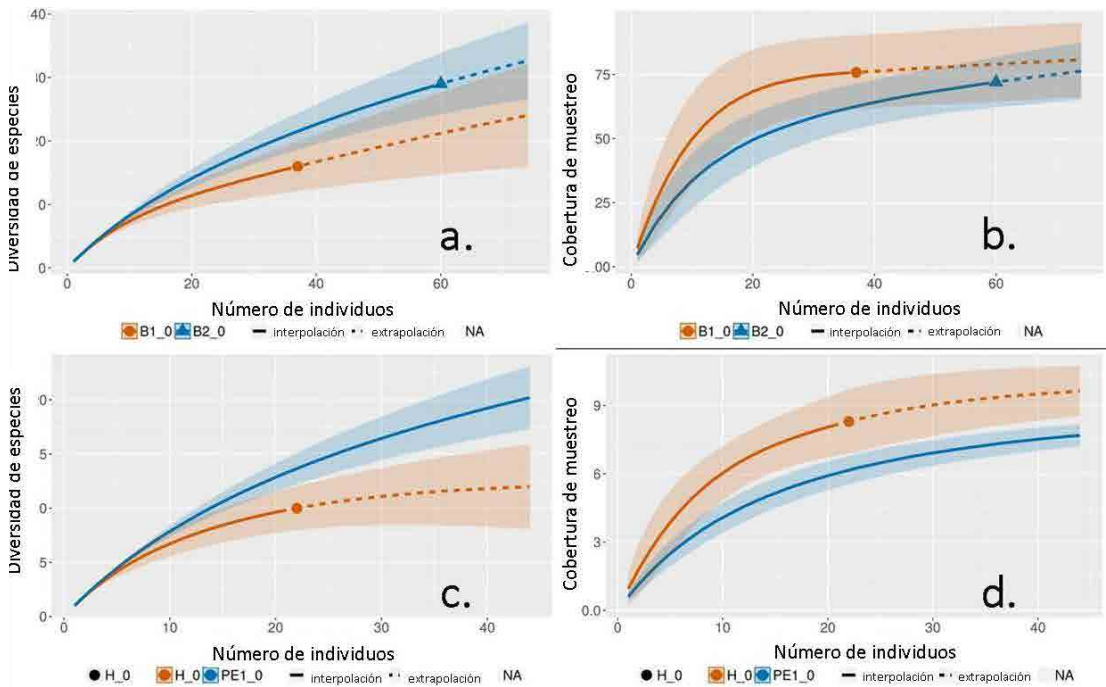


Figura 15. Completitud de muestreo para mariposas en el sector de la Golconda, PNN SYA, durante la fase de diagnóstico. **a y c.** Curvas de rarefacción e interpolación de especies basadas en el tamaño de la muestra; **b y d.** Curvas de cobertura de muestreo basada en el número de individuos. B1: Bosque Secundario, B2: Bosque Ripario 1, H: Herbazal (helechal), PE1: Pastizal Enmalezado 1.

La mayor riqueza y abundancia encontradas en el pastizal (PE1_0), se explica con la completitud del muestreo, la cual fue más alta (88%) en esta cobertura. Mientras que, se observa en B2_0, la completitud del muestreo no es tan alta, pero sí la cantidad de especies, respecto a las demás coberturas; lo que permite evidenciar que, con un mayor esfuerzo de muestreo, la diversidad en los bosques va a ser mucho mayor que las demás coberturas muestreadas (Tabla 5).

Tabla 5. Completitud de muestreo de mariposas durante la fase de diagnóstico (T=0). B1: Bosque Secundario, B2: Bosque Ripario 1, H: Herbazal (helechal), PE1: Pastizal Enmalezado. n: número de individuos, S. obs: número de especies, C. hat: completitud del muestreo según el estimador Chao & Jost, 2012.

	B1_0	B2_0	H_0	PE1_0
n	37	60	22	112
S.obs	16	29	10	31
C.hat	0.7582	0.72	0.8303	0.8847

Diversidad de mariposas

Los estimadores de diversidad de orden q , fueron consecuentes con el grado de complejidad de las coberturas, pero también con la completitud de los muestreos, siendo B2 y PE1 los de mayor riqueza (q_0) (Fig. 16 y Tabla 6). Al comparar los sistemas de referencia con los sistemas intervenidos, se observa que en H la diversidad de orden q_0 , q_1 y q_2 es muy baja respecto a las demás (Tabla 6). Esto posiblemente se debe a que, los helechos son agresivos competidores que impiden el crecimiento de casi cualquier otro tipo de vegetación, pero al carecer de flores, partes leñosas y estructuras más complejas, no ofrecen sustento a los insectos. Las coberturas vegetales dominadas por helechos ofrecen tan poco recurso a las mariposas, que si se observa el análisis de similitud para coberturas (Fig. 17), H es la cobertura con menor índice de similitud, con menos del 30% respecto a las otras coberturas con grado de intervención como PE.

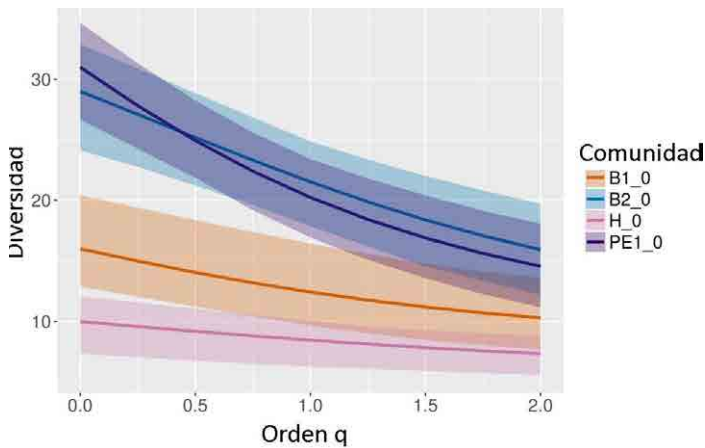


Figura 16. Contraste de la diversidad de mariposas para las diferentes coberturas mediante perfiles de diversidad durante la fase de diagnóstico ($T=0$). B1: Bosque Secundario, B2: Bosque Ripario 1, H: Herbazal (helechal), PE1: Pastizal Enmalezado 1.

Tabla 6. Valores diversidad de orden q o diversidad verdadera de mariposas para cada cobertura en la fase de diagnóstico ($T=0$). B1: Bosque Secundario, B2: Bosque Ripario 1, H: Herbazal (helechal), PE1: Pastizal Enmalezado 1.

q	B1_0	B2_0	H_0	PE1_0
0	16	29	10	31
1	12.43	21.52	8.45	20.23
2	10.29	15.93	7.33	14.55

Similitud entre coberturas

Las coberturas vegetales muestreadas, revelan valores muy bajos de similitud entre ellas, todas por debajo del 50% (Fig. 17), lo cual quiere decir que, de acuerdo con el muestreo realizado, las comunidades de mariposas presentan diferencias en su

composición y estructura, en cada una de las coberturas. Una posible razón de por qué PE1_0 y B1_0 sean más similares entre sí, es porque, para PE1_0, se realizó un mayor esfuerzo de muestreo, que en las demás coberturas, como se mencionó anteriormente.

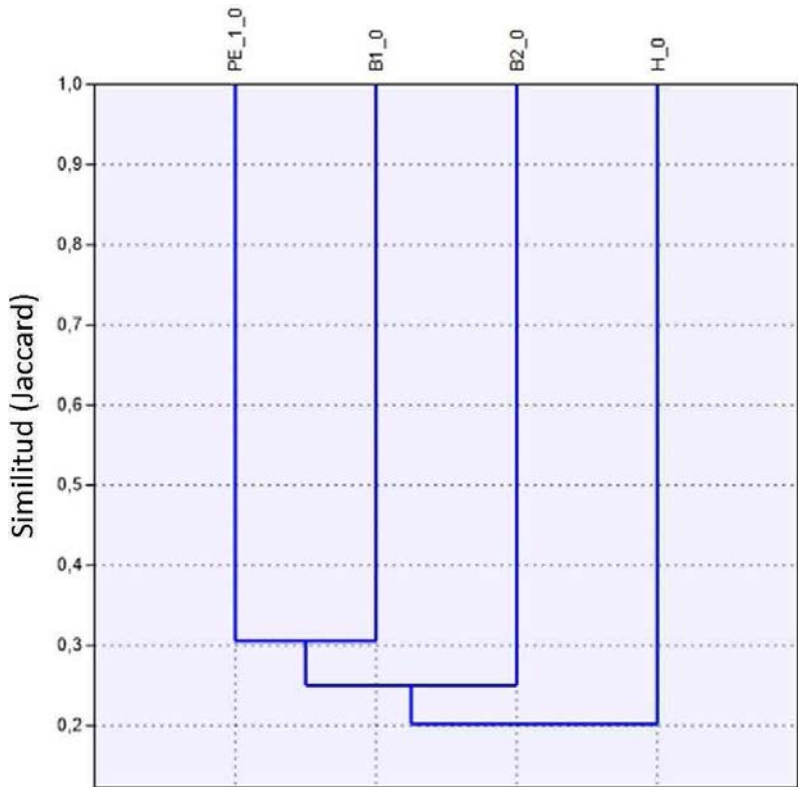


Figura 17. Similitud en la diversidad de mariposas entre coberturas para la fase de diagnóstico (T=0) en el sector de la Golconda, PNN SYA. B1: Bosque Secundario, B2: Bosque Ripario 1, H: Herbazal (helechal), PE1: Pastizal Enmalezado 1.

Hormigas

Las hormigas se caracterizan por su complejo comportamiento social, además de su alta diversidad, debido a esto, están involucradas en variados procesos naturales (Hölldobler & Wilson, 1990; Alonso, 2000). Estos organismos cumplen funciones ecológicas importantes, ya que contribuyen al flujo de nutrientes (Wagner et al., 2004). Adicionalmente, son organismos importantes en la evaluación de procesos de restauración, ya que son considerados buenos dispersores de semillas (Majer, 1983; 1992; Majer & de Kock, 1992; Andersen & Sparling, 1997; Maeto & Sato, 2004; Ottonetti et al., 2006; Escobar et al., 2007; Domínguez-Haydar & Armbricht, 2011).

El número de especies conocidas de hormigas se calcula en más de 12.500, las cuales se agrupan en 290 géneros y 21 subfamilias (Ward, 2007). Son un grupo importante en estudios de bioindicación, y también en estudios de conservación (Arcila & Lozano-Zambrano, 2003).

Complejidad de muestreo

Durante la fase de diagnóstico, se presentaron pocas especies, distribuidas de forma equitativa, tanto en los sistemas de referencia (B1, B2 y B3), como en las coberturas a intervenir (H y PE1), siendo *Camponotus* sp. 1 y *Pheidole* sp. 1 las especies más generalistas, encontrándose en las cinco coberturas muestreadas, mientras que *Cyphomyrmex* sp. 1, se encontró exclusivamente en el herbazal (helechal) (H) (Tabla 7).

Tabla 7. Presencia de morfoespecies de hormigas para las coberturas vegetales, en el sector de la Golconda, PNN SYA, durante la fase de diagnóstico (T=0). 0: Ausencia, 1: Presencia. B1: Bosque Secundario, B2: Bosque Ripario, B3: Bosque Secundario, H: Herbazal (helechal), PE1: Pastizal Enmalezado 1.

Morfoespecie	B2_0	B1_0	B3_0	H_0	PE1_0	Total
<i>Brachymyrmex</i> sp. 1	1	1	1	0	0	3
<i>Camponotus</i> sp. 1	1	1	1	1	1	5
<i>Cyphomyrmex</i> sp. 1	0	0	0	1	0	1
<i>Megalomyrmex</i> sp. 1	1	1	1	0	0	3
<i>Nylanderia</i> sp. 1	1	1	1	1	0	4
<i>Odontomachus</i> sp. 1	1	1	1	1	0	4
<i>Pheidole</i> sp. 1	1	1	1	1	1	5
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 1	0	1	0	1	1	3
<i>Solenopsis</i> sp. 1	0	0	0	1	1	2
Total	6	7	6	7	4	30

Igualmente, la baja riqueza de hormigas se evidencia en la Figura 18, donde los intervalos de confianza (zona sombreada) en cada cobertura vegetal, son

bastante amplios, dejando un alto grado de incertidumbre sobre la diversidad real de la zona.

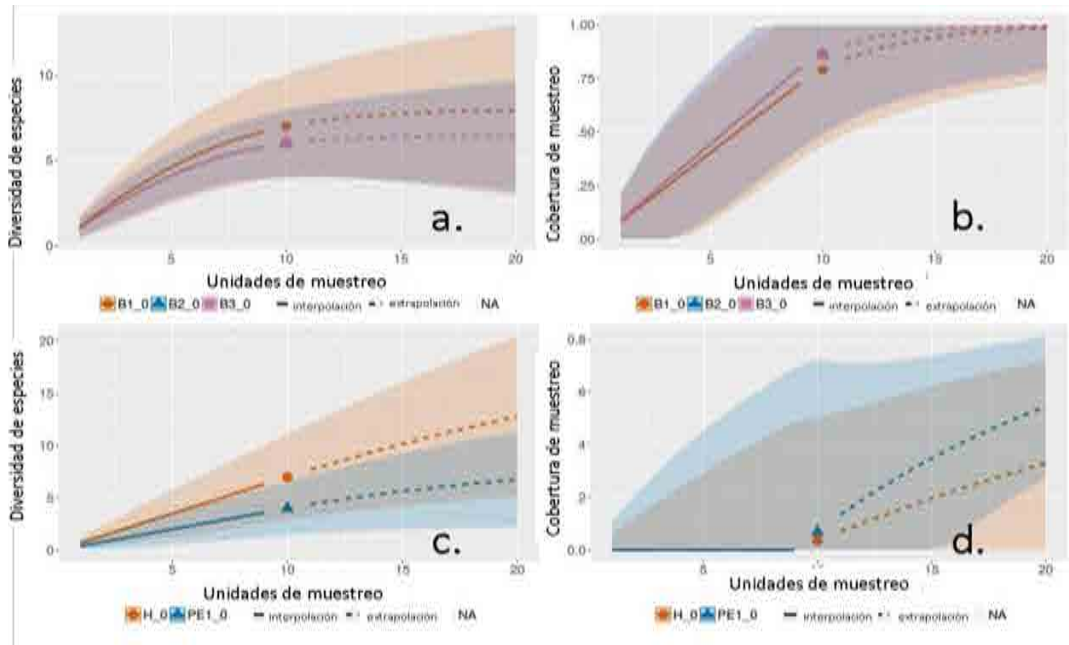


Figura 18. Completitud de muestreo para hormigas en el sector de la Golconda, PNN SYA, durante la fase de diagnóstico. **a y c.** Curvas de rarefacción e interpolación de especies basadas en el tamaño de la muestra. **b y d.** Curvas de cobertura de muestreo basada en la incidencia de las morfoespecies. B1: Bosque Secundario, B2: Bosque Ripario I, H: Herbazal (helechal), PE1: Pastizal Enmalezado I. El área sombreada indica el intervalo de confianza para cada curva.

Diversidad de hormigas

Durante la fase de diagnóstico, se observan valores similares, tanto de riqueza (q_0), como de equidad (q_1) y dominancia (q_2); registraron valores de diversidad muy similares entre sí (Fig. 19 y Tabla 8). Lo anterior, indica que no hay diferencias significativas entre las comunidades de hormigas encontradas en las coberturas. Sin embargo, como se mencionó, posiblemente se debe al bajo esfuerzo de muestreo.

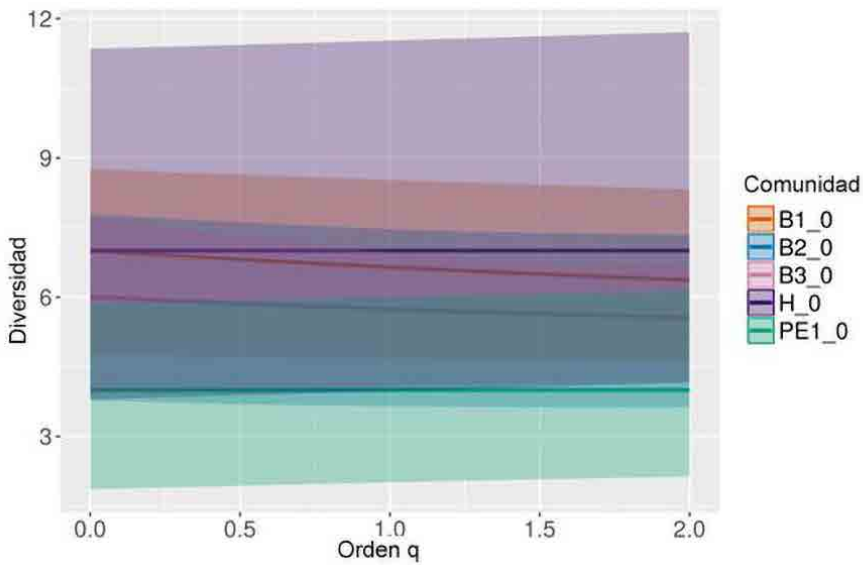


Figura 19. Contraste de la diversidad de hormigas para las diferentes coberturas mediante perfiles de diversidad durante la fase de diagnóstico (T=0). B1: Bosque Secundario, B2: Bosque Ripario 1, H: Herbazal (helechal), PE1: Pastizal Enmalezado 1.

Tabla 8. Valores de diversidad de orden q o diversidad verdadera para cada cobertura, en la fase de diagnóstico.

q	B1_0	B2_0	B3_0	H_0	PE1_0
0	7	6	6	7	4
1	6.64	5.74	5.74	7	4
2	6.37	5.56	5.56	7	4

Similitud entre coberturas

Los bosques B1, B2 y B3, presentan un mayor grado de similitud entre ellos; sin embargo, el grado de similitud entre B2 y B3 es semejante (Fig. 20). Mientras que las coberturas a intervenir (H y PE1), se asemejan más entre ellas, presentando los mismos valores de riqueza, equidad y dominancia.

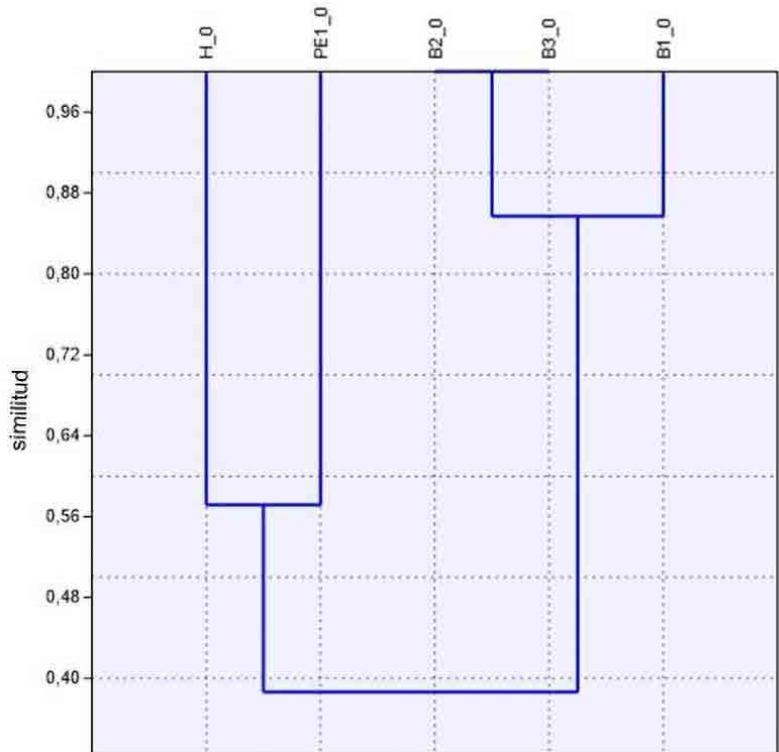


Figura 20. Similitud en la diversidad de hormigas entre coberturas para la fase de diagnóstico (T=0) en el sector de la Golconda, PNN SYA. B1: Bosque Secundario, B2: Bosque Ripario I, H: Herbazal (helechal), PE1: Pastizal Enmalezado I.

Herpetofauna

Está compuesta por los anfibios y reptiles, se caracterizan por ser animales ectotérmicos, es decir, dependen de la ganancia o pérdida de calor que les proporcionen los hábitats y microhábitats donde se encuentran; así, muchos de estos organismos regulan su temperatura corporal, tomando ventaja de fuentes como el sol y superficies cálidas dispuestas en el medio ambiente para la ganancia de calor y también sombra, zonas o cuevas de protección, recursos hídricos, y superficies frías (Vitt et al., 2005).

Los anfibios y reptiles pueden tener diferentes percepciones del hábitat dependiendo de la escala a la cual forrajean y se reproducen, ocupan diversos nichos que reúnen las condiciones necesarias para sus limitaciones fisiológicas, que están relacionadas con factores climáticos a lo largo de gradientes ambientales (Ríos & Aide, 2007). De este modo, cumplen un papel clave por su función, debido a que indican la salud de los mismos, mediante el desarrollo de diferentes procesos ecológicos, como mantener el flujo de materia y energía entre ambientes acuáticos y terrestres, al igual que, entre el dosel de los bosques y el suelo (Whiles et al., 2013; Valencia-Aguilar et al., 2013).

Para el sector de la Golconda, se registraron 11 especies de anfibios, agrupadas en seis géneros y cinco familias (Tabla 9.). En cuanto a reptiles se encontraron cinco especies, correspondientes a cinco géneros y cinco familias (Tabla 10).

Tabla 9. Anfibios registrados en el sector de la Golconda, PNN SYA.

FAMILIA	ESPECIE
Hylidae	<i>Boana xerophylla</i>
	<i>Dendropsophus</i> sp. 1
Plethodontidae	<i>Bolitoglossa guaneae</i>
	<i>Pristimantis</i> sp. 1
Strabomantidae	<i>Pristimantis</i> sp. 2
	<i>Pristimantis</i> sp. 3
	<i>Pristimantis</i> sp. 4
	<i>Pristimantis acutirostris</i>
	<i>Pristimantis taeniatus</i>
Aromobatidae	<i>Rheobates palmatus</i>
Bufonidae	<i>Rhinella marina</i>

Tabla 10. Reptiles registrados en el sector de la Golconda.

FAMILIA	ESPECIE
Viperidae	<i>Bothriechis schlegelii</i>
Colubridae	<i>Erythrolamprus</i> aff. <i>melanotus</i>
Elapidae	<i>Micrurus mipartitus</i>
Sphaerodactylidae	<i>Lepidoblepharis</i> sp.
Colubridae	<i>Chironius</i> sp.

Los registros para las cinco áreas, bosque secundario (BS), bosque ripario (BR), matorral denso (MD), pastizal (PA) y helechal (HE), sugieren que la riqueza de anfibios y reptiles (diversidad $q=0$) muestra una tendencia diferente entre coberturas; estadísticamente PA y HE es muy diferente de BS, BR y MD que fueron las coberturas con la mayor diversidad de especies, comparado con PA y HE. Tendencia similar muestran los índices de $q=1$ y $q=2$ (Figura 21).

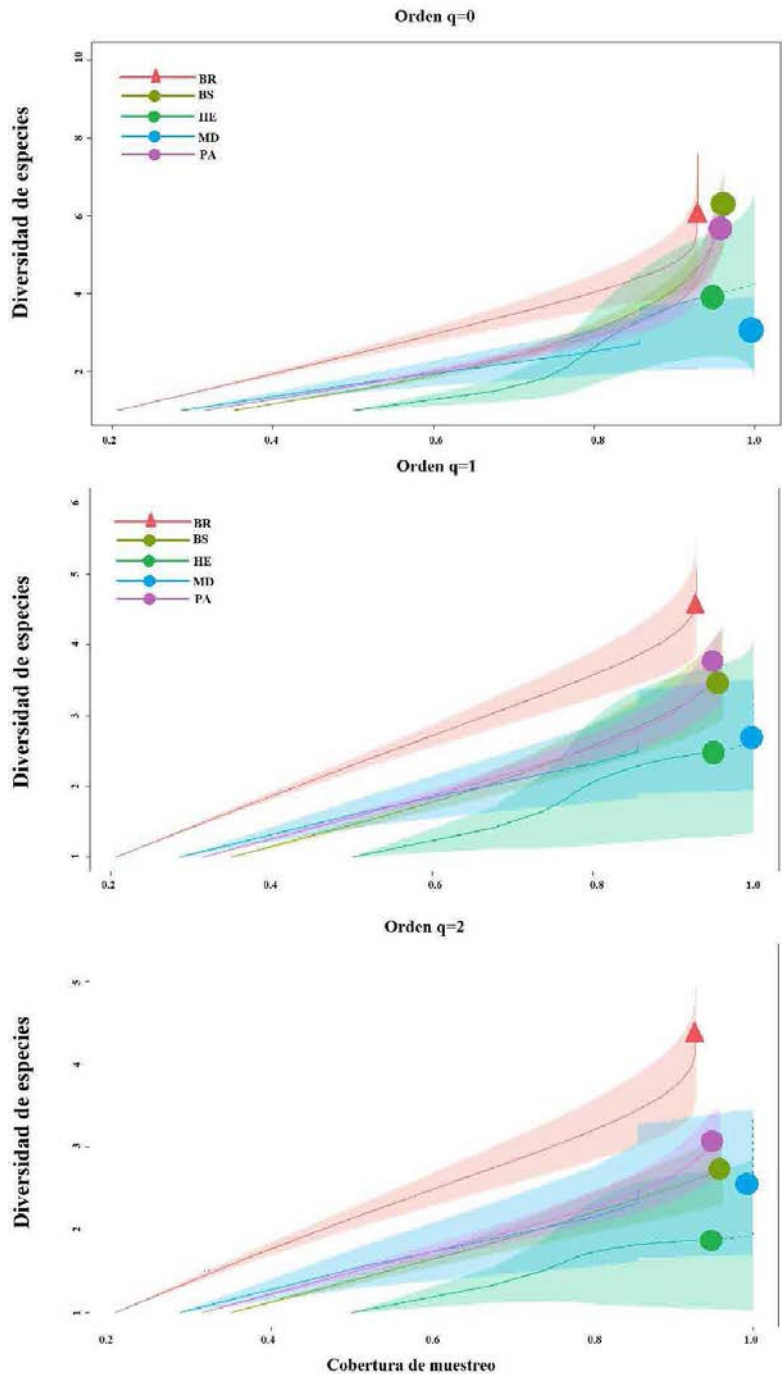


Figura 21. Comparación de la riqueza de anfibios y reptiles ($q=0$), diversidad ($q=1$), diversidad ($q=2$). Bosque secundario (BS), Bosque ripario (BR), Matorral densos (MD), Pastizal (PA) y Helechal (HE). Los valores de "q" indican el nivel de sensibilidad del cálculo de diversidad relativa de la abundancia de especies. Las áreas sombreadas corresponden al intervalo de confianza del 95% para cada cobertura.

Avifauna

Para el sector de la Golconda se registraron 704 individuos, en 104 especies, 30 familias y 15 órdenes. Las familias más destacadas fueron Thraupidae, Tyrannidae, Apodidae y Emberizidae por sus mayores valores de riqueza y/o abundancia (Figura 22).

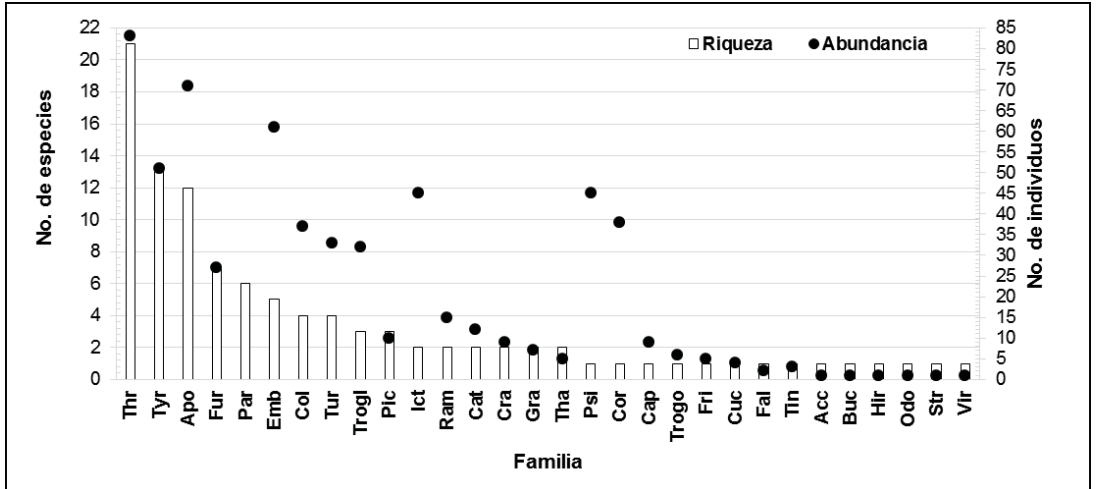


Figura 22. Riqueza y abundancia de las familias de Aves registradas en el sector de la Golconda, PNN SYA. **Thr:** Thraupidae; **Tyr:** Tyrannidae; **Apo:** Apodidae; **Fur:** Furnariidae; **Par:** Parulidae; **Emb:** Emberizidae; **Col:** Columbidae; **Tur:** Turdidae; **Trogl:** Troglodytidae; **Pic:** Picidae; **Ict:** Icteridae; **Ram:** Ramphastidae; **Cat:** Cathartidae; **Cra:** Cracidae; **Gra:** Grallariidae; **Tha:** Thamnophilidae; **Psi:** Psittacidae; **Cor:** Corvidae; **Cap:** Caprimulgidae; **Trogo:** Trogonidae; **Fri:** Fringillidae; **Cuc:** Cuculidae; **Fal:** Falconidae; **Tin:** Tinamidae; **Acc:** Accipitridae; **Buc:** Bucconidae; **Hir:** Hirundinidae; **Odo:** Odontophoridae; **Str:** Strigidae; **Vir:** Vireonidae.

El mayor número de especies se registró en rastrojo alto y bosque secundario, seguidos de matorral denso y pastizal, y la menor diversidad se encontró en helechal y en el espacio aéreo. Un análisis detallado de la diversidad de aves por cobertura revela una alta representatividad para helechal, pastizal y el espacio aéreo; moderados valores se obtuvieron para matorral denso y bosque secundario, y bajos valores para rastrojo alto.

Para determinar las relaciones existentes entre las coberturas a través de las especies que se comparten entre sí, el análisis de similitud agrupó tres conjuntos principales. El grupo de las especies con altos requerimientos de cobertura vegetal, en el cual hay mayor intercambio entre matorral denso y rastrojo alto, mientras que bosque secundario comparte menos especies. El segundo grupo, en el cual las especies no exigen complejidad en el número de estratos vegetales para realizar sus actividades, conformado por una estrecha relación entre helechal y pastizal. Finalmente, un tercer grupo completamente disímil de los anteriores, conformado por las especies con requerimientos de espacio aéreo (Figura23).

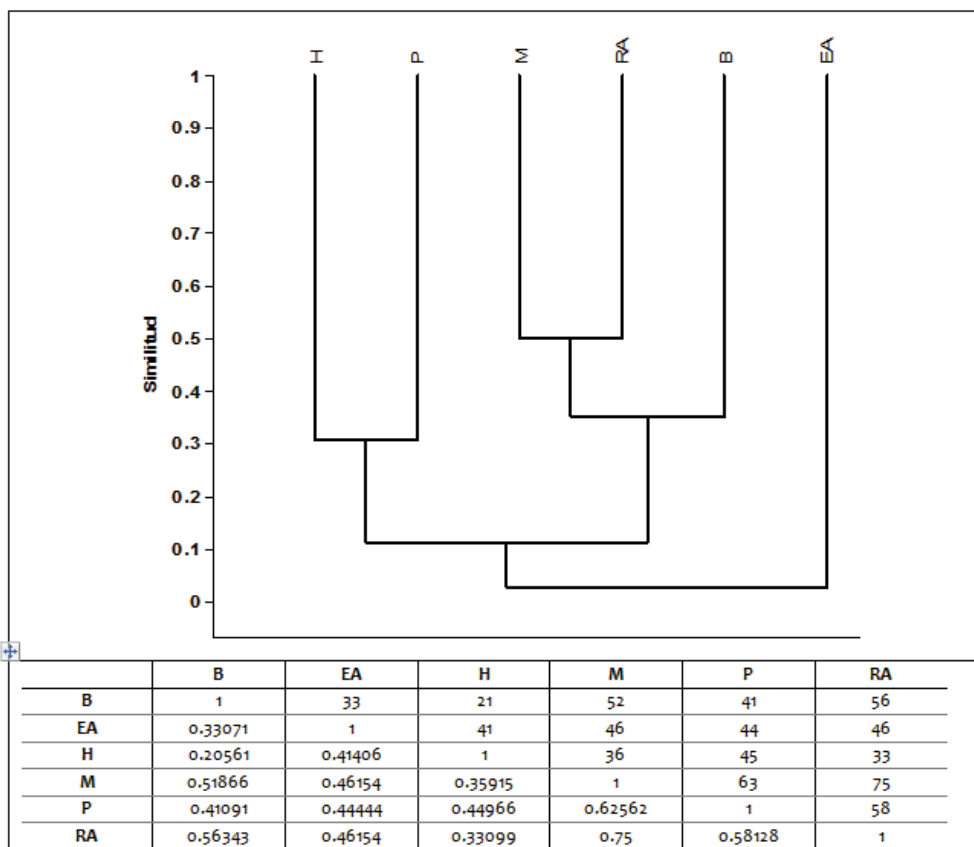


Figura 23. Similitud entre los principales hábitats muestreados en el sector de la Golconda, PNN SYA. Las estimaciones se hacen con base en el índice de Bray-Curtis. Los valores en los cuadros de la parte superior derecha del cuadro presentan en porcentaje, los de la parte inferior izquierda son valores absolutos. B: Bosque secundario; EA: Espacio aéreo; H: Helechal; M: Matorral denso; P: Pastizal; RA: Rastrojo alto.

Se identificaron ocho gremios tróficos principales, los cuales fueron adaptados de lo propuesto por Stiles & Rosselli (1998). Las áreas con mayor número de gremios fueron bosque secundario y pastizal con seis cada una; seguidas por rastrojo alto y matorral denso con cinco gremios. Finalmente, está helechal con cuatro gremios (Figura 24). Los gremios en los que se reúnen el mayor número de especie son frugívoros e insectívoros; es decir, aquellas especies cuya dieta principal se basa en frutos, pero que ocasionalmente consumen insectos como complemento, y viceversa. Así mismo, el mayor número de frugívoro-insectívoros se encuentra en el gradiente transicional del bosque secundario al matorral denso.

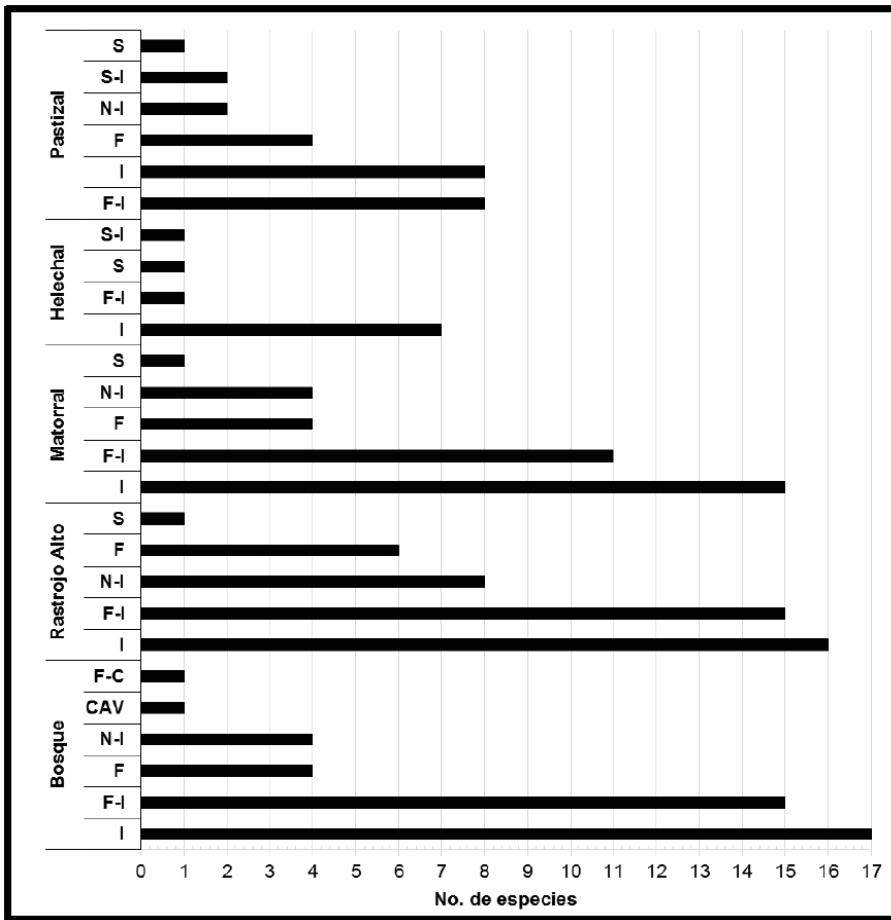


Figura 24. Gremios tróficos de las aves registradas en los principales hábitats muestreados en el área, PNN SYA. I: Insectívoros; F-I: Frugívoro-Insectívoro; F: Frugívoros; N-I: Nectarívoro-Insectívoro; CAV: Carnívoro; S: Semillívoro; S-I: Semillívoro-Insectívoro; CAR: Carroñeros; F-C: Frugívoro-Carnívoro. Categorías tróficas modificadas de Stiles & Rosselli (1998).

Mastofauna

Se consideraron tres grupos de mamíferos: los pequeños mamíferos no voladores (PMNV), con un peso menor a 150 gr, los medianos a grandes mamíferos (MM), por encima de los 150 gr y los pequeños mamíferos voladores (PMV) o murciélagos (Sánchez et al., 2004; Díaz-Pulido et al., 2015).

En general, se encontraron pequeños mamíferos no voladores, seis especies, así también seis de murciélagos y de medianos y grandes mamíferos 19 especies, con un total de 31 especies, que corresponden a 15 familias y ocho órdenes. Rodentia, Carnívora y Chiroptera fueron los órdenes más representativos con nueve, siete y seis especies, respectivamente (Figura 25).

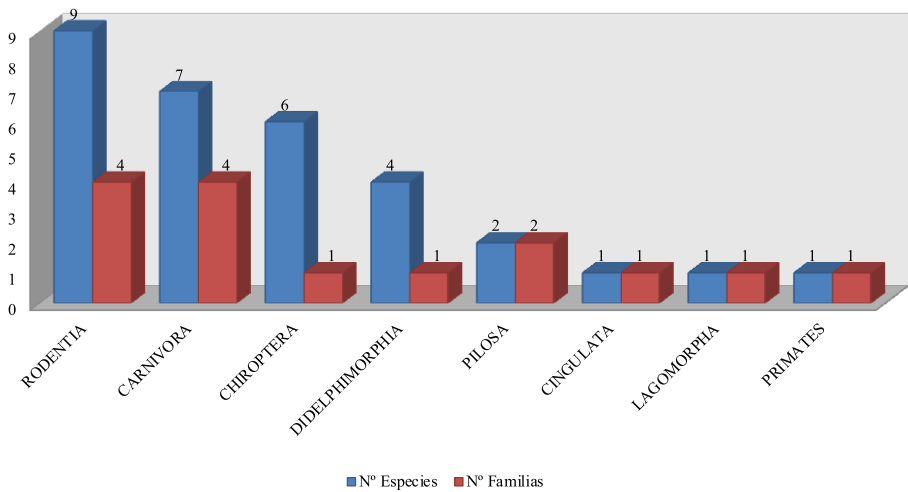


Figura 25. Número de especies y familias de cada orden de mamíferos registrados en el sector de la Golconda, PNN SYA.

Las áreas en las cuales se registró el mayor número de especies de pequeños mamíferos no voladores fueron rastrojo alto y bosque, seguidas de matorral denso y pastizal. En cada área las especies capturadas son únicas; es decir, no se comparten entre los sitios. Por ejemplo, en rastrojo alto solo se capturaron raposas (*Dedelphidae*), mientras que en el resto de áreas se capturaron roedores de distintas especies (Figura 26).

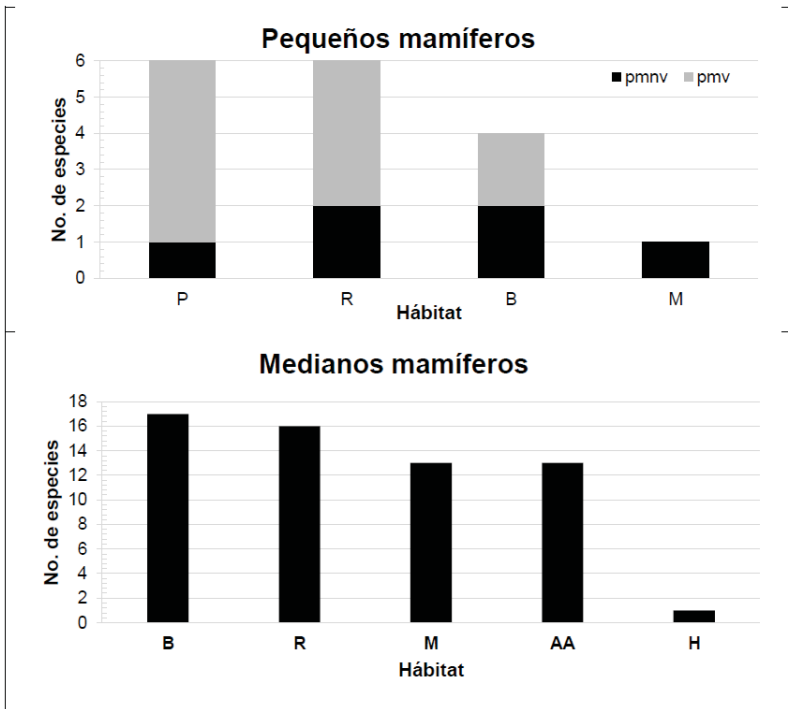


Figura 26. Riqueza de especies de mamíferos por área en el sector de la Golconda, PNN SYA. **B:** Bosque secundario; **R:** Rastrojo alto; **M:** Matorral denso; **AA:** Áreas abiertas; **H:** Helechal.

Los murciélagos se capturaron en tres áreas, de las cuales el mayor número de especies fue encontrado en pastizal, seguido por rastrojo alto y por último bosque secundario. Las áreas que comparten mayor número de especies de murciélagos son bosque secundario y rastrojo alto, en comparación con el pastizal. En cuanto a los medianos a grandes mamíferos, estos se distribuyeron en tres grupos principales de áreas: especies compartidas por bosque secundario y rastrojo alto, las cuales presentaron los valores más altos de similitud (83%); luego, las especies compartidas por matorral denso y áreas abiertas (73% de similitud). Por último, una única especie registrada en helechal, *Didelphis marsupialis*, con porcentajes de similitud entre el 6 y el 8% (Figura 27).

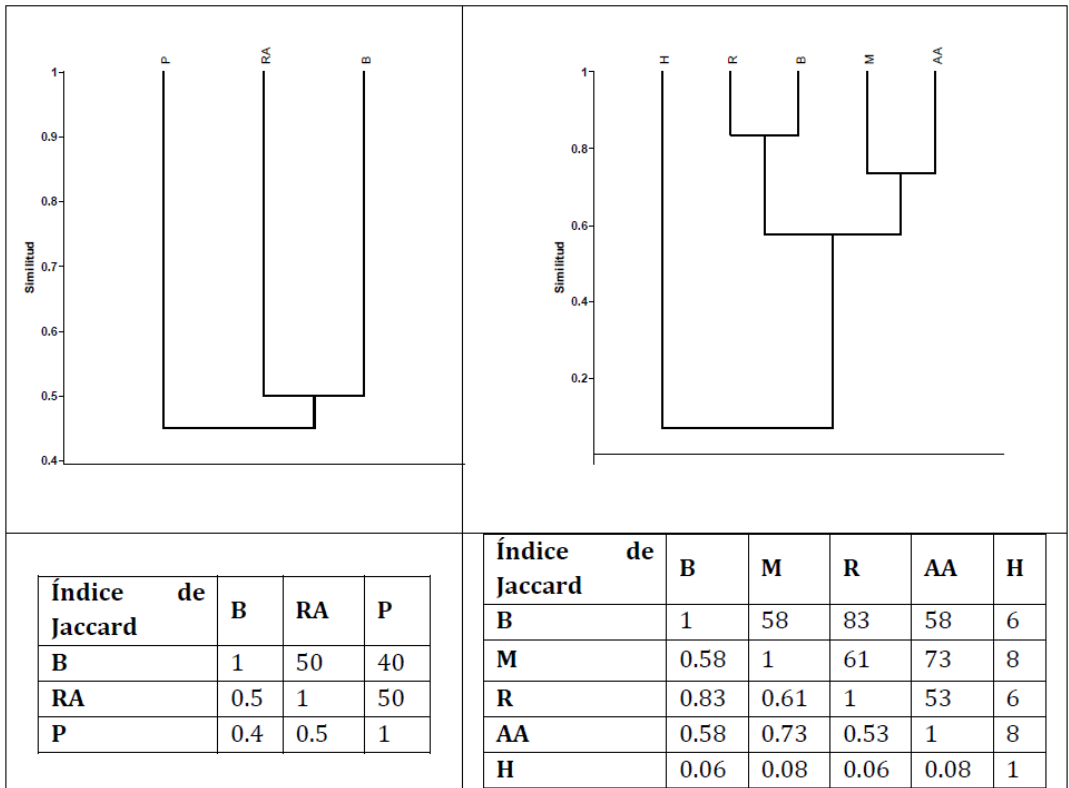


Figura 27. Similitud entre hábitats en el sector de la Golconda para las especies de murciélagos (izquierda), y medianos a grandes mamíferos (derecha). En los cuadros, los datos de la parte superior derecha se dan en porcentaje; los de la parte inferior izquierda se dan en valores absolutos. Las estimaciones se basan en el índice de similitud de presencia-ausencia de Jaccard.

La mastofauna en el sector de la Golconda, se agrupó en cinco principales gremios tróficos. De estos, los frugívoros y omnívoros son los que dominan, entre estos se encuentran algunos grupos como los roedores, los murciélagos y algunos marsupiales. En bosque y rastrojo alto se registró dominio de especies frugívoras; en matorral denso, áreas abiertas y helechal, dominaron las omnívoras, que presentan menores requerimientos de hábitats (Sánchez & Alvear, 2003) (Figura 28).

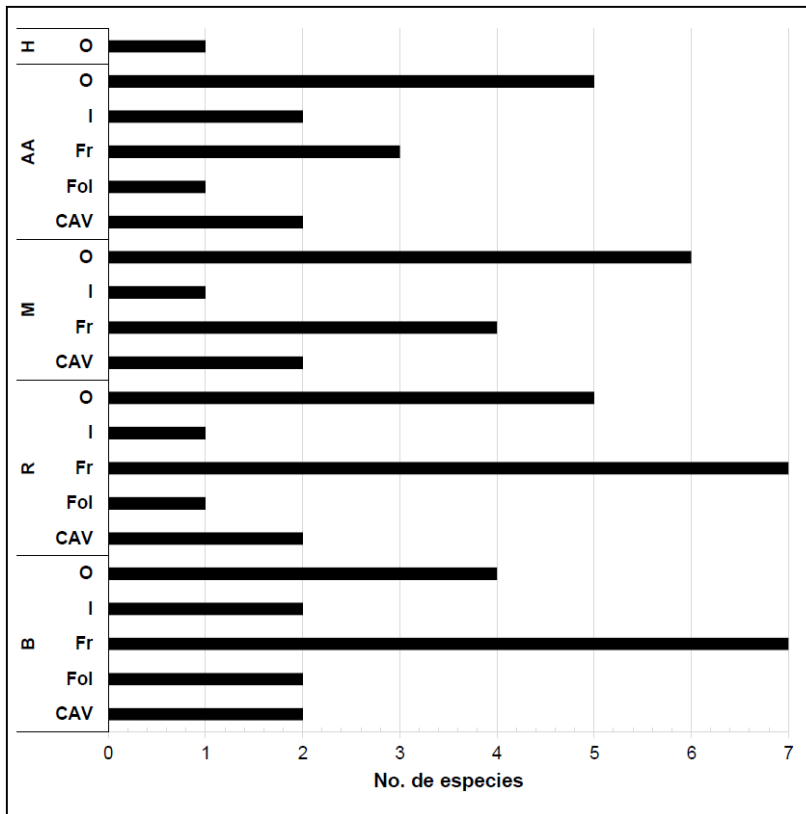


Figura 28. Número de especies de mamíferos por gremios tróficos en cada una de las áreas del sector de la Golconda, PNN SYA. Áreas: Bosque Secundario (B); Rastrojo alto (R); Matorral denso (M); Área abierta (AA); Helechal (H). Gremios tróficos: Frugívoro (Fr); Omnívoro (O); Insectívoro (I); Folívoro (Fol); Carnívoro (CAV).

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Según Millennium Ecosystem Assessment (2005), todos aquellos beneficios que los seres humanos obtienen de los ecosistemas se denominan servicios ecosistémicos, y los clasifica en cuatro categorías: servicios de abastecimiento (comida, agua, madera, fibras, etc.), servicios de regulación (del clima, de enfermedades, de desechos, de calidad del agua, etc.), servicios culturales (con beneficios de recreación, estéticos, espirituales, etc.) y servicios de soporte (formación de suelo, fotosíntesis, flujo de nutrientes, etc.). Así mismo, plantea, que, si bien la cultura y la tecnología protegen a la especie humana contra los cambios del ambiente, esta depende primordialmente del flujo de los servicios ecosistémicos.

De otro lado, estos servicios se dan como resultado de un complejo y extenso proceso de interacciones entre las características geográficas, abióticas y los

diversos atributos propios de la diversidad de un territorio, las cuales funcionan de forma articulada, generando de forma secuencial otras funciones ecológicas, que pueden representar beneficios para el ser humano, conllevando a que este les asigne algún valor (MINAMBIENTE & IAvH, 2017).

Teniendo en cuenta lo anterior, en el sector de la Golconda, es posible reconocer tres tipos de servicios

ecosistémicos, de abastecimiento, de regulación y culturales. Los primeros, representados en el recurso hídrico, ofrecido por la presencia de quebradas asociadas a la microcuenca Cincomil; los segundos, asociados a regulación de la calidad del agua y del aire, y la regulación del clima, dados por la presencia de áreas de bosque; los últimos, representados en valores estéticos, gracias al paisaje que ofrecen las formaciones boscosas presentes (Figura 29).

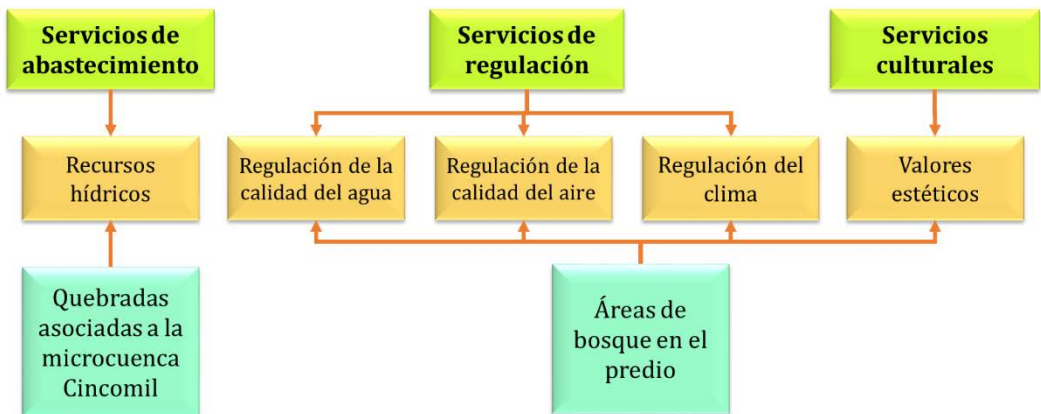


Figura 29. Servicios ecosistémicos ofrecidos por el sector de la Golconda, PNN SYA.

TIPOS DE ÁREAS DISTURBADAS

Uno de los primeros pasos en un proceso de restauración ecológica, es la observación y análisis del ecosistema a restaurar. Con estos elementos se puede proceder a definir las *referencias ecológicas*, que consiste en establecer la composición de las especies, la estructura de la comunidad, las condiciones físicas del entorno abiótico, los organismos que allí habitan y las influencias antropogénicas que pueden ayudar o afectar el proceso (Aronson & Clewell, 2013).

En el sector de la Golconda se identificaron principalmente dos disturbios, ampliación de frontera agrícola y tala selectiva de especies maderables, las cuales conllevan a transformación de las áreas afectadas.

Teniendo en cuentas las áreas identificadas, fue posible realizar una descripción de las coberturas vegetales consideradas como referencias ecológicas para el proyecto, las cuales se detallan en la Tabla 11.

Tabla 11. Coberturas vegetales consideradas como referencias ecológicas.

Cobertura	Tipo de vegetación predominante	Diversidad
Áreas dominadas por especies de gramíneas introducidas de origen africano, en particular <i>Urochloa decumbens</i>	Herbazal	Asteraceae: <i>Chromolaena tacotana</i> , <i>Ageratina baccharoides</i> ; Melastomataceae: <i>Miconia aeruginosa</i> , <i>Clidemia ciliata</i> ; Fabaceae: <i>Desmodium adscendens</i> y Rubiaceae: <i>Borreria anthospermoides</i> y <i>Coccocypselum lanceolatum</i> .
Áreas dominadas por <i>Pteridium arachnoideum</i>	Arbustal-herbazal	Dominancia de <i>Pteridium arachnoideum</i> . Se observan especies de las familias Melastomataceae, Rubiaceae, Poaceae y algunos árboles de las familias Clethraceae e Hypericaceae (<i>Vismia baccifera</i>)
Matorral denso	Arbustiva y árboles pequeños	Diversas especies de la familia Melastomataceae como <i>Clidemia ciliata</i> , <i>Miconia dodecandra</i> , <i>Tibouchina lepidota</i> . -Otras familias como Asteraceae (<i>Baccharis cf. oblongifolia</i> , <i>Chromolaena tacotana</i>), Rubiaceae (<i>Coccocypselum lanceolatum</i> , <i>Psychotria erythrocephala</i>) y Poaceae.
Rastrojo alto	Arbustiva y arbórea	Áreas dominadas por especies nativas de las familias Clethraceae, Melastomataceae, Lauraceae y Asteraceae.
Áreas de bosque destruido por tala rasa con regeneración natural superior a 10 años	Arbóreo	Cyatheaceae, Lauraceae (<i>Ocotea longifolia</i>), Melastomataceae, Rubiaceae (<i>Coccocypselum lanceolatum</i>), Hypericaceae (<i>Vismia baccifera</i>) y Clethraceae (<i>Clethra fagifolia</i>)
Áreas de bosque degradado por tala selectiva y al menos 20 años de abandono	Arbóreo	Anacardiaceae, Lauraceae, Rubiaceae y Melastomataceae. En el estrato arbustivo se encuentran individuos de las familias Melastomataceae, Arecaceae y Araliaceae.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Con el diagnóstico de restauración para el sector de la Golconda, se deduce una pérdida de la función ecológica de los ecosistemas riparios del sistema fluvial producto de un régimen de disturbios que involucra la ampliación de la frontera agropecuaria. El resultado es la existencia de un área altamente degradada, restringido su uso agropecuario –a partir de la creación del área protegida de orden nacional PNN SYA– y abandonada (una vez finalizado el proceso de saneamiento predial en 2015), luego de haber sido utilizada durante décadas para el pastoreo intensivo, con alteración del sistema de drenaje natural, compactación de suelo y dominancia de especies de gramíneas introducidas de origen africano; aspectos que probablemente condicionan el establecimiento de la vegetación nativa, hipótesis

que debía validarse mediante implementación de estrategias asociadas al procesos de restauración ecológica.

A escala paisajística, se han observado y caracterizado coberturas de bosque andino ripario con elementos representativos del ecosistema natural conservado sobre la misma microcuenca Cincomil; hay evidencias (al menos en primeras observaciones), de fuentes de propágulos relevantes para avanzar en las áreas degradadas hacia este tipo de coberturas vegetales naturales; se ha evidenciado presencia de especies de fauna nativa que favorecerá el potencial de dispersión. Todo ello condiciona la capacidad de regeneración natural en el área a intervenir.

Mediante entrevista semiestructurada al antiguo propietario del sector de la Golconda, se realizó una aproximación al régimen de disturbio del área de influencia directa del proyecto con temporalidad no superior a 15 años. Otros testimonios fueron recogidos esporádicamente entre actuales vecinos del área en la Vereda Hoya Negra y funcionarios del PNN SYA.

Para el mejoramiento de las pasturas se introdujeron diversas especies de gramíneas exóticas como *Urochloa decumbens*, las cuales fueron sembradas a partir del año 2006, aproximadamente. Las áreas de pastizales próximos a las dos quebradas de interés del proyecto no tienen ningún tipo de mantenimiento, por lo menos, desde el año 2009. Es decir, que representan áreas abandonadas con al menos siete años en proceso de sucesión ecológica secundaria.

Previo al uso dado por el último propietario, diversos actores entrevistados coinciden en indicar que el principal uso del suelo en décadas pasadas, fue la ganadería extensiva con el mantenimiento permanente de al menos trescientas cabezas de ganado (Figura 30). En los pastizales se observan diversas comunidades de vegetación nativa dominada por especies arbóreas y arbustivas, diversos actores coinciden en indicar que no son usadas para fines productivos hace al menos veinte años, lo que puede interpretarse como un proceso de sucesión arrestada natural en comparación con otras áreas de bosque andino.



Figura 30. Cobertura dominada por el *Urochloa decumbens*. En áreas dominadas por estas gramíneas, se observan especies nativas de las familias Asteraceae, Melastomataceae y Rubiaceae.

La hipótesis de trabajo se vincula a procesos relacionados con factores limitantes (pendiente, vientos y afloramientos rocosos) en el área disturbada, con procesos de competencia interespecífica con especies exóticas (p. ej.: gramíneas que modifican condiciones del suelo para reducir capacidad germinativa de especies nativas) y factores bióticos, como la disminución de diversidad funcional y fauna dispersora.

En el análisis de la información se identificaron una serie de "situaciones de manejo" que enfrenta o enfrentará la administración del PNN SYA sobre el área para el alcance a mediano y largo plazo de los objetivos de la restauración ecológica; por tanto, fundamentales para el proceso de planeación estratégica del manejo del área y que aportan claros elementos para su ordenamiento. En el área del proyecto se identificaron cuatro situaciones prioritarias a saber: la ganadería intensiva y actividades culturales asociadas; el establecimiento de especies gramíneas exóticas con potencial invasor; la necesidad de fortalecer la relación gente-medio natural

(socioecosistema); la necesidad de posicionar al área en su función ecológica y al papel de la educación ambiental; y los vacíos de conocimiento sobre los atributos de la biodiversidad y los procesos que hacen parte de estos ecosistemas.

4.3 EL VIVERO

Los viveros son el motor principal de los proyectos de restauración ecológica y están enfocados en la recuperación de la cobertura vegetal, a partir de la plantación de especies vegetales, ya que en ellos se producen las especies seleccionadas para implementar las estrategias de restauración (Fig. 31).



Figura 31. Vivero del proyecto de restauración en el sector de la Golconda, Hato, PNN SYA.

Producir *in situ* el material vegetal de un proyecto de restauración, trae consigo ventajas desde el punto de vista económico, logístico, pero lo más importante, desde el contexto ecológico. Al implementar los procesos de propagación de especies nativas, se asegura un manejo adecuado y controlado del desarrollo del material vegetal, lo que permite aumentar las probabilidades de supervivencia de las especies una vez plantadas. Así mismo, la propagación *in situ*, reduce los riesgos biológicos, como plagas y enfermedades, y aumenta la diversidad genética de las poblaciones de plantas y la riqueza de especies.

La propagación de especies vegetales para los proyectos de restauración ecológica, busca producir especies capaces de establecerse en condiciones ambientales extremas, con el fin de generar hábitats propicios para el arribo natural de nuevo material de especies nativas. Este propósito, hace de la propagación de especies

nativas, uno de los retos más relevantes de los proyectos, ya que la selección de especies se direcciona hacia los rasgos funcionales de estas, y no a la selección de especies comerciales, sumado a esto, la disponibilidad de semilla y plántulas es un factor dependiente de las dinámicas naturales del ecosistema, y no del proyecto en sí. Por tal motivo, la producción del material vegetal se convierte en una fase de ensayo-error y desarrollo, debido al desconocimiento para la propagación de muchas de las especies seleccionadas y a los factores azarosos propios de los sistemas naturales.

La carencia de información y conocimiento de las dinámicas naturales y de las especies como por ejemplo: la fenología de las especies, sus rasgos de vida, interacciones interespecíficas, mecanismos de propagación, entre otras, requiere inevitablemente de la participación de las comunidades locales, quienes con su conocimiento tradicional y empírico, colman los vacíos de información existentes, representado en la consecución de los objetivos y metas propuestas (en este caso, la propagación de especies nativas). Así mismo, la participación social en los proyectos de conservación como lo es, la restauración ecológica, permite fortalecer y restaurar, las relaciones entre el ser humano y la naturaleza, promoviendo la apropiación y sensibilización sobre los territorios.

El proyecto de restauración ecológica del sector de la Golconda, PNN SYA, utilizó el vivero como puente de comunicación e integración de conocimientos entre las comunidades locales y los investigadores de la UPTC, para lograr la propagación *in situ* de más de 10.000 plantas representadas por 22 especies nativas, las cuales fueron plantadas en las áreas de intervención y presentan una supervivencia general de más del 90% (ver Capítulo 5).

La función del vivero establecido en PNN SYA, consistió en tener especies nativas de diversos hábitos de crecimiento (herbáceo-leñoso, subarborescente arbustivo y arbóreo), y desarrollar la estrategia de restauración ecológica, para lo cual se establecieron fases de trabajo, así:

- 1) Caracterizar la flora existente teniendo en cuenta riqueza, diversidad y oferta de semillas;
- 2) Períodos de floración y fructificación, además de disponibilidad de semillas en el año, en conjunto la fenología;
- 3) Tratamientos pre germinativos y ensayos de propagación *in vitro* y *ex vitro*;
- 4) Sustratos más efectivos para la germinación;
- 5) Material a rusticación, y estrategias de nutrición y manejo fitosanitario.

Estas estrategias lograron un alto porcentaje de sobrevivencia plantular en el vivero en cada periodo (años 2016 a 2018), sin dejar de lado los rasgos de historia de vida y atributos vitales, bajo la concepción de grupos funcionales, requeridas en los diseños de restauración para cada área de intervención, con unas metas de producción anual.

Fase de propagación vegetal

Se realizaron recorridos al área y ecosistemas de referencia, previa identificación cartográfica e información proporcionada por pobladores locales; el resultado se concentró a tres fines fundamentalmente: 1) La marcación de las especies vegetales seleccionadas para los monitoreos de los estados fenológicos, estableciendo las épocas de fructificación y maduración, que generalmente están asociadas con los períodos de lluvias en el área de interés; 2) simultáneamente el proceso de recolecta de frutos maduros, de acuerdo a unos indicadores morfológicos (tamaño, brillo, forma de dehiscencia, peso y coloración del fruto) y fitosanitarios (semilla y embrión sanos sin daños mecánicos), y 3) la tarea de identificación de nuevas fuentes semilleras con fines de ampliar la variabilidad genética (Fig. 32).



Figura 32. Recolección de semillas. **A.** Selección de fuente semillera; **B.** Recolección de frutos para extracción de semillas; **C.** Escogencia de frutos.

Al momento de la recolecta, para frutos secos dehiscentes, el proceso se hizo antes de iniciar la apertura natural, para frutos carnosos se atendió a los indicadores descritos anteriormente. De forma complementaria, se aplicaron las recomendaciones de Martínez-Peña (2012) a tener en cuenta en el proceso de recolecta, que implicaron:

- Recolectar muestras de más de una población por especie (en el caso de nativas, dependiendo la disponibilidad de material que se encuentre en las áreas de recolección);

- Albergar una población grande, procurando que las plantas estén adaptadas a un hábitat similar al sitio que se va a restaurar;
- Que el proceso de recolecta no sea en áreas naturales, vulnerables (p. ej.: en remanente únicos), o en sitios infestados por malezas o invasoras;
- No recomienda tomar frutos o semillas del suelo.

El procedimiento para el beneficio de frutos carnosos, consistió en someterlos a un proceso de fermentación, dentro de un material plástico o en un balde con agua; luego, se procedió a macerarlos y retirar la pulpa; en frutos secos dehiscentes, se dejaron sobre un papel periódico resguardado de la luz directa y se dio espera para que el fruto iniciara su dehiscencia. En frutos secos indehiscentes, la apertura se hizo manualmente.

Entre las lecciones aprendidas para el beneficio de frutos se encuentran: a) en plantas compuestas (Asteraceae), se redujo el contacto con las semillas al hacer la extracción; b) no es recomendable manipular cápsulas, aquenios, entre otros, ya que puede causar lesiones al embrión.

Debido principalmente a que se presentaron efectos directos de herbivoría floral, afectando la formación del fruto y el desarrollo de la semilla especialmente para arbustivas, para *Lessingianthus yariguensis* (especie arbustiva priorizada por ser endémica de Yariguíes), se optó por emplear otra técnica de recolecta relacionada con el reclutamiento plantular, resultante de un proceso de regeneración natural.

Según el monitoreo de los estados fenológicos de las especies en el sector de la Golconda, se registraron los de floración y fructificación de las siguientes familias, Lauraceae, Clethraceae, Anacardiaceae, Rubiaceae, Winteraceae, Euphorbiaceae, Asteraceae, Clusiaceae, Margraviaceae, Melastomataceae, Myrtaceae, Adoxaceae, Chloranthaceae y Piperaceae. No obstante, según reportes locales, la *variabilidad climática* resultado de la intensidad y extensión de los fenómenos Niño-Niña han alterado los ciclos de floración-fructificación de algunas especies, y por tanto, ha condicionado la posibilidad de propagación *ex situ*.

Se realizaron algunas pruebas que permitieron identificar la pureza de la semilla, la viabilidad y la capacidad de germinación; un ejemplo de las pruebas (a partir de Hernández et al., 2005; <http://www.semicol.co>) que se implementaron en el marco de este proyecto se describen en la Tabla 12.

Tabla 12. Pruebas para la valoración de la calidad de la semilla empleadas en PNN SYA (Hernández et al., 2005; <http://www.semicol.co>).

DESCRIPCIÓN	
Pureza física	Consiste en analizar la pureza para identificar la composición en peso de la muestra que se analiza y así establecer la composición del lote de semillas.
Germinación	Para el cálculo del porcentaje de germinación se aplica una relación porcentual entre el número total de semillas sembradas y el número total de semillas que germinaron dentro del periodo determinado, método directo que permite evaluar la viabilidad y vigor de un lote de semillas.
Viabilidad	El objetivo es determinar la capacidad potencial que tiene la semilla para germinar bajo condiciones favorables, la prueba más rápida de viabilidad es la inspección ocular de la semilla.
Sanidad	El propósito es determinar el estado sanitario de un lote, se observa la presencia de patógenos (hongos y bacterias) que pueden causar posibles enfermedades y también se evidencia observando la presencia de insectos dañinos que puedan afectar la calidad de la semilla.

Por medio de la evaluación de la calidad de las semillas, producto de los recorridos en campo, se obtuvieron porcentajes de germinación, superiores al 60% de todas las especies recolectadas en cada período, a esto se le atribuye la cuantificación de un número de individuos representativo para el proceso de domesticación y rustificación en la etapa de vivero.

De este modo, se clasificaron los siguientes grupos de especies con mejor vigor germinativo, dada la calidad de la semilla, así: *Tibouchina lepidota*, *Baccharis nitida*, *Miconia dodecandra*, *Vismia baccifera*, *Clethra fagifolia*, *Miconia lehmanii*, *Vismia* aff. *ferruginea*, *Clidemia capitellata*, *Chromolaena tacotana*, *Clidemia ciliata*, *Viburnum tinoides*, entre otras especies nativas leñosas que se establecieron en función de las características de cada área disturbada, dominada por pastizales (*Urochloa decumbens*), helechales (*Pteridium arachnoideum*) y en áreas de borde de bosque.

Graffenrieda maklenkensis y *Lessingianthus yariquiensis*, fueron también marcadas e incluidas en el proceso de restauración dadas sus categorías de amenaza (Caro-Melgarejo et al., 2018).

Debido al desconocimiento eco-fisiológico de las especies trabajadas, se aplicaron tratamientos pre-germinativos para la mayoría de las semillas recolectadas, que correspondió a la imbibición en

agua limpia, a temperatura ambiente, con cambio de agua cada 24 horas a diferentes periodos de imbibición (semillas embebidas vs. porcentajes de germinación), así mismo, se empleó el tratamiento, con el fin de disminuir los niveles de latencia de algunas especies recolectadas.

Se adoptó la propuesta de Burgos & Villota (2003), que plantea mecanismos para avanzar en la comprensión de las interacciones entre las especies y su funcionalidad ecológica *in situ*, y propone métodos que facilitan replicar algunas de estas condiciones en medios *ex situ* adaptados, con el propósito de que su propagación y producción no presente problemas, como los frecuentemente observados en monocultivos, entre ellos: la pérdida de diversidad genética, plagas y enfermedades.

De esta manera, se realizaron ensayos de propagación vegetativa *in situ*, a partir de estacas leñosas y semileñosas de *Ageratina* sp., los resultados demostraron en las condiciones del estudio, que es posible establecer huertos semilleros (sexual y asexual) en su hábitat natural sin condicionar humedad, agua, luz y temperatura.

Como estrategia de reproducción, se realizaron ensayos con *Monnina bracteata*, *Ageratina baccharoides*, *Piper umbellatum* y *P. eriopodon* a partir de la propagación vegetativa, con el objetivo de no limitarse a la oferta y disponibilidad de semillas.

Las primeras especies propagadas en vivero correspondieron a *Clusia ellipticifolia* y *C. alata*, *Lessingianthus yariguensis*, *Marcgraviastrum macrocarpum*, *Myrsine guianensis*, *Miconia dodecandra*, *Ageratina baccharoides*, *Cromolaena tacotana*, *Tibouchina lepidota*, *Clethra fagifolia* y *Vismia ferruginea*. Del total de las especies propagadas se evidenciaron los primeros meristemos foliares transcurridos 22 días en *C. tacotana*, *A. baccharoides* y *M. macrocarpum*; por lo tanto, están categorizadas dentro de un rango de velocidad de germinación y crecimiento rápido.

Dentro de la categoría de las especies de rápido crecimiento se ubica la familia Asteraceae, que comprenden hábitos arbustivos y subarbustivos y que apuntó a las estrategias de restauración para zonas de pastos enmalezados (dominadas por gramíneas exóticas). Especies con velocidad de crecimiento lento correspondieron a la familia Melastomataceae.

En *Clidemia ciliata*, *Chromolaena tacotana*, *Tibouchina lepidota* y *Miconia dodecandra*, se obtuvo un mayor número de individuos, requeridos para zona de herbazales (dominadas por helechales de *Pteridium arachnoideum*).

En el I y II período del año 2017, se obtuvo un número mayor a 300 individuos en los siguientes géneros: *Viburnum*, *Oreopanax*, *Tapirira*, *Heliocarpus*, *Clusia*, *Marcgraviastrum*, *Ocotea*, *Eugenia*, *Myrsine*, *Miconia* y *Lessingianthus*.

Mortalidad

De las especies trasplantadas pertenecientes a *Piper eriopodon*, *P. umbellatum*, *Clidemia ciliata*, *Tibouchina grossa* y *Miconia dodecandra*, la mortalidad de individuos fue del 22%, siendo *M. dodecandra* la especie que no logró adaptarse al trasplante y *Marcgraviastrum macrocarpum*, a razón de las intensas precipitaciones en el área de estudio, provocando depósitos excesivos de agua en las bolsas, lo que ha conllevado al desarrollo de hongos fitopatógenos y bacterias, llevando a la muerte plantular.

En el periodo comprendido entre octubre-diciembre de 2017, se observa una disminución importante en la tasa de mortalidad con solo 32 individuos, lo cual demostró que las estrategias de mitigación implantadas en el vivero, relacionado con labores de manejo integrado de patógenos con preparados orgánicos y una mayor efectividad en la preparación de sustratos, para el encapachado en bolsa agregando una mayor proporción de sustratos que brinden porosidad a la mezcla, dieron como resultado, una mortalidad por debajo de cinco individuos, que representa menos del 6% de cada lote propagado.

Sustratos y siembras

En la fase de germinación, se incorporaron sustratos, con alta capacidad de retención de humedad, porosidad y aireación; de ahí que las composiciones y proporciones se asociaron a través de las siguientes mezclas: *turba + tierra, vermiculita + tierra y capote + tierra*, en proporciones (40:60) respectivamente; durante esta fase, se incorporó *Trichoderma harzianum*, que actuó como agente antagonista, generando un control biológico de hongos fitopatógenos. Es así como, el empleo de

productos biológicos (ajo, manzanilla, entre otros) permitió mantener un equilibrio natural, propagándose controladores biológicos y organismos parasitoides, para la regulación de poblaciones de insectos plaga (áfidos y ácaros, principalmente), comunes en la etapa de crecimiento y desarrollo del material plantular en vivero.

Basados en el ejercicio práctico establecido en el vivero y analizando algunas características favorables de los sustratos orgánicos empleados, se encontró que el empleo de turba y vermiculita tuvieron efectos similares en el proceso germinativo de las semillas, y se constituyeron en una alternativa en la fase de propagación; los mejores porcentajes de germinación se adquirieron especialmente en géneros correspondientes a las familias Melastomataceae (*Miconia*, *Clidemia* y *Tibouchina*), así como Asteraceae (*Ageratina*, *Tacotana* y *Lessingianthus*) y Piperaceae (*Piper*). El capote se constituyó en un sustrato muy útil en la fase de germinación y emergencia plantular, el proceso consistió en recolectar pequeñas cantidades del suelo donde se ubicaba el árbol, con el fin de tener presente la asociación de las especies y las micorrizas; adicionalmente, estos sustratos son esterilizados.

Fase de producción vegetal

Los sustratos conformados por tierra, bocashi, cascarilla de arroz y cal dolomita, se utilizaron para el llenado de bolsas. El abono (tipo bocashi), en su preparación fue de bajo costo, y se elaboró principalmente con ingredientes de origen casero, como estiércol de vacuno, residuos de cocina (frutas y verduras), arvenses, levadura seca, cal dolomita y melaza o panela derretida.

De esta manera, las tareas de mayor relevancia en la etapa de producción, consistieron en la elaboración y constante producción de abonos orgánicos, que complementaron la mezcla y composición del sustrato para el llenado de bolsas y el trasplante del material vegetal.

Se abordó como alternativa para la desinfección del sustrato la *exposición a radiación solar o solarización* (*sensu* Panduro, 2014), que corresponde a un método físico hidrotérmico utilizado para preparar el sustrato, a través de la humectación del suelo hasta que se satura, y luego se cubre con un plástico expuesto al sol, durante 25 a 45 días. Las variaciones de calor generado debajo del plástico causan la muerte de los organismos patógenos.

Referente a manejos fitosanitarios (plagas, enfermedades y daños abióticos), en el vivero se adoptaron algunas de las prácticas citadas por Romero (2002) y Mason & Dennis (2004), que comprenden: desinfección del sustrato, semillas, recipientes, áreas para el depósito de tierra y herramientas de trabajo; además, gestión mediante una red de drenaje, para evitar la acumulación de aguas superficiales y desfavorecer así la aparición de enfermedades en las plántulas, como hongos o bacterias con potencial patógeno. La estrategia se fundamentó en métodos ecológicos para controlar el uso de agroquímicos al interior del área protegida.

Otras acciones preventivas implementadas en el material, consistieron en la elaboración de extractos orgánicos de acción fungicida, insecticida y nemátocida (ceniza, vinagre, jabón rey, ajo, ají, ortiga, tabaco y manzanilla) principalmente; dichas

estrategias tuvieron un impacto importante en términos económicos y ecológicos. Se tuvo la oportunidad de conocer los efectos alelopáticos de las plantas, identificarlas, recuperar, aplicar y transformar el conocimiento local, a partir de la elaboración de extractos naturales como estrategias de manejo agroecológico en el vivero.

Para las aplicaciones edáficas se empleó la técnica en Drench, con el riego suministrado para las plantas. La periodicidad fue cada 60 días en material embolsado; para individuos en semilleros, no se efectuaron manejos nutricionales, solo manejos preventivos para la regulación de plagas y enfermedades.

La importancia de un plan de mejoramiento para la estructura del sustrato, permitió la aireación, penetración del agua, retención de humedad, el intercambio de cationes nutritivos, la regulación del pH, suministro de nutrientes y aumento de la diversidad microbiana (*sensu* Durán-Umaña & Henríquez, 2010) (Fig. 33).



Figura 33. Propagación de plantas en en vivero del sector de la Golconda del PNN SYA. **A.** Semillero de siembra; **B.** Germinación de semillas; **C.** Plántulas transplantadas a bolsas; **D.** Marcaje de lotes de plántulas; **E-F.** Lotes de plántulas.

Dentro de los procesos para llevar a cabo la restauración ecológica de las 16,18 ha, en el sector de la Golconda, se ejecutó la línea de propagación de especies nativas, esta actividad inició a partir del mes de abril de 2016, hasta el mes de junio de 2018, así:

Período 2016: para los tratamientos de vegetación en las áreas destinadas a la restauración y los diseños de nucleación (entre 20-30 cm salen las plantas del vivero a campo), se utilizaron tres tipos de estrategias, a saber: 1) incremento de

diversidad funcional en los núcleos; 2) nucleación asistida en áreas dominadas por *Urochloa decumbens* o *Pteridium arachnoideum*, y 3) ampliación de bordes de avance del bosque ripario.

Se propagaron especies nativas leñosas de diversos grupos funcionales y hábitos (arbóreos, arbustivos y subarbustivos), inicialmente con 1.607 individuos, agrupados en *Lessingianthus yariguiensis*, *Clusia ellipticifolia* y/o *Clusia alata*, *Marcgraviastrum macrocarpum* y *Chromolaena tacotana*; posteriormente, se produjo material de, *Tibouchina lepidota*, *Miconia dodecandra*, *Piper eriopodon*, *P. umbellatum*, *Vismia baccifera*, *V. ferruginea*, *Clethra fagifolia*, *Miconia lehmannii*, *Psychotria erythrocephala*, *Viburnum tinoides*, *Drimys granadensis*, *Hedyosmum bonplandianum*, *Clusia ellipticifolia*, *C. alata*, *Clidemia ciliata*, *Croton* sp., *Alchornea latifolia*, *Ocotea* sp., *Ageratina baccharoides*. *Miconia dodecandra*, *Clidemia ciliata* y *Myrsine guianensis*, que aumentaron la riqueza de especies.

Período 2017: durante el I semestre del 2017, se realizó intervención en 3,08 ha, donde se sembraron 1.844 plántulas, propagadas en el vivero y finalizó el año con la producción de 8.000 plántulas. El material vegetal se agrupó en 22 especies nativas; las implicaciones directas se reflejaron en el establecimiento de 30 núcleos en pastizal (aproximadamente 5.400 plántulas) y ampliación de bordes de bosques en ecotonos mediante siembras en líneas (con 2.000 árboles), a octubre de 2017.

De otra parte, el vivero avanzó en la producción de material vegetal en almacenamiento para suplir contingencias (replante por mortalidad), al menos 10% del total plantado, acercándose a un excedente cerca de 1.000 plántulas, de las cuales más de 600 (60%) estuvieron en un rango de alturas desde los 30 cm (arbustivas) hasta los 40 cm (arbóreas).

Período 2018. Se cumplió con la producción y el remanente de material con fines de resiembra, quedando en vivero 4.418 individuos agrupados en 15 especies, pertenecientes a los géneros *Ocotea*, *Calliandra*, *Erythrina*, *Alibertia*, *Psychotria*, *Piper*, *Myrsine*, *Marcgraviastrum*, *Lessingianthus*, *Oreopanax*, *Clethra*, *Miconia*, *Geissanthus*, *Monnina* y *Ageratina* (Fig. 34).



Figura 34. Stock de material con fines de resiembra en vivero temporal (15 especies nativas para ampliación de núcleos o nuevas áreas) en Golconda, PNN SYA. **A.** Agrupación de plantas en endurecimiento; **B.** Plantas bajo penumbra listas para salir a siembra; **C.** Plantas en exposición directa de sol para salir a siembra.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta, M. & Vargas, O. 2008. Banco de semillas germinable. Capítulo 14. En: Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino el caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua, Cundinamarca, pp. 251-265. Vargas, O. (Ed.). Bogotá, Colombia, Ed., Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias.
- Alonso, L.E. 2000. Ants as indicators of diversity. En: Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity biological diversity Handbook Series, p. 80-88. Agosti, D., Majer, J., Alonso, L.E., Schultz, T. Eds., Washington D.C., Smithsonian Institution Press.
- Andersen, A.N. & Sparling, G.P. 1997. Ants as indicators of restoration success: relationship with soil microbial biomass in the Australian seasonal tropics. *Restoration Ecology*, 5: 109-114.
- Andrade, G. 2011. Inventario taxonómico de los artrópodos y distribución del orden Lepidóptera del PNN Serranía de Los Yariguíes (municipio Carmen de Chucurí, Santander). En: Calderón-Espinosa, M.L. Informe de la "Prác-

- tica docente en la vertiente occidental del PNN Serranía de Los Yariguíes, municipio del Carmen de Chucuri, vereda la bodega, sector Manchurrias", realizada entre el 13 y el 24 de marzo del 2011. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 77 p.
- Andrade-C, M.G. 2007. Lepidoptera. En: Libro Rojo de los Invertebrados Terrestres de Colombia. Bogotá, Panamericana.
- Arcila, A.M. & Lozano-Zambrano, F.H. 2003. Hormigas como herramientas para la bioindicación y el monitoreo. Capítulo 9. En: Introducción a las hormigas de la región neotropical. XXVI, pp. 159-166. Fernández, F. (Ed.). Bogotá, Colombia, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Aronson, J. & Clewell, A.F. 2013. Restauración ecológica: principios, valores y estructura de una profesión emergente. 2da. Edición. Island Press.
- Ayala, M. 2016. Componente vegetación. En: González, S., Torres, N., Avila, Y., Lozano, J. & Guauque, A. Documento diagnóstico para la restauración de 750 ha en la zona norte del PNN SYA. San Vicente de Chucurí, Santander.
- Bossuyt, B., Honnay, O. & Hermy, M. 2003. A landscape ecological view of succession in a chronosequence of wet dune slacks. *Journal of Vegetation Science*, 14: 781-788.
- Boyla, K. & Estrada, A. (Eds.). 2005. Áreas importantes para la conservación de las aves en los Andes tropicales. BirdLife Ecuador, Ecuador.
- Briceño, E. 2005. Mammals and community work. En: Donegan T.M. & Huertas B. (Eds.). Threatened species of Serranía de Los Yariguíes: final report. 81 pp. Colombian EBA Project Report Series 5. Published online by Fundación ProAves, Colombia. URL: www.proaves.org.
- Burgos, J. & Villota, A. 2003. Aplicación de la metodología de complejos simpliciales en las interacciones biológicas de frugivoría y dispersión de semillas en grupo de aves de la Reserva Biológica de Carpanta. *Colombia Forestal*, 8(16): 32-47. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2003.1.a03>
- Calderón-Espinosa, M.L. 2011. Informe de la "práctica docente en la vertiente occidental del PNN Serranía de Los Yariguíes, municipio del Carmen de Chucurí, vereda la bodega, sector Manchurrias", realizada entre el 13 y el 24 de marzo del 2011. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 77 p.
- Caro-Melgarejo, D.P., Morales-Puentes, M.E. & Gil-Novoa, J.E. (Coord.). 2018a. Revelando tesoros escondidos: flora y fauna flanco oriental de la Serranía de Los Yariguíes. Tunja: Editorial UPTC. 125. 290 p.
- Caro-Melgarejo, D.P., Gil-Leguizamón, P.A. & Morales-Puentes, M.E. 2018b. Avances en el conocimiento de la flora vascular del flanco oriental de la Serranía de Los Yariguíes, Santander-Colombia. *La Botánica en Latinoamérica, Realidad y Desarrollo Virtual, Memorias. XII Congreso Latinoamericano de Botánica*. Quito-Ecuador. p. 686.
- Caro-Melgarejo, D.P., Gil-Leguizamón P.A., Alvarado-Fajardo V.M. & Morales-Puentes, M.E. 2017. Avances en estudios de la flora vascular, flanco oriental de la Serranía de los Yariguíes (Hato) Santander-Colombia. *Ciencia en Desarrollo. El (Suplemento Especial)*, p. 656.
- CAS. Corporación Autónoma de Santander. 2005. Acuerdo 007 de 2005 DMI-Serranía de Los Yariguíes.

- CAS. Corporación Autónoma de Santander. 2006. Acuerdo 0058 de 2006 DMI-Ciénaga San Silvestre.
- Castellanos-Morales, C.A., Marino-Z., L.L., Guerrero, L. & Maldonado-O, J. 2011. Peces del departamento de Santander, Colombia. *Revista Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales*, 35(135): 189-212.
- Castro, J., Zamora, R., Hódar, J.A., Gómez, J.M. & Gómez, L. 2004. Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in Mediterranean mountains: a 4 years study. *Restoration Ecology*, 12(3): 352-358.
- Chao, C. & Jost, L. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 9: 2533-2547.
- Díaz, C., Monsalve, D. & Rey, H. 2008. Propuesta Plan de Manejo Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariquíes. Dirección Territorial Norandina. 105 p.
- Díaz-Pulido, A., Aguilar-Garavito, M., Pérez-Torres, J. & Solari, S. 2015. El monitoreo de los mamíferos en los procesos de restauración ecológica. En: *Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres*, Aguilar-Garavito, A. Ramírez, W. Bogotá, D.C., Colombia, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Domínguez-Haydar, Y. & Armbrrecht, I. 2011. Response of ants and their seed removal in rehabilitation areas and forests at El Cerrejón coal mine in Colombia. *Restoration Ecology*, 19(201): 178-184.
- Donegan T.M. & Huertas B. (Eds.). 2005. Threatened Species of Serranía de Los Yariquíes: Final Report. 81 pp. Colombian EBA Project Report Series 5. Published online by Fundación ProAves, Colombia. URL: www.proaves.org.
- Donegan, T.M., Avendaño, J.E., Briceño, E., Luna, J.C., Roa, C., Parra, R., Turner, C., Sharp, M. & Huertas, B. 2010. Aves de la Serranía de Los Yariquíes y tierras bajas circundantes, Santander, Colombia. *Cotinga*, (32): 72-89.
- Duarte-Sánchez & Mantilla-Barbosa. 2011. Composición de peces del PNN Serranía de Los Yariquíes. Informe Final. Unidad de Parques Nacionales Naturales de Colombia. Dirección Territorial Andes Nororientales. Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariquíes. San Vicente de Chucurí. 19 p.
- Duarte-Sánchez & Garzón-Sanabria. 2011. Composición de libélulas y caballitos del diablo (Odonata) del PNN Serranía de Los Yariquíes. Informe Final. Unidad de Parques Nacionales Naturales de Colombia. Dirección Territorial Andes Nororientales. Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariquíes. San Vicente de Chucurí. 15 p.
- Durán-Umaña, L. & Henríquez, C. 2010. El vermicompost: su efecto en algunas propiedades del suelo y la respuesta en planta. *Agronomía Mesoamericana*, 21(1): 85-93.
- EOT, Hato, Santander 2002. Esquema de Ordenamiento Territorial (Acuerdo No. 006, 23 de abril del 2002). Concejo Municipal Hato, Santander, 282 p.
- Escobar, S., Armbrrecht, I. & Calle, Z. 2007. Transporte de semillas por hormigas en bosques y agroecosistemas ganaderos de los Andes Colombianos. *Agroecología*, 2: 65-74.
- Fagua, G., Amarillo, A. & Andrade, M.G. 1999. Las mariposas (Lep. Rhop.) como indicadores del grado de intervención en la cuenca del río Pato, Caquetá. En: *Insectos de Colombia II*, pp. 285-315. Amat, Andrade, Fernández

- (Eds.). Bogotá. Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Colombia.
- Fundación Panthera. 2010. Evaluación Rápida de la Presencia de Jaguar (*Panthera onca*) en el Sector Suroccidental del Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariquíes y su Zona de Amortiguación. Bogotá. 6 p.
- García-Moreno, A., Outerelo, R., Ruiz, E., Aguirre, J.I., Almodóvar, A., Alonso, J.A., et al 2012. Prácticas de zoología estudio y diversidad de los artrópodos insectos. *Reduca (Biología)*. Serie Zoología, 5(3): 42-57.
- Gómez-Aparicio, L. 2009. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. *Journal of Ecology*, 97: 1202-1214.
- Hernández M., Lobo M., Medina C., Cartagena J. & Delgado O. 2005. Comportamiento de la germinación y categorización de la latencia en semillas. *Agron. Colomb.*, 27(1): 15-23.
- Holl, K. 1999. Factor limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate and soil. *Biotropica*, 31: 229-242.
- Hölldobler, B. & Wilson, E.O. 1990. *The ants*. Cambridge, Massachusetts, Belknap Press.
- Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J. & Wardle, D.A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75(1): 3-35.
- Huertas, B. & Arias, J.J. 2007. A new butterfly species from the Colombian Andes and a review of the taxonomy of the genera *Idioneurula* Strand, 1932 and *Tamania* Pycr, 1995 (Lepidoptera: Nymphalidae: Satyrinae). *Zootaxa*, 1652: 27-40.
- Huertas B.C. & Donegan T.M. (eds.). 2006. Proyecto YARÉ: Investigación y Evaluación de las Especies Amenazadas de la Serranía de Los Yariquíes, Santander, Colombia. BP Conservation Programme. Informe Final. Colombian EBA Project Report Series 7: 164p. www.proaves.org.
- Ibarra-Polesel, M.G., Damborsky, M.P. & Porcel, E. 2015. Escarabajos copronecrófagos (Scarabaeidae: Scarabaeinae) de la Reserva Natural Educativa Colonia Benítez, Chaco, Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86(3): 744-753.
- ISA. 2002. Prioridades de conservación de la biodiversidad de la Serranía de Los Yariquíes en Jurisdicción de la CAS. Plan de Manejo ambiental para la línea de Transmisión eléctrica Primavera-Guatiguará-Tasajero.
- ISAGEN S.A. 2008. Actualización de diseños para licitación y el estudio de impacto ambiental del proyecto Hidroeléctrico de Sogamoso. Gerencia de proyectos de generación. Medios Físico y Biótico.
- Jensen, A.M. 2011. Effects of facilitation and competition on oak seedlings. Using shrubs as nurse-plants to facilitate growth and reduce browsing from large herbivores. Doctoral Thesis No. 2011:58 Acta Universitatis Agriculturae Sueciae.
- Kalenisk, F., Sirolli, H., Collartes, M. 2013. Seed bank composition in a secondary forest in the Lower Delta of the Paraná River (Argentina). *Acta Botanica Brasilica*, 27(1): 40-49.

- Kremen, C., Colwell, R.K., Erwin, T.L., Murphy, D.D., Noss, R.F. & Sanjayan, M.A. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: Their use in conservation planning. *Conservation Biology*, 7(4): 796-808.
- Lamas, G. 2004. Atlas of Neotropical Lepidoptera Volume 5A; Checklist: 4A; Hesperioidea-Papilionoidea. Assoc. Trop. Lep. Inc, Gainesville.
- López, H. 2011. Los mamíferos vivientes del sector Manchurrias del PNN Serranía de Los Yariquíes. En: Calderón-Espinosa, M.L. Informe de la "Práctica docente en la vertiente occidental del PNN Serranía de Los Yariquíes, municipio del Carmen de Chucurí, vereda la bodega, sector Manchurrias", realizada entre el 13 y el 24 de marzo del 2011. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- López, R. & Martínez, E. 2011. Ensamblaje de escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) en cultivos de banano bajo manejo orgánico en Buritaca, Magdalena, Colombia. Trabajo de pregrado. Santa Marta, Colombia, Universidad del Magdalena.
- Maeto, K. & Sato, S. 2004. Impacts of forestry on ant species richness and composition in warm-temperate forests of Japan. *Forest Ecology and Management*, 187: 213-223.
- Majer, J.D. 1983. Ants: bio-indicators of minesite rehabilitation, land use, and land conservation. *Environmental Management*, 7(4): 375-383.
- Majer, J.D. 1992. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines of Poços de Caldas, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 8: 97-108.
- Majer, J.D. & de Kock, A.E. 1992. Ant recolonization of sand mines near Richards Bay, South Africa: an evaluation of progress with rehabilitation. *South African Journal of Science*, 88: 31-36.
- Martínez-Peña, F. 2012. Yield models for ectomycorrhizal mushrooms in *Pinus sylvestris* forests with special focus on *Boletus edulis* and *Lactarius* group *deliciosus*. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.034>
- Mason, D. & Dennis, C. 2004. Post-harvest spoilage of scottish raspberries in relation to preharvest fungicide sprays. *Horticultural Research*, 18: 41-53.
- Medina, C.A., Lopera-Toro, A., Vítolo, A. & Gill, B. 2001. Escarabajos Coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) de Colombia. *Biota Colombiana*, 2(2): 131-144.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being: synthesis. Washington, D.C., Island Press.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2015. Plan nacional de restauración. Restauración ecológica, rehabilitación y recuperación de áreas disturbadas. Bogotá.
- MAVDT, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 2005a. Resolución 603, por medio de la cual se declara reserva y alindera el Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariquíes.
- MAVDT, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 2005b. Resolución 1140, por la cual se revoca parcialmente la Resolución 0603 del 13 de mayo de 2005, por medio de la cual se declara reserva y alindera el Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariquíes.
- MAVDT, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 2008. Resolución 637, por medio de la cual se revoca parcialmente el artículo primero de la Resolución 0603 del 13 de mayo de 2005, modificado por la Resolución 1140 de 2005.

- MINAMBIENTE & IAvH. 2017. Biodiversidad y servicios ecosistémicos en la planificación y gestión ambiental urbana. Bogotá, D.C.
- Montealegre, D. 2006. Estudio preliminar de los anfibios y reptiles de la Serranía de Los Yariquíes. En: Huertas, B.C. & Donegan, T.M. (Eds.). 2006. Proyecto YARÉ: Investigación y evaluación de las especies amenazadas de la Serranía de Los Yariquíes, Santander, Colombia. BP Conservation Programme. Informe Final. Colombian EBA Project Report Series 7. 164 p. www.proaves.org.
- Montenegro, A., Ávila-Parra, Y., Mendivelso, H. & Vargas, O. 2006. Potencial del banco de semillas en la regeneración de la vegetación del humedal Jaboque, Bogotá, Colombia. *Caldasia*, 28(2): 285-306.
- Morales-Castaño, I., Delgado, M., Parada, J., Bustamante, G., Escandón, D., Mendieta, M., Díaz, D., Farfán, N., Gil, J. & Pineda, L. 2010. Entomofauna del PNN Serranía de Los Yariquíes, Santander, Colombia. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. Facultad de Ciencias. Escuela de Biología. Tunja. 30 p.
- Moreno, H. & Tinjacá, Z., 2018. Plan de Manejo del Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariquíes 2018-2023. Territorial Andes Nororientales. Parques Nacionales Naturales de Colombia. Simacota. 152 p.
- ONU. Organización de Naciones Unidas. 1992. Convenio sobre la diversidad biológica. Recuperado de: <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>
- Ospina-López, L.A., García-Pérez, J.F., Villa, F. & Reinoso, G. 2010. Mariposas Pieridae (Lepidoptera: Papilionoidea) de la cuenca del río Coello, Tolima, Colombia. *Actualidades Biológicas*, 32(93): 173-188.
- Ottonetti L, Tucci L. & Santini G. 2006. Recolonization patterns of ants in a rehabilitated lignite mine in central Italy: potential for the use of Mediterranean ants as indicators of restoration processes. *Restoration Ecology*, 14: 60-66.
- Panduro, G.F. 2014. Preparación del sitio de plantación para *Schizolobium parahybum* (Vell.) S.F. Blake (pashaco).
- Pollard, E. & Yates, T.J. 1993. Monitoring butterflies for ecology and conservation. Londres. Chapman y Hall.
- Quintero-León, L., 2008. Informe final caracterización y estrategia de monitoreo del recurso hídrico del Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariquíes. Dirección Territorial Norandina. UAESPNN. 84 p.
- Ren H., Yang, L. & Liu, N. 2008. Nurse plant theory and its application in ecological restoration in lower subtropics of China. *Progress in Natural Science*, 18: 137-142.
- Ricketts, T.H., Dinerstein, E., Boucher, T., Brooks, T.M., Butchart, S.H.B., Hoffmann, M., Lamoreux, J., Morrison, J., Parr, M., Pilgrim, J.D., Rodrigues, A.S.L., Sechrest, W., Wallace, G.E., Berlin, K., Bielby, J., Burgess, N.D., Church, D.R., Cox, N., Knox, D., Loucks, C., Luck, G.W., Master, L.L., Moore, R., Naidoo, R., Ridgely, R., Schatz, G.E., Shire, G., Strand, H., Wettengel, W., Wikramanayake, E. 2005. Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 51: 18497-18501.
- Ríos, L.N. & Aide, T.M. 2007. Herpetofaunal dynamics during secondary succession. San Juan, Puerto Rico, Department of Biology, University of Puerto Rico.

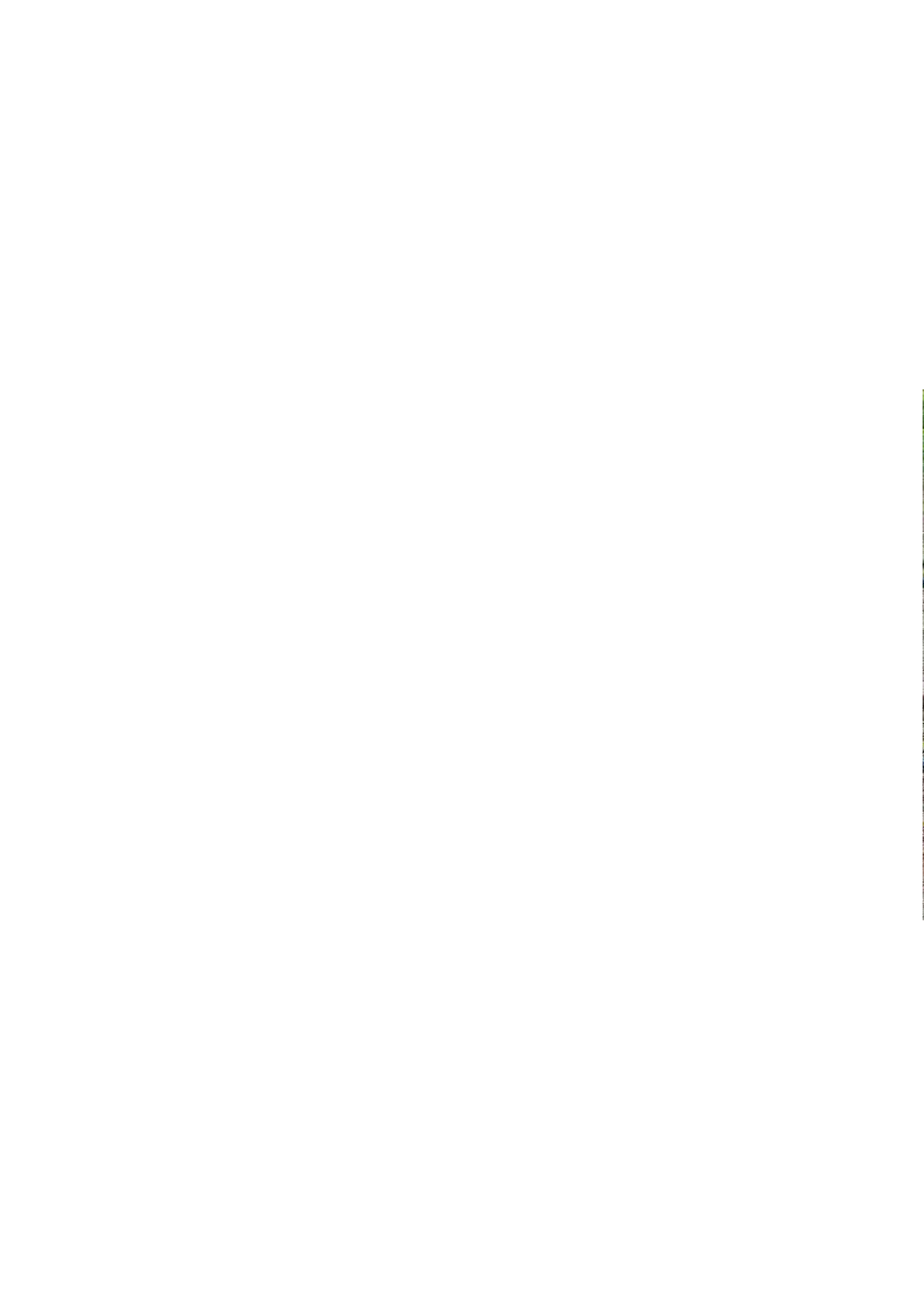
- Romero, E. 2002. Análisis de problemas fitosanitarios presentes en viveros y plantaciones forestales de la CAR (Corporación Autónoma Regional de la Sabana de Bogotá y de los Valles de Ubaté y Chiquinquirá). Ed. La Fuente, Bogotá, Colombia.
- Rosado, L. & Arias, C. 2006. Estudio preliminar de los escarabajos coprófagos de la Serranía de Los Yariquíes. En: Huertas, B.C. & Donegan, T.M. (Eds.). 2006. Proyecto YARÉ: Investigación y Evaluación de las Especies Amenazadas de la Serranía de Los Yariquíes, Santander, Colombia. BP Conservation Programme. Informe Final. Colombian EBA Project Report Series 7. 164p. www.proaves.org.
- Sánchez, F. & Alvear, M. 2003. Comentarios sobre el uso de hábitat, dieta y conocimiento popular de los mamíferos en un bosque andino de Caldas, Colombia. Boletín Científico Centro de Museos, Museo de Historia Natural Universidad de Caldas, 7: 121-144.
- Sánchez, F., Sánchez-Palomino, P. & Cadena, P. 2004. Inventario de mamíferos en un bosque de los Andes centrales de Colombia, Caldasia. 26(1): 291-309.
- SER. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Shahabuddin. 2013. Contribution of Alpha and Beta diversity across Land-Use type to the regional diversity of Dung Beetles in Central Sulawesi. HAYATI Journal of Biosciences, 20(2): 72-79.
- Siles, G., Rey, P.J., Alcántara, J.M. & Ramírez, J.M. 2008. Assessing the long-term contribution of nurse plants to restoration of Mediterranean forests through Markovian models. Journal of Applied Ecology, 45: 1790-1798.
- Stiles, F.G. & L. Rosselli. 1998. Inventario de las aves de un bosque altoandino: comparación de dos métodos. Caldasia, 20: 29-43.
- Stiles, G., 2011. Avifauna encontrada en el sector Manchurrias del PNN Serranía de Los Yariquíes (Santander-Colombia). En: Calderón-Espinosa, M.L. Informe de la "Práctica docente en la vertiente occidental del PNN Serranía de Los Yariquíes, municipio del Carmen de Chucurí, vereda la bodega, sector Manchurrias", realizada entre el 13 y el 24 de marzo del 2011. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 77 p.
- Tobar-L., D., Rangel-Ch., J. & Andrade-C., M. 2002. Diversidad de mariposas (Lepidoptera: Rhopalocera) en la parte alta de la cuenca del río El Roble (Quindío-Colombia). Caldasia, 24(2): 393-409.
- Valencia-Aguilar, A., Cortés-Gómez, A.M. & Ruiz-Agudelo, C.A. 2013. Ecosystem services provided by amphibians and reptiles in Neotropical ecosystems. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management, 9(3): 2-16. <http://dx.doi.org/10.1080/21513732.2013.821168>
- Vargas, O., Díaz, J., Reyes, S. & Gómez, P. 2012. Guías técnicas para la restauración ecológica de los ecosistemas de Colombia. Universidad Nacional de Colombia, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Bogotá, Colombia. 136 p.
- Villanueva, D. 2006. Estudio de los mamíferos de la Serranía de Los Yariquíes y su Conservación. En: Huertas, B.C. & Donegan, T.M. (Eds.). 2006. Proyecto YARÉ: Investigación y evaluación de las especies amenazadas

de la Serranía de Los Yariquíes, Santander, Colombia. BP Conservation Programme. Informe Final. Colombian EBA Project Report Series 7: 164pp. www.proaves.org.

- Vitt, L.J., Sartorius, S.S., Ávila-Pires, T.C.S., Zani, P.A. & Espósito, M.C. 2005. Small in a big world: ecology of leaf-litter geckos in new world tropical forests. *Herpetological Monographs*, 19: 137-152.
- Wagner, D., Jones, J.B. & Gordon, D.M. 2004. Development of harvester ant colonies alters soil chemistry. *Soil biology & biochemistry*, 36: 797-804.
- Ward, P.S. 2007. Phylogeny, classification, and species-level taxonomy of ants (Hymenoptera: Formicidae). *Zootaxa*, 1668(1): 549-563.
- Whiles, M.R., Hall, R.O., Dodds, W.K., Verburg, P., Huryn, A.D., Pringle, C.M., Lips, K.R., Kilham, S.S., Colon-Gaud, C., Rugenski, A.T., Peterson, S. & Connelly, S. 2013. Disease-driven amphibian declines alter ecosystem processes in a tropical stream. *Ecosystems*, 16: 146-157.
- Zamora, C.O. & Montagnini, F. 2007. Seed rain and seed dispersal agents in pure and mixed plantations of native trees and abandoned pastures at La Selva Biological Station, Costa Rica. *Restoration Ecology*, 15: 453-461.







CAPÍTULO 5 RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DEL BOSQUE ANDINO EN LA VERTIENTE ORIENTAL DEL PNN SYA, HATO, SANTANDER: AVANCES



Pablo Andrés Gil-Leguizamón¹, Viviana Maritza Alvarado-Fajardo^{1,2}, Jaime José Parada-Rendón¹, Daniel Augusto Rincón-Puerta¹, David Ricardo Hernández-Velandia^{1,2}, Luis Fernando Prado-Castillo¹, Óscar Felipe Moreno-Mancilla¹, Andrés Leonardo Ovalle-Pacheco¹, Javier Andrés Muñoz-Avila^{1,2}, Andrés Felipe Morales-Alba^{1,2}, John Edison Reyes Camargo¹, Paulina Alejandra Vergara-Buitrago¹, Laura Angélica Ortiz Murcia¹

¹Grupo de Investigación Sistemática Biológica (SisBio), Herbario UPTC. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia

²Maestría en Ciencias Biológicas. Escuela de Posgrados. Facultad de Ciencias. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia.

INTRODUCCIÓN

La restauración ecológica es un proceso orientado a la recuperación de ecosistemas alterados por el hombre o por fenómenos naturales; a su vez busca mitigar la pérdida de especies amenazadas y la consecuente carencia de servicios ecosistémicos inherentes y fundamentales para la humanidad (Laurance et al., 2002; Etter et al., 2011; Suazo-Ortuño et al., 2015). La restauración ecológica es potencial en contextos de importancia global como el uso sostenible de recursos naturales, la mitigación de efectos del cambio global y el incremento del capital natural (Choi, 2004; Hobbs, 2007; Aronson et al., 2010).

Restaurar un ecosistema requiere la comprensión integral del sistema natural intervenido (entendido como la unión de componentes bióticos y abióticos que interactúan en una red de intercambio de información), a partir de la consonancia de la vegetación, la fauna, el suelo y el componente social como arquitectos constantes. No solo implica crear unidades físicas similares a las existentes previamente al disturbio, sino restaurar las interacciones entre sus componentes para generar una unidad ecológica funcionalmente cercana a la original. Para conocer qué tanto se ha restaurado un ecosistema, es necesario saber qué entidades bióticas viven allí y en qué proporciones, cómo se relacionan entre sí y con los elementos abióticos, y cuál es su rol en el flujo de energía del ecosistema.

Una forma de acercarse a esta visión, es mediante el monitoreo de los componentes suelo, vegetación, fauna y sociedad, durante la trayectoria de la restauración, esto con el fin de identificar cambios en la diversidad, así como en la percepción que la comunidad local tiene de su territorio (Block et al., 2001). El presente capítulo se orienta a la interpretación de dichos cambios en torno a los avances del ejercicio de restauración ecológica abordado en 16,18 ha en el flanco oriental del PNN SYA (Hato, Santander).

5.1 COMPONENTE SUELO

El suelo y su papel en la restauración ecológica: la biota del suelo está directamente involucrada en los procesos de descomposición y ciclo de nutrientes, la comprensión de tales interacciones ha tomado gran interés en la investigación ecológica del suelo en las últimas décadas. Debido a la función clave demostrada en la regulación de los procesos del ecosistema, la aplicación de conocimientos en la ecología del suelo, ha sido útil en situaciones donde los resultados deseados van más allá de la simple mejora de factores individuales como la productividad. Por ejemplo, la ecología del suelo ha hecho una contribución sustancial a las prácticas agrícolas alternativas, como los sistemas de cultivo sin labranza, al integrar la conservación de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Durante mucho tiempo se ha reconocido el papel integral del suelo, particularmente en sus aspectos físicos y químicos, en la revegetación exitosa de sitios degradados; sin embargo, el conocimiento ecológico del suelo, las interacciones entre los principales componentes del sistema y los procesos ecosistémicos superficiales y subterráneos en procesos de restauración ecológica es aún escaso (Wardle & Peltzer, 2007).

La restauración en el sentido de devolver a un ecosistema una condición de referencia específica, tanto en términos de estructura comunitaria específica, como de la función del ecosistema, requerirá una comprensión cada vez más sofisticada del suelo y de todos sus componentes físicos, químicos, y de propiedades biológicas, para lograr el objetivo deseado. Si un sistema está gravemente degradado, donde las redes y procesos alimentarios del suelo, se han alterado en gran medida, se requerirá una consideración integrada de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, y las interacciones entre las plantas y el suelo para restaurar todos los componentes del ecosistema perturbado (Kardol et al., 2005).

Abordaje del componente suelo: para el análisis integral del suelo en el sector de la Golconda del PNN SYA, se tomaron muestras en coberturas vegetales y en parcelas con siembra (donde se realizó el proceso de restauración); la recolección de muestras de suelo, implicó la selección de 10 puntos de muestreo (que corresponden a coberturas vegetales) con el fin de identificar e interpretar propiedades microbiológicas y fisicoquímicas, así:

- Bosque ripario 1 (BR1)
- Bosque ripario 2 (BR2)
- Pastizal enmalezado 1 (PE1)
- Pastizal enmalezado 1 con siembra (PE1s)
- Pastizal enmalezado 2 (PE2)
- Pastizal enmalezado 2 con siembra (PE2s)
- Vegetación secundaria baja (RB)
- Vegetación secundaria baja con siembra (RBs)
- Herbazal (helechal) (H)
- Herbazal (helechal) con siembra (Hs).

• Análisis de parámetros fisicoquímicos.

Los suelos del sector de la Golconda se caracterizan por contar con texturas franco arenosas (resultados registrados para los dos periodos de muestreo: abril 2017; noviembre 2018); el bosque ripario 2 (BR2) y el herbazal (H) presentaron los porcentajes más altos de arenas (60%-65%) y los más bajos de arcillas (7%-13%) (Fig. 1). Respecto a aquellas coberturas con siembra, se evidenció aumento en las propiedades granulométricas del suelo (principalmente limos y arcillas), demostrado en pastizales enmalezados con siembra (PE 1 y 2) y suelos de rastrojos bajos (RB) (Fig. 1).

Según Suwardji & Hippi (2007), este tipo de suelos se caracterizan por su rápido drenaje y bajos niveles de fertilidad, en donde el bajo contenido de nutrientes (N, P, K, Ca y Mg), Carbono orgánico y CIC son las principales limitantes para el crecimiento de las plantas.

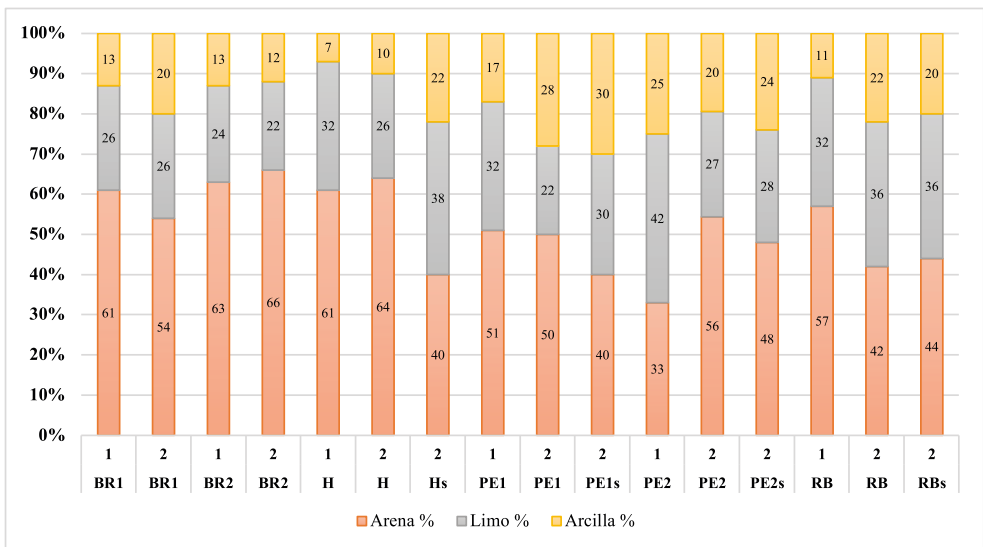


Figura 1. Granulometría de suelos muestreados en coberturas vegetales en el sector de la Golconda, PNN SYA, Santander. El número 1 corresponde al primer muestreo (caracterización del suelo), el número 2 corresponde al segundo muestreo (monitoreo); (BR1. Bosque ripario 1; BR2. Bosque ripario 2; H. Herbazal (helechal); Hs. Herbazal (helechal) con siembra; PE1. Pastizal enmalezado 1; PE1s. Pastizal enmalezado 1 con siembra; PE2. Pastizal enmalezado 2; PE2s. Pastizal enmalezado 2 con siembra; RB. Vegetación secundaria baja; RBs. Vegetación secundaria baja con siembra).

Los suelos son ácidos, con pH entre 4,2-5,6; las coberturas de bosque ripario 1 y 2 (BR1, BR2) presentaron las condiciones de mayor acidez, mientras que en áreas de siembra se reportaron valores entre 4,6-4,8 (Fig. 2A). El contenido de materia orgánica (MO) disminuyó para el segundo periodo de muestreo, la cobertura de BR1 (11,5 %) presentó los valores más altos de este parámetro; sin embargo, se identificó el aumento en el porcentaje de MO en las áreas de siembra, principalmente en las coberturas de RBs y Hs (Fig. 2B).

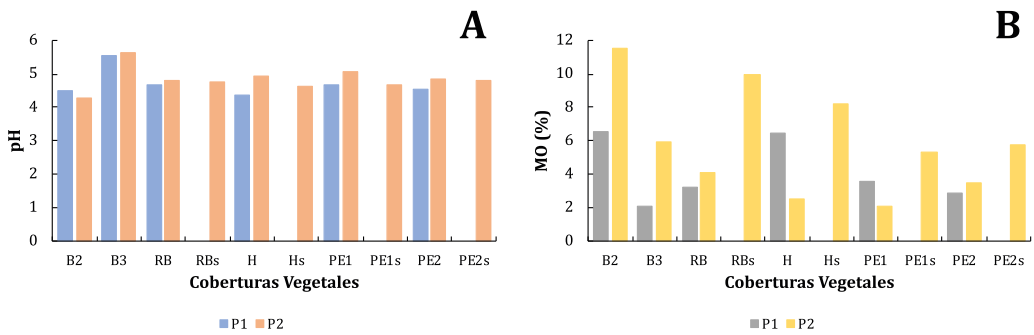


Figura 2. Valores de pH y materia orgánica (MO) reportados en los suelos muestreados del sector de la Golconda, PNN SYA. **A.** Valores de pH; **B.** Valores de MO. (BR1. Bosque ripario 1; BR2. Bosque ripario 2; H. Herbazal (helechal); Hs. Herbazal (helechal) con siembra; PE1. Pastizal enmalezado 1; PE1s. Pastizal enmalezado 1 con siembra; PE2. Pastizal enmalezado 2; PE2s. Pastizal enmalezado 2 con siembra; RB. Vegetación secundaria baja; RBs. Vegetación secundaria baja con siembra).

Los suelos de las coberturas de referencia y de las áreas de siembra pueden generar una disminución en el crecimiento de las plantas sembradas, principalmente por la reducción de nutrientes esenciales como el Ca, Mg, K y P, lo que favorece el aumento de elementos que pueden ser tóxicos para las plantas (Al y Mn), estos afectan las propiedades de las raíces, debido a la absorción de agua y nutrientes (Johnson, 2002). Estas condiciones de acidez, pueden ser un factor determinante en los procesos de restauración de un ecosistema (Mummey et al., 2002), evidenciado en ciertas áreas de siembra, donde el crecimiento de las plantas se vio afectado, probablemente por las condiciones de los suelos.

La MO es un componente importante del suelo, al contribuir en la formación de agregados y la estabilización de las propiedades físicas, químicas y biológicas de estos (Mataix-Solera, 2000). Está conformada por nutrientes esenciales (como C, N, P, K, entre otros) que contribuyen al crecimiento vegetal, que pueden disminuir la concentración, cuando el suelo se somete a alteración de tipo antrópico o natural (Llambí & Sarmiento, 1998).

Los mayores valores de MO reportados en las coberturas con siembras (RBs y Hs), pueden revelar condiciones de fertilidad óptimas para el desarrollo y crecimiento de las plantas en las distintas estrategias de restauración implementadas, las cuales pueden estar influenciadas por cambios en las propiedades fisicoquímicas del suelo, o por el ingreso de nuevas comunidades microbianas (Drenovsky et al., 2004). Para las coberturas de PE, sucede todo lo contrario, los bajos valores de MO se pueden asociar a la intervención antrópica que sufrieron los suelos en el pasado (actividades ganaderas por más de 50 años en la localidad) y al terreno pedregoso presente actualmente. Este tipo de suelos pueden generar un flujo lento de nutrientes hacia las plantas e influyen en el crecimiento de las mismas, haciendo que la productividad disminuya (Chapin et al., 2002).

En cuanto a los macronutrientes, las concentraciones de Fósforo (P), Calcio (Ca), Magnesio (Mg) y Potasio (K) disminuyeron para el segundo periodo de muestreo en todas las coberturas vegetales; sin embargo, la cobertura BR2 presentó los valores más altos en nutrientes como Ca ($10,75 \text{ cmol} \cdot \text{Kg}^{-1}$), Mg ($4,81 \text{ cmol} \cdot \text{Kg}^{-1}$) y K ($0,69 \text{ cmol} \cdot \text{Kg}^{-1}$). Los valores bajos de estos macronutrientes aquí reportados, pueden estar relacionados probablemente con el aumento del pH y disminución de la MO del suelo en todas las coberturas, lo que puede generar una reducción de estos nutrientes, traducido en limitaciones de crecimiento y desarrollo de plantas (Martinsen et al., 2015). Solo se evidenció un mínimo aumento en la concentración de P en suelos con siembra (coberturas RBs y PE2s) (Fig. 3A). Estos resultados concuerdan con lo mencionado por Wen et al. (2005), los contenidos de P en el suelo pueden aumentar cuando se realizan procesos de revegetación, ya que se mejoran las condiciones del suelo, y favorece el crecimiento y establecimiento de otras especies vegetales (Li et al., 2007).

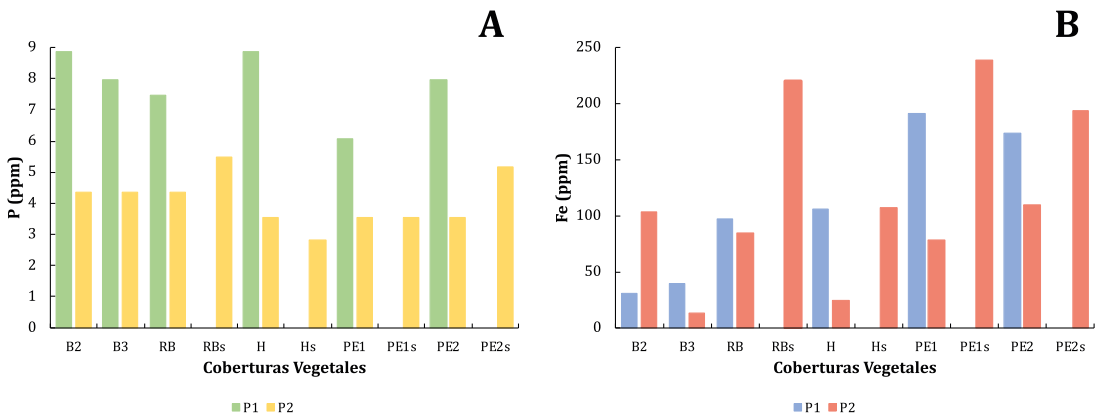


Figura 3. Contenidos de: **A.** Fósforo (P); **B.** Hierro (Fe), reportados en los suelos muestreados en coberturas vegetales dentro del sector de la Golconda, PNN SYA. (BR1. Bosque ripario 1; BR2. Bosque ripario 2; H. Herbazal (helechal); Hs. Herbazal (helechal) con siembra; PE1. Pastizal enmalezado 1; PE1s. Pastizal enmalezado 1 con siembra; PE2. Pastizal enmalezado 2; PE2s. Pastizal enmalezado 2 con siembra; RB. Vegetación secundaria alta bajo; RBs. Vegetación secundaria alta bajo con siembra).

Micronutrientes como Hierro (Fe) (Fig. 3B), Manganeseo (Mn), Cobre (Cu) y Zinc (Zn) se reportaron en bajas concentraciones en los suelos muestreados ($106,4$; $10,2$; $0,44$ y $0,84$ ppm respectivamente); no obstante, en la cobertura de BR2, los valores de Mn ($36,2$ ppm) y Zn ($1,84$ ppm) fueron altos; mientras que, el Fe ($216,5$ ppm) y el Cu ($0,7$ ppm) fueron altos en los PEs. Factores como pH, materia orgánica, textura y aireación pueden afectar la disponibilidad de estos nutrientes en el suelo (Harrington & Crumbliss, 2009). El Hierro es vital para las plantas, ya que interviene en procesos de fotosíntesis y respiración celular, también en el transporte de oxígeno, fijación de nitrógeno y síntesis de ADN (Greenshields et al., 2007).

• **Análisis de los parámetros microbiológicos.**

Se obtuvieron concentraciones de 5,2 Log UFC g⁻¹ para bacterias y 3,4 Log UFC g⁻¹ para hongos, el primer muestreo arrojó concentraciones microbianas altas en coberturas de BR1, BR2, PE1 y PE2, mientras que en H se registraron bajas. En el segundo muestreo en las áreas de siembra, se identificó un aumento en la abundancia de bacterias y hongos en comparación con las coberturas de referencia (Fig. 4). Estas diferencias en las abundancias de microorganismos, pueden ser atribuidas al tipo de vegetación presente durante el primer muestreo de suelo, y que fisiónicamente cambió para el segundo muestreo; según Zhang et al. (2013), el tipo de vegetación, el clima y las propiedades fisicoquímicas del suelo influyen sobre la diversidad y abundancia de bacterias y hongos.

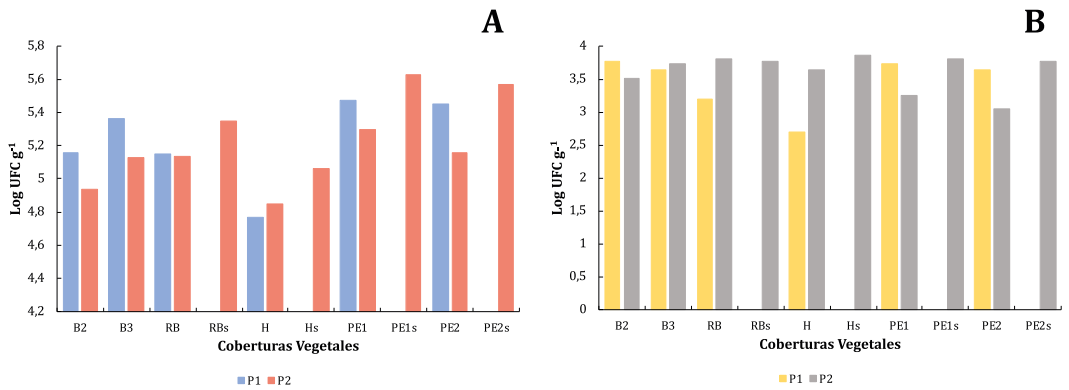


Figura 4. Concentraciones de microorganismos en los suelos muestreados en el sector de la Golconda, PNN SYA: **A.** Bacterias; **B.** Hongos filamentosos. (BR1. Bosque ripario 1; BR2. Bosque ripario 2; H. Herbazal (helechal); Hs. Herbazal (helechal) con siembra; PE1. Pastizal enmalezado 1; PE1s. Pastizal enmalezado 1 con siembra; PE2. Pastizal enmalezado 2; PE2s. Pastizal enmalezado 2 con siembra; RB. Vegetación secundaria baja; RBs. Vegetación secundaria baja con siembra).

La riqueza bacteriana y de hongos está conformada por seis géneros bacterianos (*Pseudomonas*, *Burkholderia*, *Bacillus*, *Corynebacterium*, *Acinetobacter* y *Micrococcus*) y nueve fúngicos (*Penicillium*, *Mucor*, *Cladosporium*, *Aspergillus*, *Alternaria*, *Curvularia*, *Cephalosporium*, *Scopulariopsis* y *Paecilomyces*); en la cobertura BR2 se registró el mayor número de morfotipos (5 géneros bacterianos y 6 fúngicos), seguido de PE (4 bacterianos y 4 fúngicos), mientras que, el menor número de morfotipos microbianos se registraron en H (2 bacterianos y 3 fúngicos) (Fig. 5). No se evidenció recambio en el número de morfotipos microbianos para las coberturas evaluadas; sin embargo, se identificó un leve aumento de la abundancia de bacterias y hongos en áreas de siembra (0,32 LogUFC/g⁻¹ para bacterias y 0,50 LogUFC/g⁻¹ para hongos filamentosos).

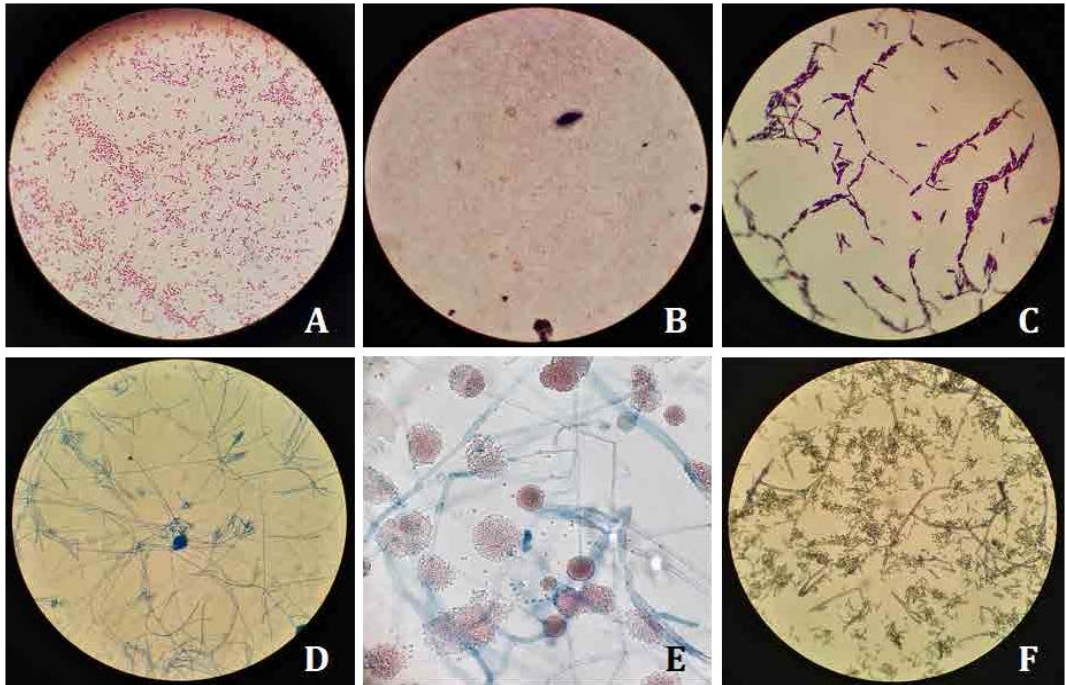


Figura 5. Principales géneros de bacterias y hongos en los suelos muestreados en coberturas vegetales dentro del sector de la Golconda, PNN SYA, Santander. **A.** *Pseudomonas*; **B.** *Burkholderia*; **C.** *Bacillus*; **D.** *Penicillium*; **E.** *Mucor*; **F.** *Cladosporium*.

Consideraciones del muestreo de suelos. Géneros bacterianos como *Pseudomonas* y *Burkholderia* y fúngicos como *Penicillium*, *Mucor* y *Cladosporium* se aislaron en todas las coberturas analizadas para los dos periodos de muestreo, mientras que *Micrococcus* se aisló exclusivamente en la cobertura de RB. La abundancia de bacterias y hongos no reveló grandes cambios entre coberturas vegetales para los dos periodos de muestreo, en las áreas de siembra se identificó aumento en la abundancia de microorganismos principalmente de *Pseudomonas* y *Burkholderia*, los cuales pueden presentar alta actividad metabólica y fisiológica, lo que le permite adaptarse con facilidad a diferentes ecosistemas y a cambios generados en los suelos por factores naturales o antrópicos (Allison & Martiny, 2008).

Las bacterias aisladas en los suelos muestreados, principalmente *Pseudomonas* y *Bacillus*, intervienen en procesos de recuperación de suelos, ya que presentan periodos cortos de latencia y rápido crecimiento, lo que les permite mayor capacidad para metabolizar sustancias que son exudadas por el sistema radicular de la planta (Hernández-Rodríguez et al., 2003); además, participan en la descomposición de MO, permiten la disponibilidad de nutrientes (P, Ca, Mg, K, Fe) y producen fitohormonas esenciales para crecimiento de las plantas (Chakraborty et al., 2010).

Otra bacteria aislada en los suelos muestreados es *Burkholderia*, reconocida por ser patógena para el ser humano y para las plantas; sin embargo, también se le atribuyen importantes relaciones con las plantas, como la fijación de N y la promoción del crecimiento vegetal (Onofre-Lemus et al., 2009).

Géneros fúngicos como *Penicillium*, *Mucor* y *Cladosporium* fueron los más frecuentes, aislados en los suelos de las coberturas vegetales analizadas, comúnmente encontrados, se consideran productores de micotoxinas que ayudan al proceso de descomposición de la MO e intervienen en la formación de agregados del suelo (Domsch et al., 1980). Estos hongos tienen la capacidad de invadir las raíces de las plantas, permitiendo así movilizar y fijar nutrientes (N y P), como retener agua (Michael, 2006). Según Sivila de Cary & Angulo (2006), estos hongos a diferencia de las bacterias, tienen la capacidad de crecer y desarrollarse en suelos ácidos, ya que estas condiciones de pH pueden favorecer la captación de agua y nutrientes para el suelo como se ha mencionado anteriormente.

Sin embargo, los cambios en el tipo de suelo, los bajos niveles de pH, los bajos valores de MO y de nutrientes reportados en los suelos estudiados, junto con la humedad y la composición vegetal de estas zonas, pueden influir en los cambios en abundancia, composición y estructura de las comunidades bacterianas y fúngicas (Drenovsky et al., 2010; Lupatini et al., 2013; Wang et al., 2016).

Los valores de pH influyen en la adaptación y establecimiento de pastos, principalmente de *Urochloa*, los cuales pueden generar efectos a largo plazo en la composición de microorganismos del suelo, incluso mucho después de que la planta desaparezca (Bartelt-Ryser et al., 2005). Es por esto que la disponibilidad de oxígeno, la fertilidad, las propiedades químicas, la competencia con las raíces de diferentes especies de plantas y los exudados de estas, son factores determinantes que afectan la proporción de las comunidades de microorganismos en los suelos de Golconda (Matsumoto et al., 2005; Cao et al., 2008).

Por las anteriores razones, todo proceso de restauración ecológica debe ejecutar estrategias que ayuden a incrementar la fijación de carbono por medio de la acumulación de hojarasca y el ciclaje de nutrientes a nivel de las raíces (Cheng & An, 2015); en términos de abundancia de microorganismos, estos serían superiores cuando se empieza a recuperar la estructura y propiedades del suelo. A pesar de que los muestreos se realizaron en tiempos relativamente cortos (dos años en la trayectoria ecológica de la restauración realizada en Golconda), a corto plazo no son claros los cambios en las propiedades físico-químicas y microbiológicas de los suelos por causa de las estrategias de restauración (ver Capítulos 3 y 4); por lo tanto, se requieren muestreos de suelo en períodos más largos.

5.2 COMPONENTE VEGETACIÓN

La vegetación y su papel en la restauración ecológica: la vegetación es considerada como el arreglo integral de factores bióticos y abióticos (intrínsecos-extrínsecos, suelo, agua, clima, entre otros); las especies que componen una comunidad vegetal, están en consonancia con la variación geográfica y el medio ecológico en el que se desarrollan (relaciones inter e intraespecíficas), estos factores, determinan la variación espacial y temporal de la vegetación (van der Hammen & Cleef, 1983; Font-Quer, 2001).

En la restauración ecológica, el papel funcional de la vegetación debe ser el soporte de la conservación de la biodiversidad del bosque andino y sus servicios ecosistémicos. La vegetación y la relación con la fauna, fortalecen los flujos ecológicos y

permiten el desarrollo técnico-científico a partir de investigaciones con modelos de restauración de áreas degradadas, esto con el fin de apoyar y mantener la resiliencia en los sistemas socio-ecológico que hoy hacen parte del PNN SYA.

En el presente acápite se incluyen algunos resultados de los monitoreos realizados a las estrategias de restauración realizadas en 16,18 ha en el sector de Golconda (PNN SYA), a partir de los indicadores de 1. Supervivencia de las plantaciones; 2. Distribución de edades en grupos; 3. Recambio de especies y 4. Cobertura de vegetación nativa y gramínea exótica y que corresponden a las labores realizadas en el periodo de diciembre 2017 a febrero 2019.

Abordaje del monitoreo de la vegetación: se sembraron 4.526 plántulas, distribuidos en 14 especies, que fueron propagadas en campo y seleccionadas del sistema de referencia, según los análisis preliminares de campo. Se implementó un total de 14 diseños florísticos sobre las 16,18 ha a restaurar, en coberturas dominadas por pastos enmalezados de *Urochloa decumbens*, además de coberturas enrastradas de estrato bajo y alto.

Según los resultados obtenidos, el porcentaje de supervivencia en un periodo de 15 meses, fue del 75%. Especies como *Eugenia biflora*, *Myrsia* sp., *Ocotea* sp., *Solanum* sp., *Clusia ellipticifolia*, *Tapirira guianensis*, *Psychotria erythrocephala*, *Clethra* aff. *fagifolia*, *Marcgraviastrum macrocarpum* presentaron tasas de supervivencia por encima de la meta de restauración.

❖ **Análisis de resultados:** se describen resultados durante el periodo de monitoreo, en relación a los indicadores establecidos en el Plan de monitoreos del PNN SYA.

1. Supervivencia de las plantaciones

Escala	Atributo	Temporalidad
Población	Composición	Semestral

A partir de los resultados obtenidos durante los monitoreos (periodo mayo de 2017 a febrero de 2019), se registró una supervivencia superior al 75% (Figs. 6 y 7). La pérdida del material sembrado se explica principalmente por las altas temperaturas y bajas precipitaciones que se presentaron en la zona durante los meses de enero a febrero del 2018, afectando el 14% del material plantado, ya que, durante los primeros meses (posterior al transplante), las plántulas sembradas fueron susceptibles a daños mecánicos y/o infecciones por parte de agentes patógenos como los hongos.

De igual forma, entre junio y julio 2018, se presentó otra disminución en la supervivencia, producto del periodo de bajas lluvias, lo que afectó el material vegetal plantado, especialmente a individuos de *Viburnum tinoides*, Fabaceae morfo 1, *Miconia dodecandra* y *Miconia* sp., y que a su vez, evidenciaron clorosis y reducción de la canopia (conjunto de áreas foliares) por estrés hídrico. Por el contrario, *Eugenia biflora*, *Myrsia* sp., *Ocotea* sp., *Solanum* sp., *Clusia ellipticifolia*, *Tapirira guianensis*, *Psychotria erythrocephala*, *Clethra* aff. *fagifolia* y *Marcgraviastrum macrocarpum*, presentaron condiciones favorables de adaptación en el área de restauración, por lo que, el porcentaje de supervivencia al segundo semestre de 2018, superó el 75% (Fig. 8). Respecto a la supervivencia por grupos funcionales (Fig. 9), se determinó favorabilidad en el establecimiento para los tipos funcionales de plantas 1, 4, 6 y 7 (siglas TFP o también llamados grupos funcionales).



Figura 6. Área de pastizal enmalezado con diseños de restauración. **A-B.** Fotografías de las plantas sembradas en 2017; **C-D.** Fotografías de las plantas en 2018.

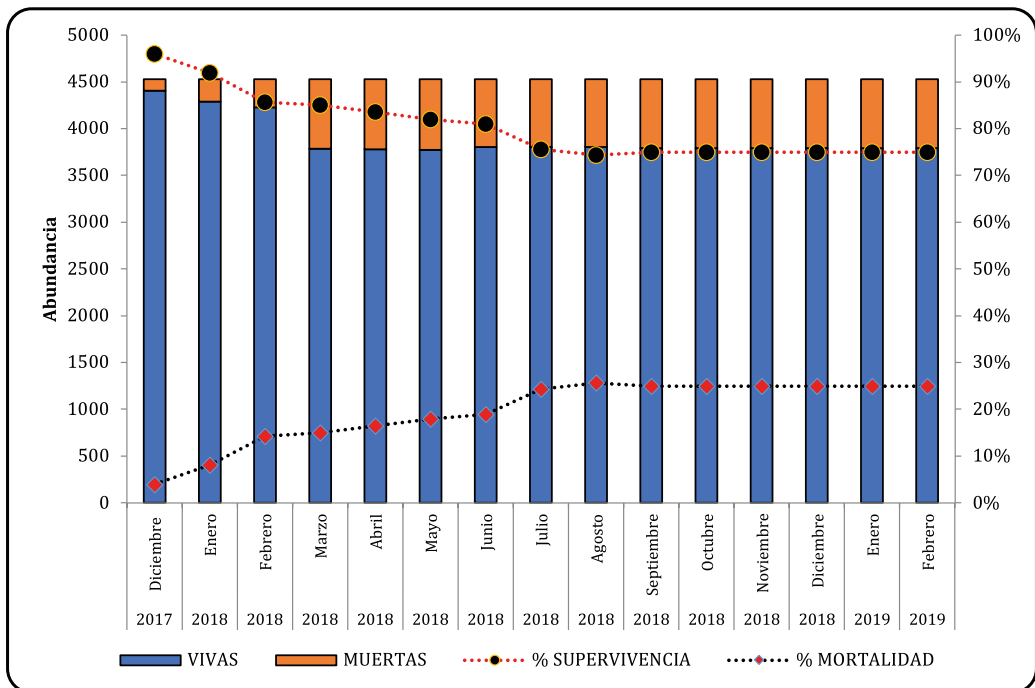
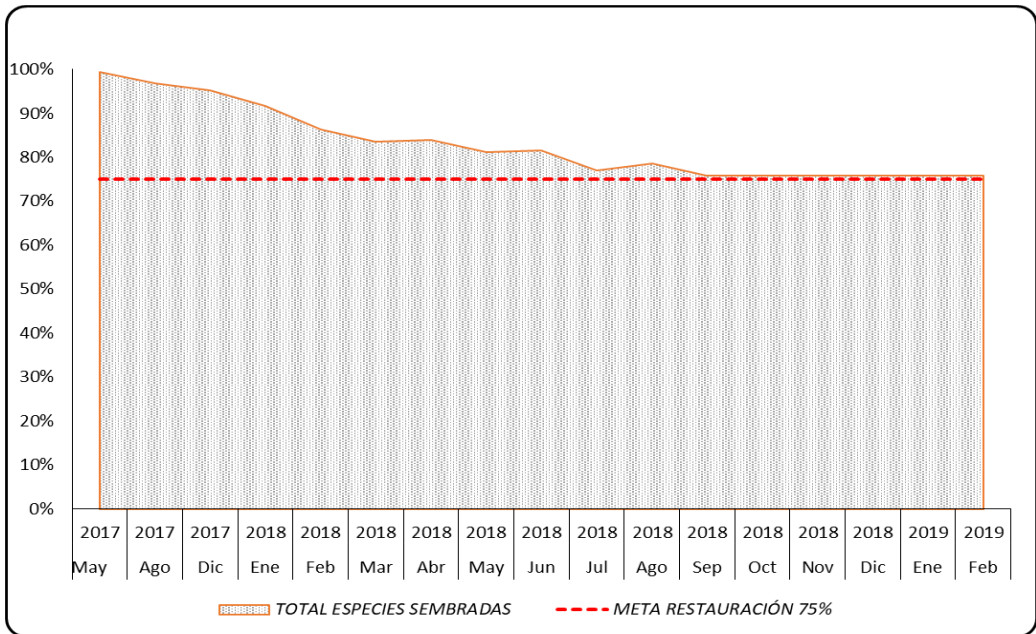


Figura 7. Imagen superior: Porcentajes de supervivencia del material plantado (periodo mayo 2017 a febrero 2019); Imagen inferior: Abundancia de plántulas vivas y muertas (periodo diciembre 2017 a febrero 2019).

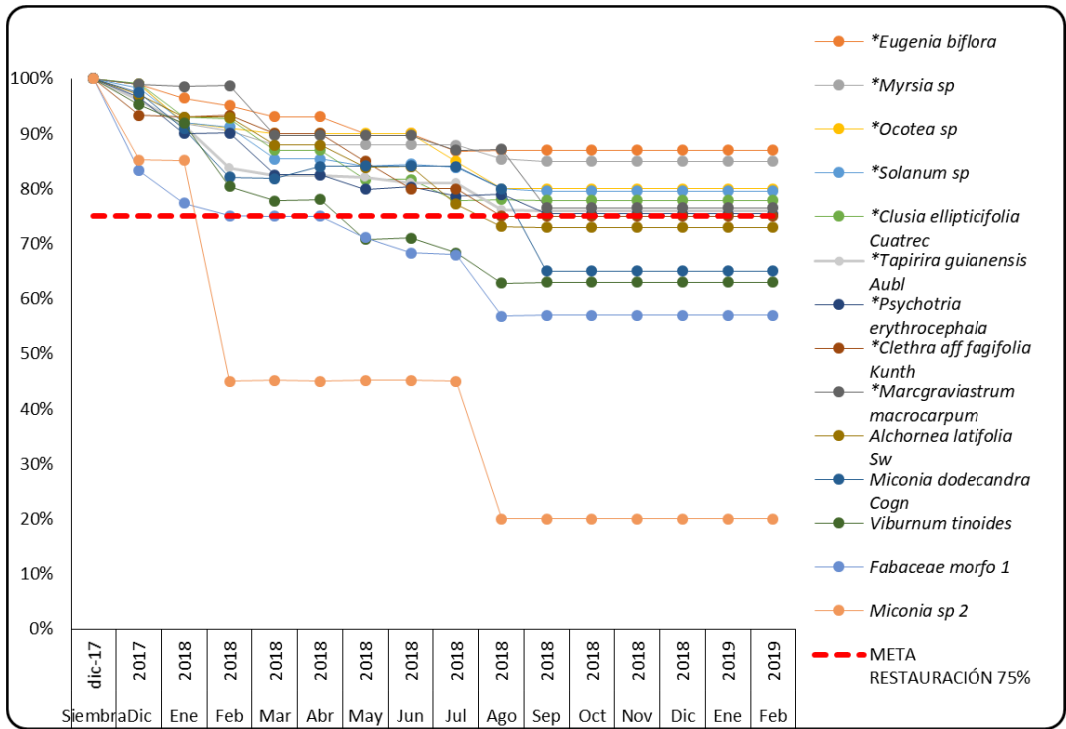


Figura 8. Porcentajes de supervivencia por especie según (periodo diciembre 2017 a febrero 2019).

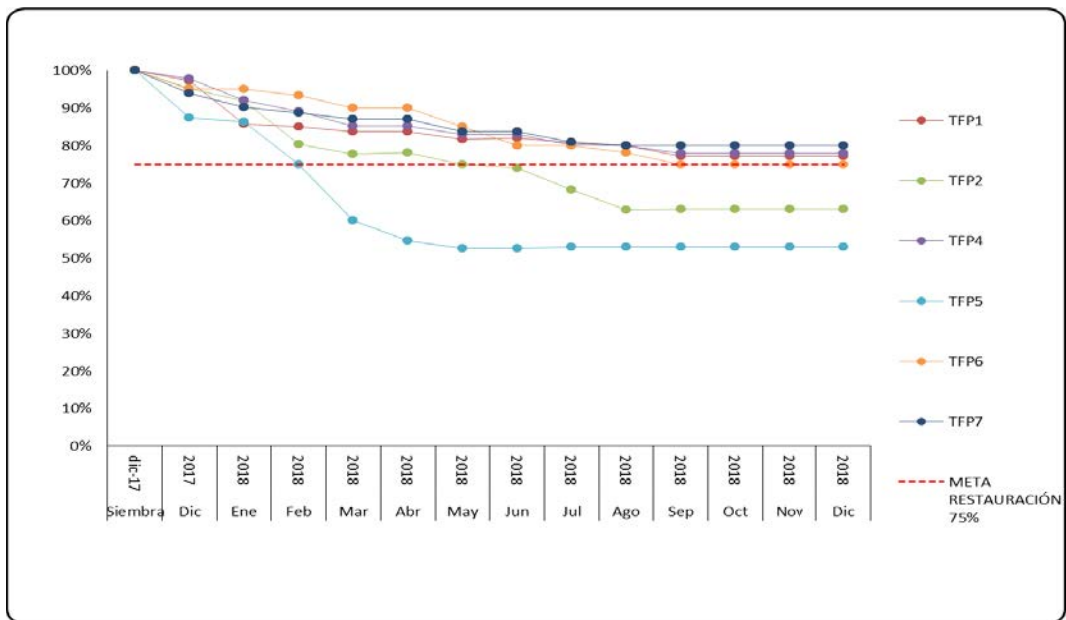


Figura 9. Porcentajes de supervivencia por TFP en la fase 2, para el periodo reportado entre diciembre 2017 a diciembre 2018.

Los rasgos funcionales que caracterizan estos grupos son: ausencia de regeneración vegetativa, son perennes, principalmente arbóreos, dispersión por zoocoría (entomogamia) y banco de semillas transitorio. Las especies con mayor supervivencia

registrada fueron *Myrsia* sp., *Solanum* sp., *Ocotea* sp., *Eugenia biflora* y *Clusia ellipticifolia*. En la Tabla 1, se presentan las especies que conforma cada TFP con el porcentaje de supervivencia.

Tabla 1. Porcentaje de supervivencia de las especies que conforman los Grupos funcionales preestablecidos, relacionados con los porcentajes de supervivencia de cada grupo.

TFP	% supervivencia del TFP	Nombre de la especie	% supervivencia especie (Feb/2019)
TFP1	77%	<i>Solanum</i> sp.	80%
		<i>Psychotria erythrocephala</i> (K. Schum. & K. Krause) Standl.	75%
TFP2	63%	<i>Viburnum tinoides</i> L. f.	63%
TFP4	78%	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	76%
		<i>Marcgraviastrum macrocarpum</i> (G. Don) Bedell ex S. Dressler	77%
		<i>Clusia ellipticifolia</i> Cuatrec.	78%
TFP5	53%	<i>Miconia</i> sp.	20%
		<i>Miconia dodecandra</i> Cogn.	65%
TFP6	75%	<i>Clethra</i> aff. <i>fagifolia</i> Kunth	75%
		<i>Alchornea latifolia</i> Sw.	73%
TFP7	80%	<i>Eugenia biflora</i> (L.) DC.	87%
		<i>Ocotea</i> sp.	80%
		Fabaceae morfo 1	57%
		<i>Myrsia</i> sp.	85%

Como medida de contingencia asociada a la meta de restauración a corto plazo (supervivencia > al 75% en el segundo semestre de 2018), para asegurar la

supervivencia de la plantación, en agosto de 2018, se realizó resiembra de 1.200 plantas y otras 1.960 en diciembre del mismo año.

2. Distribución de edades en grupos

Escala	Atributo	Temporalidad
Comunidad	Estructura	Semestral

El monitoreo de la estructura por edades de la plantación (trimestralmente), determinó que más del 60% de la plantación se mantuvo en edad de plántula (alturas que no exceden los 0,5 m) para el

segundo semestre de 2018. *Miconia dodecandra* tuvo desarrollo fisonómico con mayor proporción de individuos en edad juvenil 1 (alturas entre 0,51 y 3 m), seguido de *Viburnum tinoides* y *Miconia* sp. (Fig. 10).

Según la meta de restauración a corto plazo (75% de los individuos en etapa juvenil 1 en el segundo semestre de 2018) (Fig. 10). Estos resultados se basan en el desarrollo fisonómico de tres especies, de 14 sembradas; según bibliografía, se consideran de rápido crecimiento y pioneras en la sucesión secundaria.

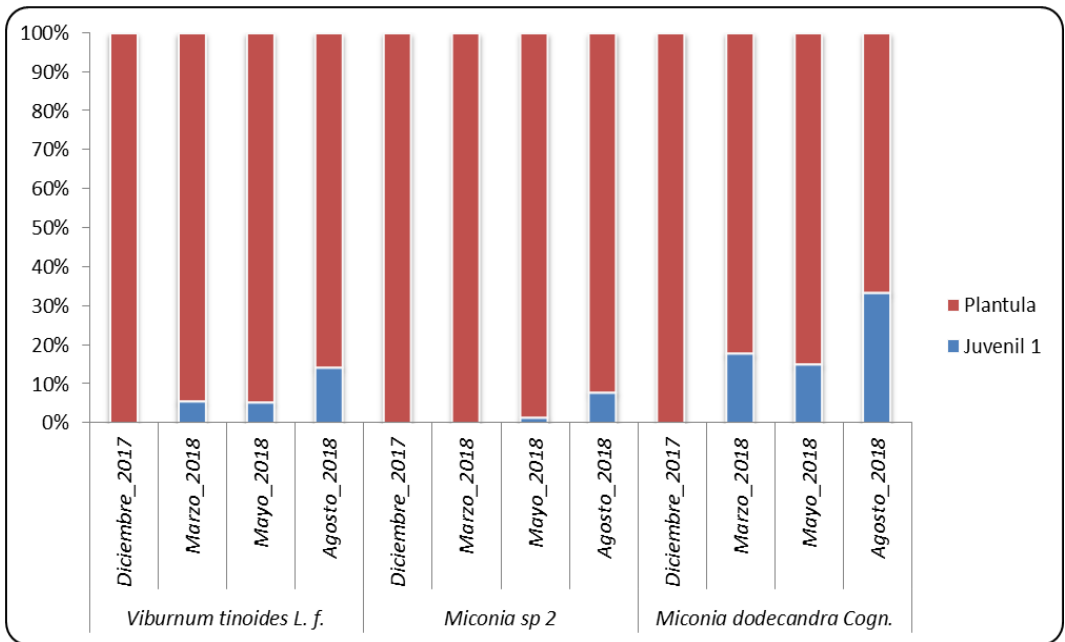


Figura 10. Porcentajes de las distribuciones por edades en grupos, para el periodo reportado entre diciembre 2017 y agosto 2018.

Miconia dodecandra aunque obtuvo mayor proporción de individuos en edad "juvenil 1", la tasa promedio de crecimiento en altura fue baja (0,4%), por el contrario, la tasa de cobertura es alta (20,8%), estos resultados pueden indicar que la especie no crece rápidamente en altura, ya que, al crecer en áreas abiertas en ausencia de especies leñosas u otras de rápido crecimiento, prefiere proyectar mayor área de copa y reducir así la expresión de gramíneas invasivas u otras que puedan competir por espacio (Fig. 11).

Los resultados de desarrollo de *Viburnum tinoides*, determinan crecimiento constante de altura y cobertura, esta especie puede considerarse de rápido crecimiento; no obstante, presentó baja supervivencia comparado con *M. dodecandra*. Mientras que, *Miconia sp.*, presentó tasa de desarrollo y supervivencia menos eficientes, por lo que, se sugiere un manejo aún más detallado desde su propagación en vivero hasta la siembra.

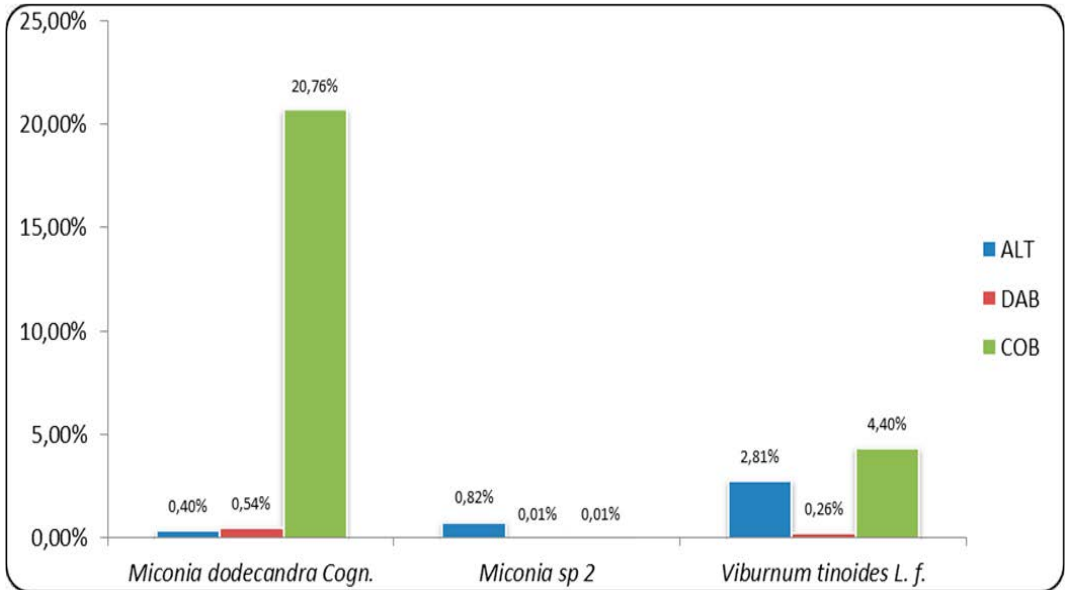


Figura 11. Porcentajes de las tasas de crecimiento en altura, cobertura y diámetro a la altura de la base, para el periodo reportado entre diciembre 2017 y agosto 2018.

3. Recambio de especies (diversidad alfa)

Escala	Atributo	Temporalidad
Comunidad	Composición	Trimestral

Durante los monitoreos el índice de probabilidad de diversidad de Shannon fluctuó debido al recambio de especies colonizadoras que aparecieron en el tiempo (años 2017-2018). En diciembre de 2017 (periodo de siembra), la diversidad fue baja, debido a que, en dicho periodo el suelo se encontraba dominado por pastos limpios; por lo anterior, el índice de dominancia fue superior. Los posteriores monitoreos determinaron aumento en la diversidad, producto del arribo de especies; no obstante, la diversidad se redujo para diciembre de 2018, causado por la reaparición de gramíneas invasoras como *Urochloa decumbens*, sin esta diversidad no se equipará a la inicialmente estimada en 2017 (Fig. 12).

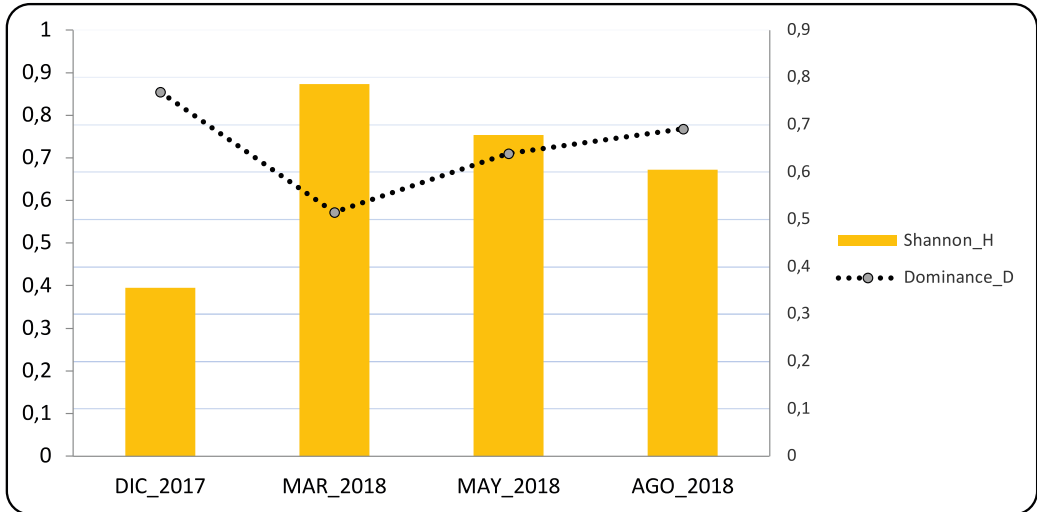


Figura 12. Índices de diversidad de Shannon (H) y Dominancia (D) calculados para el periodo diciembre 2017 - agosto 2018.

4. Cobertura de vegetación nativa y gramínea exótica

Escala	Atributo	Temporalidad
Comunidad	Estructura	Trimestral

La proporción de vegetación nativa y de gramíneas exóticas respecto a cobertura, determinan en la trayectoria de los monitoreos, que los pastos aumentaron su cobertura (principalmente *Urochloa decumbens*), lo que conlleva a una estrategia adicional que es el control manual y periódico (cada 2 meses como mínimo según la expresión de la gramínea), ya que no es comparable el crecimiento rápido de los pastos respecto a las especies leñosas implementadas en las estrategias de nucleación. De igual forma, a corto plazo no se evidencia un cambio fisonómico conspicuo, de lo que se esperaría fuese un estado alternativo avanzado como pudiesen ser la asociación de arbustales bajos, en su lugar, respecto a la vegetación nativa se encuentran aquellas especies sembradas, y otras, producto del arribo, pero que aún no determinan la transición de un estado a otro (Fig. 13).

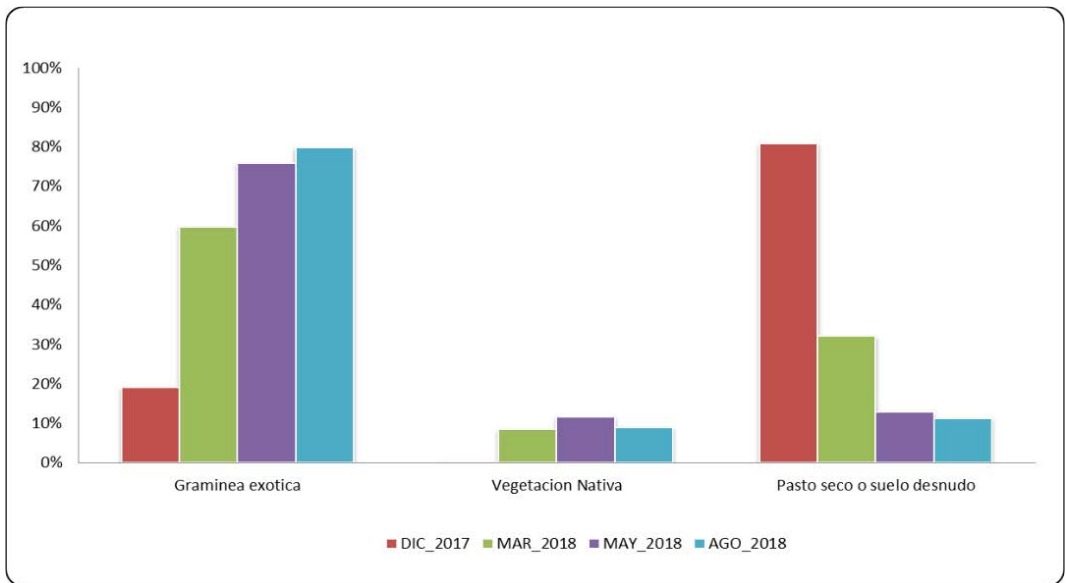


Figura 13. Distribución de las coberturas de vegetación nativa y gramínea exótica, para el periodo reportado entre diciembre 2017 y agosto 2018.

Finalmente, aunque no se identificaron modificaciones notorias en la trayectoria ecológica, se han generado hábitats para el establecimiento de la fauna, principalmente en áreas que eran dominadas por pastizal; evidencias de ello son los grupos de aves y ranas que han utilizado las plántulas sembradas como refugio, así como insectos (escarabajos y hemípteros) atraídos por la disponibilidad de alimento que ofrecen las flores y frutos de las plantas sembradas, además de ser espacios propicios para la reproducción de estos animales (Fig. 14).



Figura 14. Registro de fauna asociada a las plantaciones en zonas de pastizal. **A-B.** Nido de ave en planta de *Miconia dodecandra*; **C.** Reproducción de especie de escarabajos; **D.** Registro de rana *Pristimantis* sp. en *Clidemia ciliata*; **E.** Hemipteros en *C. ciliata*.

5.3 COMPONENTE FAUNA

¿Qué función cumple la fauna en la restauración ecológica? Como es bien sabido, el eje estructural de la mayoría de ecosistemas terrestres es la vegetación; cabe mencionar, que es el flujo de energía dentro de estos y la riqueza de interacciones inherentes lo que les proporciona sus cualidades particulares, funcionalidad y utilidad para el hombre. En una relación de doble vía, la fauna presente en los ecosistemas, aunque predeterminada por la vegetación existente, juega un rol de gran importancia en el mantenimiento y modificación de la misma. Los murciélagos, aves o insectos que viven en el bosque porque se alimentan de x o y planta, aportan para el mantenimiento de sus coberturas vegetales mediante la polinización y dispersión de semillas. Los animales herbívoros como los pecaríes, son los primeros eslabones de la cadena trófica, permitiendo el flujo de energía a los demás niveles, y sustentando a su vez, la presencia de los carnívoros que se alimentan de ellos. Una enorme variedad de insectos compite por el estiércol de los anteriores, permitiendo la reincorporación rápida de nutrientes al suelo, en lo que se podría llamar reciclaje de materia orgánica. Anfibios y reptiles son importantes depredadores, que controlan en particular las poblaciones de insectos y animales pequeños que se podrían proliferar, provocando malestar en el ambiente. Innumerables funciones, además de las anteriores, son llevadas a cabo de manera eficiente por diversos taxones animales, que constituyen un grupo clave para el análisis integral de cualquier ecosistema (Allison & Martiny, 2008; Block et al., 2001; Borsboom et al., 2002; Choi, 2004; Clewell & Aronson, 2013; Gardner, 2008; Hobbs, 2007; Nichols, et al., 2008; Oksanen, et al. 2018; Suazo-Ortuño et al., 2015; Wardle & Peltzer, 2007).

De esta manera, la recuperación de un área requiere un entendimiento integral de los ecosistemas intervenidos, asumiendo que un sistema natural es la unión de múltiples componentes tanto bióticos como abióticos, que interactúan en una red de intercambio de información, en la que vegetación y fauna son apenas dos de sus arquitectos constantes. Así, restaurar un ecosistema no solo significa crear unidades físicas similares a las existentes previamente a un disturbio, sino también restaurar las interacciones entre sus componentes para generar una unidad ecológica funcionalmente cercana a la original. Dicho de otra forma, para conocer qué tanto se ha restaurado un ecosistema, es necesario saber qué especies de entidades bióticas viven allí y en qué proporciones, cómo se relacionan entre sí y con los elementos abióticos, y cuál es su rol en el flujo de energía de los ecosistemas (Allison & Martiny, 2008; Block et al., 2001; Borsboom et al., 2002; Choi, 2004; Clewell & Aronson, 2013; Gardner, 2008; Hobbs, 2007; Nichols, et al., 2008; Oksanen, et al. 2018; Suazo-Ortuño et al., 2015; Wardle & Peltzer, 2007).

Por lo tanto, la incorporación del componente faunístico en los programas de restauración ecológica se constituye como un requerimiento fundamental, sin el cual, no sería posible una visión holística de este proceso. Esta integración, se puede concebir desde dos perspectivas conceptuales bien definidas. En primera instancia, se puede considerar la restauración en sí misma y la importancia de la fauna en esta, en donde ciertos grupos pueden aportar información importante

en cuanto al diagnóstico de los ecosistemas, y a su vez, pueden dar cuenta de la evolución del proceso, mediante la medición de sus atributos de diversidad; además, y en menor medida es posible usar la fauna como agente activo que ayude a superar ciertas barreras que se puedan presentar. En segundo lugar, la recuperación de la fauna propiamente dicha, es considerada otra forma de abordar el componente faunístico, mediante la restauración de ambientes para especies de animales que puedan estar amenazadas y su reintroducción directa en ellos, en los cuales el objetivo final del proceso es mantener y conservar sus poblaciones (Block et al., 2001).

A nivel mundial, se reconoce como una debilidad la falta de datos que soporten una relación concreta entre la recuperación de la fauna y la restauración del ecosistema. En el país son pocos los estudios en los cuales se implementan diagnóstico y monitoreo faunístico asociado a cada etapa de recuperación del ecosistema, y nulos los casos en los que se utilizan animales como agentes activos. Por tal razón, se exponen dos experiencias donde se utilizaron insectos, anfibios y reptiles como indicadores en el proceso de restauración del sector de la Golconda en la zona de amortiguación del PNN SYA.

¿Qué nos pueden decir los insectos sobre la restauración en el PNN SYA? Los insectos son artrópodos con una inigualable diversidad. Representan aproximadamente un 85% de las especies animales vivientes y juegan un papel destacado en las dinámicas ecológicas, debido a que ocupan todos los hábitats terrestres, incluyendo los ecosistemas de aguas continentales. Su importancia funcional es enorme, pues la gran variedad de hábitos, formas y relaciones intra e interespecíficas que presentan, les hace partícipes de infinidad de procesos ecológicos. Además, su alta abundancia los convierte en uno de los eslabones más importantes de la cadena trófica, con una contribución importante en el intercambio de energía a diferentes niveles. Estas, entre otras características hacen de los insectos un grupo de organismos con enorme potencial para el entendimiento holístico de cualquier ecosistema (Villarreal et al., 2004; Spector, 2006; Nichols et al., 2007; 2008; Cultid-Medina & Medina, 2015).

Sin embargo, el estudio de los insectos en las dinámicas de conservación es limitado, y son pocos los casos bien documentados en los que han sido usados para evaluar procesos de restauración. En particular, algunos grupos de insectos como los escarabajos coprófagos y las hormigas, han sido utilizados como indicadores del estado de conservación de los ecosistemas, debido a su evidente respuesta a las perturbaciones ambientales y a la especificidad de algunas especies por ambientes conservados (Villarreal et al., 2004; Cultid-Medina & Medina, 2015).

El monitoreo de la biodiversidad entomológica antes, durante y después del proceso de restauración ecológica, puede dar cuenta del restablecimiento no solo de las coberturas vegetales, sino de características ecológicas integrales del ecosistema, y a su vez, brinda información importante en la toma de decisiones y corrección de errores metodológicos potenciales (Block et al., 2001). De igual manera, relacionar directamente los cambios en la diversidad de insectos con etapas específicas de la transformación de las coberturas, puede dar luces en cuanto al papel que cumplen en la recuperación ecosistémica y cómo ser usado en favor del proceso.

Escarabajos coprófagos (Scarabaeidae: Scarabaeinae) (Fig. 15).

Son insectos que, como su nombre lo indica, se especializan en aprovechar el excremento de los mamíferos y de algunas aves como fuente de alimento y materia prima para la nidificación. A pesar de lo desagradable que pueda parecer, esta actividad les provee toda una gama de condiciones favorables para su reproducción y supervivencia; además, acarrea enormes beneficios para el ecosistema que habitan. El traslado y protección del excremento en galerías al interior del suelo repercute de forma importante en el reciclaje de materia orgánica (Halffter & Halffter, 1989).

El proceso de remoción de estiércol es altamente efectivo, y tiene impactos directos en el control de las poblaciones de insectos y parásitos que compiten con ellos por el excremento. Por otra parte, la relocalización del estiércol, indirectamente dispersa las semillas que están contenidas en este, de manera que pueden influir en la generación y expansión de coberturas vegetales, se tiene registro de escarabajos que trasladan el excremento ¡hasta 15 m desde la bosta!, la excavación de túneles y construcción de galerías en donde ovipositan y en ocasiones cuidan a sus crías, es benéfica para la salud del suelo, ya que lo oxigenan y descompactan favoreciendo entre otras cosas la captación de agua y la reincorporación de nutrientes (Nichols et al., 2007).



Figura 15. Escarabajos coprófagos Pertenecientes a la subfamilia Scarabaeinae. **A.** Estercoleros llevando sus bolas de alimento a sus nidos sobre la hojarasca del bosque en las áreas de restauración (*Canthon* sp.); **B.** Vista frontal de un espécimen capturado (*Deltochilum* sp.).

Algunas de estas especies son carroñeras y otras detritívoras, que pueden alimentarse de frutos en descomposición, hongos, y pueden llegar a ser depredadores de quilópodos, asociados a nidos de hormigas o a bromelias; son presas de otros insectos como escarabajos de la familia Staphylinidae y de otros organismos, y los ubica así dentro de diferentes niveles de la cadena trófica (Moreno-Mancilla

& Molano, 2016; Morón, 2003). Es un grupo altamente diverso, con más o menos 5.700 especies (Scholtz et al., 2009), de estas 1.300 habitan en los trópicos y 283 están para Colombia, aunque se considera que pueden ser 400 especies (Cultid et al., 2012).

Debido a que muchas especies de escarabajos coprófagos dependen de bosques nativos, sus comunidades son vulnerables a los procesos de fragmentación y por supuesto al cambio del hábitat (Klein, 1989; Nichols et al., 2007; Gardner et al., 2008). Lo anterior ha permitido estudiar este grupo como indicador ecológico en disturbios antrópicos (Halffter & Favila, 1993; Nichols et al., 2007; Escobar, 2000; Gardner et al., 2008). Estudios previos han permitido proponer a este grupo como clave para monitoreo de procesos de restauración ecológica, debido a que el análisis de su diversidad a lo largo de estos procesos, puede evidenciar un acercamiento a las características naturales del ecosistema que se quiere restaurar, y se relaciona

claramente con la diversidad de vertebrados, de tal manera que muestra una relación con los procesos de colonización, y abandono o uso de nuevas coberturas por parte de los mismos (Spector, 2006; Nichols et al., 2007, 2008).

Monitoreo

Se realizaron muestreos en las coberturas intervenidas (H y PE), desde abril de 2017, cada tres meses hasta marzo de 2018, con la finalidad de detectar cambios en la riqueza de especies en este periodo de tiempo, dichos muestreos fueron realizados con igual metodología e intensidad (esfuerzo de muestreo), realizado durante el diagnóstico con el fin de hacer comparables los resultados.

Para H, se capturaron cuatro individuos pertenecientes a dos especies durante el primer monitoreo y 15 individuos pertenecientes a siete especies, durante el segundo monitoreo; durante el tercer y cuarto monitoreo no se registró ninguna especie (Tabla 2).

Tabla 2. Abundancia de especies de escarabajos coprófagos durante el diagnóstico y monitoreo para H (Helechal). **D.** Diagnóstico; **M.** Monitoreo. Números 1-4 corresponden a cada monitoreo.

Especie	D	M-1	M-2	M-3	M-4	Total
<i>Canthidium</i> sp. 2/27 H	0	0	2	0	0	2
<i>Canthidium</i> sp. 34 H	2	0	1	0	0	3
<i>Canthon politus</i> / 18H	0	0	1	0	0	1
<i>Canthon</i> sp. 1	0	0	1	0	0	1
<i>Deltochilum</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0
<i>Dichotomius</i> aff. <i>satanas</i>	4	3	5	0	0	12
<i>Dichotomius</i> aff. <i>tristis</i>	1	0	0	0	0	1
<i>Eurysternus</i> aff. <i>contractus</i>	1	0	0	0	0	1
<i>Eurysternus</i> <i>marmoreus</i>	6	0	1	0	0	7
<i>Ontherus</i> sp. 3	0	0	0	0	0	0
<i>Onthophagus curvicornis</i>	112	1	4	0	0	117
<i>Uroxys braquialis</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Uroxys pauliani</i>	0	0	0	0	0	0
Total	126	4	15	0	0	145

Para P, durante el primer monitoreo se capturaron dos individuos de *Canthon* sp. 1, que corresponde a una especie que no había sido registrada durante el diagnóstico en ninguna de las zonas intervenidas, ni sistemas de referencia, mientras que, para el segundo monitoreo fueron capturados seis individuos pertenecientes a cuatro especies; durante el

tercer monitoreo, la abundancia de escarabajos fue nula con cero individuos, mientras que para el cuarto monitoreo aumentó considerablemente, 34 individuos capturados, pertenecientes a cinco especies, y reiterando la presencia de *Canthon* sp. 1 en esta cobertura (Tabla 3).

Tabla 3. Abundancia de especies de escarabajos coprófagos durante el diagnóstico y monitoreo para P (Pastizal). **D.** Diagnóstico; **M.** Monitoreo. Números 1-4 corresponden a cada monitoreo.

Especie	D	M-1	M-2	M-3	M-4	Total
<i>Canthidium</i> sp. 2/27 H	0	0	0	0	0	0
<i>Canthidium</i> sp. 34 H	0	0	0	0	0	0
<i>Canthon politus</i> /18H	1	0	0	0	2	3
<i>Canthon</i> sp. 1	0	2	1	0	1	4
<i>Deltochilum</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0
<i>Dichotomius</i> aff. <i>satanas</i>	3	0	1	0	6	10
<i>Dichotomius</i> aff. <i>tristis</i>	3	0	0	0	0	3
<i>Eurysternus</i> aff. <i>contractus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Eurysternus</i> <i>marmoreus</i>	5	0	1	0	16	22
<i>Ontherus</i> sp. 3	0	0	0	0	0	0
<i>Onthophagus curvicornis</i>	87	0	3	0	9	99
<i>Uroxys braquialis</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Uroxys pauliani</i>	1	0	0	0	0	1
Total	100	2	6	0	34	142

¿Qué pueden decir estas cifras sobre la restauración ecológica en el sector de la Golconda?

En primer lugar, brinda información sobre el estado de conservación de los sistemas de referencia. La riqueza de especies muestra que tanto BR (12 especies) como BS (13) son los sistemas con mayor grado de conservación, debido a que albergan la mayor cantidad de especies, el sistema de referencia menos conservado y con una historia más reciente de disturbio es MD (3 especies), mientras que, RA tiene un grado de conservación intermedio entre las anteriores con nueve especies de escarabajos.

Es probable que esta riqueza sea reflejo del estado de sucesión en el que se encuentran estos sistemas, ya que BS y BR son bosques maduros, mientras que, el rastrojo alto (RA) es una cobertura que por su estructura, puede brindar cierta oferta de espacio

y recursos a especies generalistas como las pertenecientes al género *Dichotomius*, mientras que, el matorral denso (MD) al ser una cobertura con vegetación de bajo porte (< 2m), ofrece poco espacio para el vuelo de los escarabajos, además su reciente historia de uso de suelo, le hacen una zona con baja oferta de recursos, por lo cual, solamente se encontraron tres especies en bajas abundancias.

Una de las razones por las cuales el grado de conservación de un ecosistema puede ser indicado por su diversidad de escarabajos coprófagos, es que muchas especies son específicas de zonas poco intervenidas, géneros como *Canthidium*, *Canthon*, *Deltochilum*, *Ontherus* y *Uroxys* son reconocidos como indicadores positivos de conservación, ya que se reportan como muy abundantes y diversos al interior de bosques maduros (Cultid-Medina & Medina, 2015).

Se puede inferir que el nivel de conservación de la zona intervenida es bajo, pues, aunque tanto H como P tienen una riqueza de seis especies, en ambos casos la especie *Onthophagus curvicornis*, presentó las mayores abundancias (112 y 87 individuos respectivamente), mientras que las demás especies estuvieron representadas por menos de diez individuos. *O. curvicornis* es una especie de alta adaptabilidad y capacidad de colonización que, aunque puede habitar en bosques, frecuentemente domina en zonas abiertas y con disturbios antrópicos como potreros, matorrales y cultivos, por lo cual, es considerada una especie indicadora negativa para el estado de conservación de un lugar (Cultid-Medina & Medina, 2015).

A partir de esta información, se puede indagar sobre el cambio en la riqueza de especies que se presenta en las coberturas intervenidas, y a su vez, saber si estas coberturas están recuperando atributos ecológicos que le permitan a los escarabajos habitar allí. A pesar de que la recuperación de un ecosistema es un proceso a largo plazo (mayor a 10 años), imposible de evidenciar durante el tiempo de este estudio (corto plazo), es importante poder describir las primeras etapas en cuanto al monitoreo de escarabajos coprófagos, ya que actualmente no se conoce información que pueda dar luces sobre un comportamiento de las comunidades de escarabajos durante la restauración de un paisaje en Colombia (Cultid-Medina & Medina, 2015).

Para H, la cantidad de especies durante el segundo monitoreo aumentó a siete, sin embargo, las abundancias de todas las especies fueron menor de 10 individuos, la abundancia de *O. curvicornis* disminuyó drásticamente, mientras que la abundancia de *Dichotomius aff. satanas* aumentó de cuatro a ocho individuos con respecto del diagnóstico. Esto podría indicar un cambio leve en las condiciones de esta zona, que habrían desplazado las abundancias de la especie dominante a pastizales cercanos, permitiendo un uso de esta zona por especies generalistas como *D. satanas*; sin embargo, durante el tercer y cuarto monitoreo, no se capturó ningún individuo y la riqueza de especies fue cero.

A pesar de que un indicador del éxito de la restauración sea la disminución y/o desaparición de especies indicadoras negativas como *O. curvicornis* (Cultid-Medina & Medina, 2005), se espera de igual manera el aumento de la riqueza, con la llegada de especies como *D. satanas* o *Eurysternus marmoreus*, presentes en el sistema de referencia MD, o incluso de especies de RA como *Canthidium* sp. 34 H o *Canthon politus*. Esta disminución en la riqueza de escarabajos podría estar relacionada con la tasa de supervivencia de las plantas establecidas en la zona, la cual disminuyó considerablemente durante los dos últimos momentos del monitoreo, que generó un ambiente dominado por helechos con zonas de suelo descubierto, altamente compactado, y con impacto directo de radiación solar (Cultid-Medina & Medina, 2015). De esta manera, aún no es posible evaluar de manera certera el proceso de restauración ecológica llevado a cabo en esta zona.

En cuanto a P, la riqueza y abundancia de escarabajos, fue creciente en términos generales del estudio. Salvo el tercer monitoreo en el que la cantidad de especies fue nula, la riqueza de especies aumentó de una especie con dos individuos durante el primer monitoreo a cinco especies y 34 individuos en el cuarto. Las abundancias

de *Onthophagus curvicornis* disminuyeron de forma considerable con respecto del diagnóstico, que puede indicar, un cambio favorable en la cobertura después de la intervención, y como se había mencionado, esta especie es indicadora negativa, y se considera que la calidad de un hábitat tiene una relación inversa con sus abundancias (Cultid-Medina & Medina, 2015); de forma complementaria, esta disminución en la abundancia, podría ser explicada por la ausencia de excremento de ganado, recurso que es altamente aprovechado por *O. curvicornis*, presente durante los muestreos de diagnóstico, pero no disponible durante todo el tiempo de monitoreo.

Durante el primer, segundo y cuarto monitoreo se reportó la presencia de *Canthon* sp. 1, que no había sido registrada durante el diagnóstico, sugiriendo la oferta de alguna característica nueva en esta cobertura, desde el primer momento de la intervención, que posibilitó su uso para esta morfoespecie en los diferentes momentos del monitoreo; sin embargo, es necesario realizar la determinación taxonómica hasta nivel de especie, con el fin de encontrar información que pueda orientar sobre las características autoecológicas y comportamentales de la misma ¡si las hay!. Se sabe que las especies del género *Canthon* son propias de interior de bosque, lo cual podría indicar un proceso de cambio en la cobertura, inicialmente dominada por pastos, hacia un ambiente más boscoso y complejo. Aun así, esto es incierto, ya que esta morfoespecie fue encontrada en el momento inmediato a la intervención, pero aún P era una cobertura abierta con pocos árboles de alto porte. Una hipótesis a probar, es que, esta morfoespecie esté asociada al excremento de algún mamífero atraído por la oferta alimenticia que pudiese representar la conglomeración de algunas plantas específicas en la intervención.

¿Qué relación hay entre los escarabajos coprófagos y las diferentes coberturas vegetales en el sector de la Golconda? Cada cobertura representa una comunidad de plantas en diferente estado sucesional, en el que la complejidad de la misma es proporcional a la composición y estructura vegetal. Igualmente, coberturas como P y H, en donde dominan gramíneas exóticas y helechos de rápida dispersión, tienden a ser menos complejos que, B, B1 y B2, y están compuestas por una mayor cantidad de especies vegetales con árboles de alto porte y estructuras de tipo boscoso. Se conoce que la diversidad vegetal, tiene una relación directa con la diversidad de escarabajos coprófagos (Nichols et al., 2007), de manera que bosques y ecosistemas complejos tienen capacidad de albergar mayor diversidad de estos insectos, que aquellos ecosistemas de baja complejidad como pastizales.

Con el fin de profundizar sobre las relaciones ecológicas entre los escarabajos coprófagos presentes en el área y las coberturas vegetales en donde fueron encontrados, se realizaron análisis que involucraron la diversidad de estos insectos, y la estructura de cada cobertura. La información registrada en el periodo entre 2017 y 2018, a partir de las especies plantadas (diámetro a la altura del pecho, altura, estado fenológico, estado fitosanitario y cobertura), así como el recambio de especies de plantas e insectos en el tiempo. La matriz de cobertura vegetal sobre la cual se establecieron las plantaciones (bajo el modelo de núcleos), en ambos casos, dominada por diferentes especies de gramíneas exóticas.

Complejidad del muestreo. El primer paso, para estos análisis fue evaluar la eficiencia de los muestreos. Esto consiste, en términos generales, en saber si la cantidad de especies encontradas a través de las metodologías propuestas representa la diversidad real de especies de escarabajos presentes en cada cobertura, o en qué proporción está representada dicha diversidad por las especies capturadas en los muestreos. Esto, debido a que, las inferencias en términos de diversidad y relaciones planta-insecto no serían acertadas, si el inventario de especies fuera incompleto o tuviese una baja representatividad.

Para ello se desarrolló el cálculo de estimadores de riqueza no paramétricos basados en incidencias, más utilizados en estudios de diversidad y conservación: ICE (Incidence Coverage-based Estimator, Chao & Lee, 1992), Chao2 (Chao, 1984), Jackknife de primer orden (Heltshe & Forrester, 1983) y Jackknife de segundo orden (Heltshe & Forrester, 1983), que no requieren el cumplimiento de supuestos, frente a la distribución de las incidencias de las especies, y no requiere ajustar un modelo matemático en particular (Gotelli & Colwell, 2011).

Estos estimadores permiten determinar a través de una curva, la acumulación asintótica con una fase creciente inicial, relacionada con bajas incidencias de las especies con pocas muestras, mientras la fase asintótica es cuando disminuye el número de especies con incidencias bajas (especies raras) (Gotelli & Colwell, 2011), los cálculos se realizaron con EstimateS 9.1.0. (Colwell, 2016), así las curvas de acumulación se realizaron a través ggplot2 (Wickham et al., 2018; Moreno, 2001).

En total se registraron 3.751 escarabajos, en ocho géneros y 15 especies. La mayor riqueza se halló en los bosques (BS y BR) con 13 especies, luego en los helechales y rastrojos (vegetación secundaria) con nueve especies cada uno. La especie más abundante, es *Canthidium* sp. con 1.564 individuos, y las especies menos abundantes pertenecen a *Canthon*, *Dichotomius* y *Ontherus* (Tabla 4, Fig. 16).

La cobertura con más escarabajos fue el bosque ripario, con 2.199 individuos, el rastrojo bajo con 14 individuos. La mayor riqueza la presentaron los géneros *Uroxys* con tres especies, luego *Canthidium*, *Canthon*, *Eurysternus*, *Ontherus* y *Dichotomius* con dos especies cada uno, mientras que *Deltochilum* y *Onthophagus* con una especie cada uno (Tabla 4).

Tabla 4. Abundancia de especies de escarabajos para las comunidades vegetales, en el PNN SYA. BS: Bosque Secundario, BR: Bosque Ripario 1, H: Helechal, PEI: Pastizal Enmalezado 1, RA: Rastrojo Alto, RB: Rastrojo Bajo.

Especie	BS	BR	H	PEI	RA	RB	Total
<i>Canthidium</i> sp. 2/27 H	85	88	2	0	26	0	201
<i>Canthidium</i> sp. 34 H	200	1307	3	0	54	0	1564
<i>Canthon</i> aff. <i>politus</i> / 18H	88	395	1	3	11	0	498
<i>Canthon</i> sp. 1	0	0	1	4	0	0	5
<i>Deltochilum</i> sp. 1	40	37	0	0	8	0	85
<i>Dichotomius</i> aff. <i>satanas</i>	319	131	12	10	79	1	552
<i>Dichotomius</i> aff. <i>tristis</i>	1	0	1	3	0	0	5
<i>Eurysternus</i> aff. <i>contractus</i>	2	17	1	0	0	0	20
<i>Eurysternus</i> <i>marmoreus</i>	15	21	7	22	3	3	71
<i>Ontherus</i> sp. 1	1	3	0	0	0	0	4
<i>Ontherus</i> sp. 3	9	5	0	0	4	0	18
<i>Onthophagus</i> <i>curvicornis</i>	50	10	117	99	16	10	302
<i>Uroxys</i> <i>braquialis</i>	128	68	0	0	0	0	196
<i>Uroxys</i> <i>pauliani</i>	104	39	0	1	8	0	152
<i>Uroxys</i> sp. 3	0	78	0	0	0	0	78
Total	1042	2199	145	142	209	14	3751

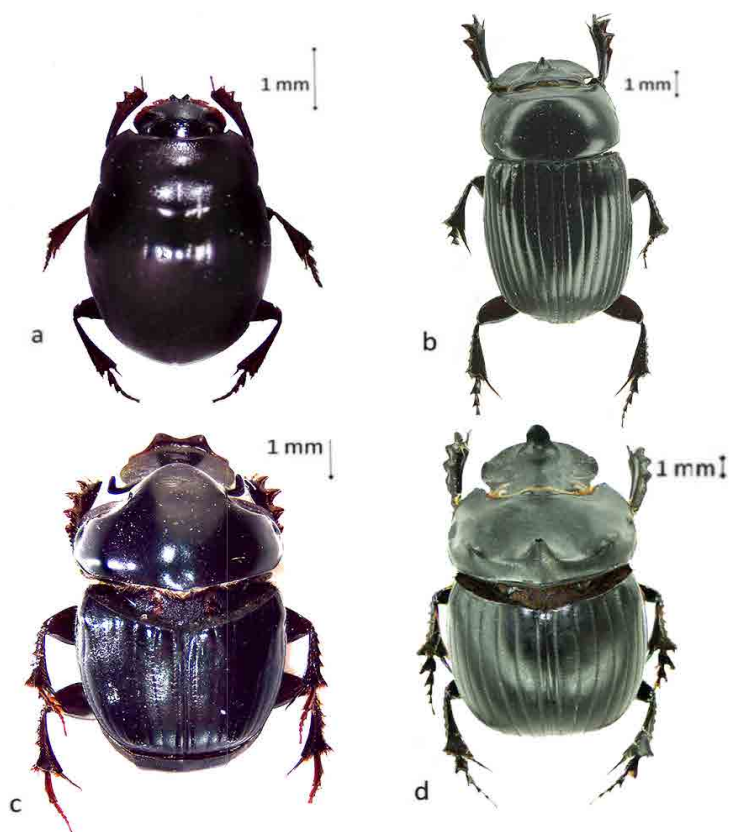


Figura 16. Escarabajos colectados en el PNN SYA. **a.** *U. braquialis*; **b.** *Ontherus* sp. 1; **c.** *O. curvicornis*; **d.** *D. satanas*.

Uroxys sp. 3, fue especie exclusiva para BR. Dos especies se encontraron en dos coberturas, *Canthon* sp. 1 hallada en H y PE1, y *Ontherus* sp. 1 presente en BS y BR. Las especies que se encontraron en todas las coberturas fueron *Dichotomius* aff. *satanas*, *Eurysternus marmoreus* y *Onthophagus curvicornis*, demostrando hábitos generalistas, y como *U. brachialis* y *Ontherus* sp. 1, fueron exclusivas en coberturas conservadas (BS y BR), como posibles indicadoras.

Los estimadores de riqueza no paramétricos calculados, reflejaron una alta eficiencia para el estudio, mostrando curvas de acumulación asintóticas conforme aumenta el número de muestras, las curvas duplicadas y únicas, reflejan una tendencia a caer según se incrementa el número de muestras (Fig. 17), que indica que los muestreos realizados, fueron suficientes para encontrar casi la totalidad de especies que se pueden presentar en la zona, dando lugar a una mínima probabilidad de encontrar especies nuevas en el sector de la Golconda.

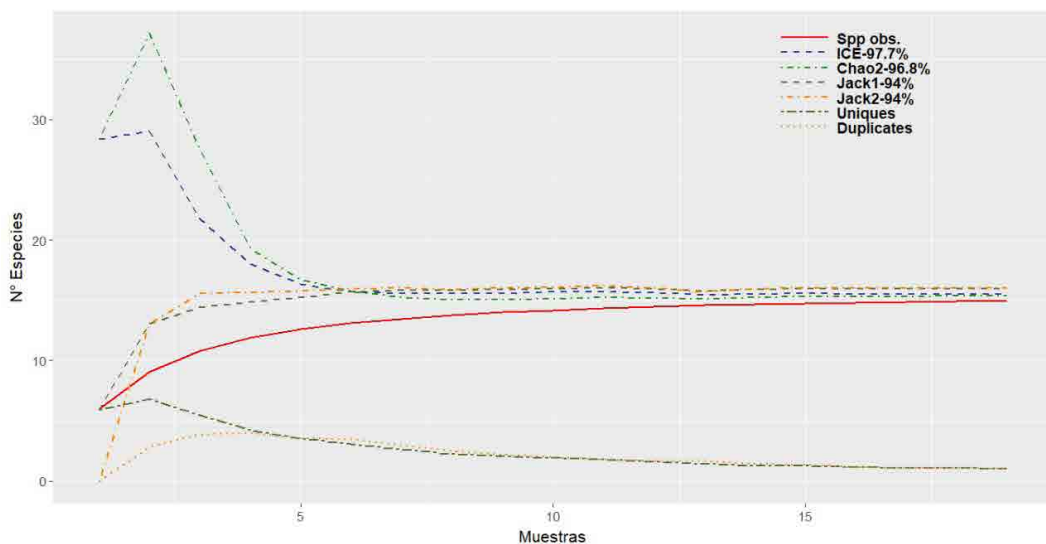


Figura 17. Diversidad alfa para coleópteros en el PNN SYA.

Diversidad alfa (α): Perfiles de diversidad y números de Hill. Es la medida intrínseca de la composición (número de especies) y estructura (especies dominantes y especies raras) de las comunidades. Su importancia radica en que la medición de estos atributos, permite la comparación de la diversidad de escarabajos coprófagos de cada cobertura, de manera que, esta pueda servir para conocer el estado de conservación de las coberturas evaluadas.

Para una valoración integral asociada a cada una de las coberturas evaluadas y la comparación entre ellas, se elaboraron perfiles de diversidad con los números de Hill (1973), según Jost (2006), donde cada número se relaciona a un orden de diversidad en particular. El orden 0 (0D) representa el número total de especies recolectadas (Riqueza de especies), el primer orden (1D) representa el número de especies con incidencias equitativas (uniformidad- exponencial del índice de entropía de Shannon), y el segundo orden (2D) corresponde al número de especies con mayores incidencias (dominancia- inverso del índice de Simpson) (Chao & Jost, 2015). El cálculo de los perfiles de diversidad se hizo con "SpadeR" (Chao et al., 2016); así, se evaluaron las diferencias entre grupos por cobertura a través del solapamiento de los intervalos de confianza (95%) de cada uno de los órdenes (Chao & Jost, 2015).

Así se evidenció la mayor riqueza (q_0) en coberturas con mayor complejidad estructural y composicional, es decir, los bosques (B1_0 y B2_0), con 13 especies en cada una; así, las especies se distribuyen más equitativamente en el bosque secundario (B1_0), con una diversidad un poco más alta, con respecto a las otras coberturas muestreadas (Fig. 18).

Las coberturas inicialmente intervenidas tienen una baja riqueza con relación a los sistemas de referencia, debido a una menor disponibilidad de recursos, por ejemplo, alimento o refugio, y las especies halladas son generalistas, como *O. curvicornis* y *D. satanas*.

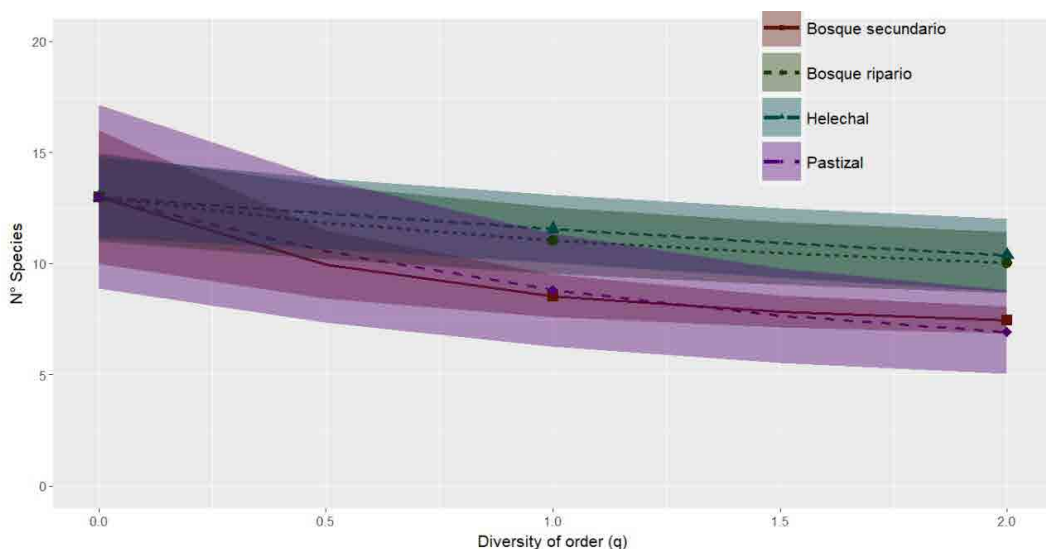


Figura 18. Diversidad alfa en función de la riqueza de especies ($q = 0$), el exponencial del índice de entropía de Shannon ($q = 1$) y el inverso del índice de Simpson ($q = 2$) o inverso del índice de Simpson.

Diversidad beta (β). Para establecer las posibles relaciones entre la diversidad de escarabajos coprófagos, las características físicas en cada etapa sucesional de cada cobertura, mediante un análisis de correspondencia sin tendencia o DCA (Detrended Correspondence Analysis). Este método permite estimar unidades de desviación estándar del recambio de especies (Hammer & Harper, 2005; Borcard et al., 2011; Correa-Metrio et al., 2014; Gauch, 1982; Hill & Gauch, 1980). El DCA se realizó con Vegan (Oksanen et al., 2018) y se ilustraron con ggplot2 (Wickham et al., 2018), a través de RStudio (RStudio Team, 2017) para el programa R (R Core Team, 2017).

Este análisis entre las abundancias de coleópteros sobre los diversos tipos de coberturas en el sector de la Golconda, muestra que, el 82,8 % de la variabilidad de los datos, fue explicada por los dos primeros ejes del modelo (Fig. 19). El primer eje discriminó las coberturas, por su estructura y composición, y el segundo eje los separó en función de la proximidad de las coberturas que, como el rastrojo, están más próximos en composición y estructura a los bosques. Así las cosas, la variación de la diversidad de escarabajos coprófagos es explicada en un 67,3% por el tipo de cobertura, siendo las coberturas más complejas como los bosques, aquellas que presentan una mayor capacidad de albergar especies e individuos de escarabajos. El 15,5% de esta variación, se explica por la cercanía de las coberturas a aquellas con mayor diversidad de escarabajos, indica que la riqueza y abundancia de estos insectos en determinadas coberturas, está relacionada a su capacidad de colonizar y moverse entre las diferentes coberturas evaluadas.

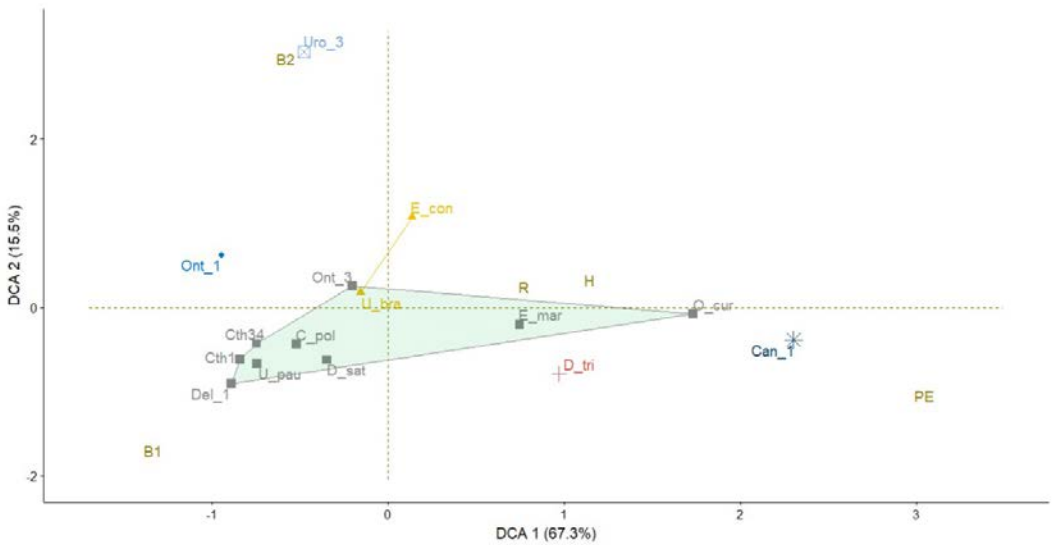


Figura 19. Análisis de correspondencias sin tendencia (DCA) realizado entre las abundancias de coleópteros y las comunidades vegetales.

El bosque secundario y el pastizal tienen las especies menos semejantes, y explica el 67% de la variabilidad del modelo, más heterogéneas en la composición de especies, siendo una importante diferencia en la presencia/ocurrencia de estas especies, en función de las comunidades vegetales; y muestran diversos estadios sucesionales en el área de estudio. Datos que coinciden con los estercoleros, sus mayores riquezas y abundancias en los bosques como las áreas más conservadas (Nichols et al., 2007).

Si se hace referencia a la propuesta de trayectoria ecológica establecida como hipótesis de trabajo para abordar la restauración ecológica, se puede observar una mayor semejanza en la composición de especies de coleópteros entre bosques, respecto a rastrojo, helechal y pastizal. Dicha composición, en este caso refleja un gradiente que concuerda con las etapas esperadas en la sucesión ecológica de las coberturas intervenidas, por lo que se espera que la diversidad de escarabajos coprófagos, sea similar a las encontradas, conforme va pasando el tiempo de la intervención, pasando por algunas etapas. De esta forma, se esperaría que, a largo plazo, las coberturas intervenidas se hayan transformado en coberturas boscosas con una diversidad de escarabajos similar a la de los bosques de referencia evaluados en este estudio.

Dicho de otra manera, se observa una tendencia hacia la mayor semejanza de la riqueza de escarabajos entre los bosques con el rastrojo alto, y entre pastizal, helechal y rastrojo bajo, en una clara segregación por el gradiente de recursos que potencialmente se ofertan para los escarabajos. Lo que indica una tendencia a una mayor especialización en función de una alta complejidad estructural de las comunidades vegetales. Un ejemplo, es la especie más abundante en P y H, *O. curvicornis*, que es considerada como generalista e indicadora negativa, en hábitats donde las coberturas son abiertas y de baja complejidad estructural. En estas comunidades vegetales, la abundancia de la especie disminuyó considerablemente,

una vez iniciados los procesos de plantación como se había mencionado; esto puede dar indicios del posible efecto causado por el incremento de la cobertura de especies nativas, permitiendo justificar, el uso de los coleópteros coprófagos como indicadores de avances en procesos de restauración ecológica en sus primeras fases.

Hormigas (Hymenoptera: Formicidae)

Son organismos ampliamente conocidos por el alto nivel de organización social (eusocialidad) que presentan la mayoría de sus especies, en la que los individuos forman colonias estructuradas jerárquicamente con una separación de castas especializadas en funciones específicas. Su diversidad taxonómica y funcional, las hacen partícipes de procesos naturales de alta importancia para los ecosistemas que habitan (Hölldobler & Wilson, 1990). El hábito de algunas especies de construir las colonias bajo tierra, favorece el flujo de nutrientes y su mineralización, ya que remueven constantemente las partículas del suelo, intercambiando así material subterráneo con sustrato de la superficie, a la vez que crean túneles y conductos (Wagner et al., 2004); lo que además contribuye a mejorar características del suelo como textura y pH (Wilson, 2000; Lafleur et al., 2005).

Estos insectos intervienen directamente en la arquitectura de las coberturas vegetales, y son considerados como agentes importantes en la restauración espontánea o asistida de bosques, ya que participan activamente en la dispersión de semillas, proceso llamado, mirmecocoria; incluso, existen especies de plantas cuyas semillas solo pueden germinar cuando han sido llevadas al interior del hormiguero, en donde emiten aromas que atraen insectos que serán depredados por las hormigas, constituyendo uno de los tantos ejemplos de mirmecofilia (relación mutualista entre hormigas y plantas) (Krebs, 1994).

Las hormigas constituyen un grupo de insectos relativamente bien estudiado, con casi 13.000 especies descritas, agrupadas en alrededor de 290 géneros y 21 subfamilias (Ward, 2007). Este es un atributo útil en el monitoreo y evaluación de procesos de restauración, pues permite conocer con cierta exactitud, las entidades taxonómicas (especies) que llegan o se van de un lugar intervenido a lo largo del tiempo (Escobar et al., 2007; Domínguez-Haydar & Armbrrecht, 2011); además, poder identificar las especies propias de sitios conservados o no, las convierten en insectos que brindan buena información en cuanto a la bioindicación y diagnóstico del grado de conservación de un ecosistema (Agosti, 2000; Andersen & Majer, 2004; Andersen & Brault, 2010).

Lo anterior, junto a otras características, han hecho que su monitoreo sea una herramienta usada recientemente para la evaluación de los procesos de restauración. El recambio de especies de hormigas en una cobertura vegetal sometida a siembras asistidas, puede, dependiendo de las especies que llegan o se van, indicar si el proceso ha sido exitoso o no, ya que muchas especies son altamente relacionadas a determinados hábitats, y sensibles a cambios antropogénicos en los usos del suelo (Roth et al., 1994; Armbrrecht et al., 2005).

A continuación se presentan los resultados del diagnóstico y monitoreo de hormigas durante el proceso de restauración ecológica en el sector de la Golconda, al igual que el análisis sobre la posible relación de la diversidad de hormigas con el tipo de cobertura, para esto se usaron las mismas metodologías aplicadas a

escarabajos coprófagos (Cobertura de muestreo: ICE, Chao 2, Jackknife de segundo orden, singletons y doubletons, análisis de diversidad alfa: números de Hill; análisis de diversidad beta: DCA), en datos obtenidos desde el año 2016 hasta el año 2018, por lo que se sugiere revisar el apartado correspondiente en la sección de escarabajos coprófagos para cualquier aclaración sobre los métodos; sin embargo, la única diferencia en la aplicación de los métodos fue, para el caso de las hormigas, se utilizó información de incidencia (presencia/ausencia) debido a sus altas abundancias.

Monitoreo. Se realizaron dos muestreos de monitoreo en las coberturas intervenidas a saber H y P, durante abril de 2017 y marzo de 2018, con la finalidad de intentar detectar cambios en la riqueza de

morfoespecies de hormigas a lo largo de este tiempo, dichos muestreos fueron realizados siguiendo la misma metodología e intensidad, realizado durante el diagnóstico con el fin de hacer comparables los resultados.

Para H, se evidenció un aumento en la riqueza de especies a lo largo del monitoreo, pasando de siete morfoespecies registradas durante el diagnóstico en el año 2016, a 18 morfoespecies registradas en el último monitoreo en el año 2018 (Moreno-Mancilla et al., 2018). *Camponotus* sp. 1, *Cyphomyrmex* sp. 1, *Odontomachus* sp. 1, *Pheidole* sp. 1 y *Solenopsis* sp. 1 fueron morfoespecies que se mantuvieron en esta cobertura a lo largo del tiempo evaluado, mientras que la única morfoespecie que desapareció durante el monitoreo fue *Nylanderia* sp. 1 (Tabla 5).

Tabla 5. Presencia y ausencia de morfoespecies de hormigas monitoreo para H (Helechal). **D.** Diagnóstico; **M.** Monitoreo. Números 1-2 corresponden a cada monitoreo.

Morfoespecie	D	M-1	M-2	Total
<i>Acromyrmex</i> sp. 1	0	1	1	2
<i>Camponotus</i> sp. 1	1	1	1	3
<i>Camponotus</i> sp. 2	0	0	1	1
<i>Cyphomyrmex</i> sp. 1	1	1	1	3
<i>Hypoponera</i> sp. 1	0	1	1	2
<i>Labidus</i> sp. 1	0	0	1	1
<i>Linepithema</i> sp. 1	0	1	1	2
<i>Linepithema</i> sp. 2	0	0	1	1
<i>Nylanderia</i> sp. 1	1	0	0	1
<i>Odontomachus</i> sp. 1	1	1	1	3
<i>Pachycondyla</i> sp. 1	0	1	1	2
<i>Pachycondyla</i> sp. 2	0	1	1	2
<i>Pheidole</i> sp. 1	1	1	1	3
<i>Pheidole</i> sp. 2	0	1	1	2
<i>Pheidole</i> sp. 3	0	0	1	1
<i>Pheidole</i> sp. 4	0	0	1	1
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 1	1	0	1	2
<i>Solenopsis</i> sp. 1	1	1	1	3
<i>Solenopsis</i> sp. 2	0	0	1	1
Total	7	11	18	

Aunque en términos generales, la riqueza en P también aumentó durante el tiempo de estudio, hubo una disminución en el número de morfoespecies registradas durante el primer monitoreo (2017), inmediatamente después de las siembras. Al igual

que en H, las morfoespecies que permanecieron durante todo el tiempo evaluado fueron *Camponotus* sp. 1, *Pheidole* sp. 1 y *Solenopsis* sp. 1, mientras que *Anochetus* sp. 1, *Atta* sp. 1 y *Megalomyrmex* sp. 1 desaparecieron durante el monitoreo (Tabla 6).

Tabla 6. Presencia y ausencia de morfoespecies de hormigas monitoreo para P (Pastizal). **D.** Diagnóstico; **M.** Monitoreo. Números 1-2 corresponden a cada monitoreo.

Morfoespecie	D	M-1	M-2	Total
<i>Anochetus</i> sp. 1	1	0	0	1
<i>Atta</i> sp. 1	1	0	0	1
<i>Brachymyrmex</i> sp. 1	0	0	1	1
<i>Camponotus</i> sp. 1	1	1	1	3
<i>Labidus</i> sp. 1	0	0	1	1
<i>Linepithema</i> sp. 1	0	0	1	1
<i>Megalomyrmex</i> sp. 1	1	0	0	1
<i>Odontomachus</i> sp. 1	0	0	1	1
<i>Pachycondyla</i> sp. 1	0	0	1	1
<i>Pheidole</i> sp. 1	1	1	1	3
<i>Pheidole</i> sp. 2	0	0	1	1
<i>Pheidole</i> sp. 3	0	0	1	1
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 1	0	1	0	1
<i>Solenopsis</i> sp. 1	1	1	1	3
<i>Solenopsis</i> sp. 2	0	0	1	1
Total	6	4	11	

¿Qué nos pueden decir estas cifras sobre la restauración ecológica en el sector de la Golconda?

En primera instancia, y como se indica en los resultados de los escarabajos coprófagos, los bosques al ser ecosistemas más complejos y con una mayor diversidad vegetal, pueden albergar mayor cantidad de especies de hormigas, indicando que representan ambientes con mayor nivel de conservación. Aun así, H también presenta siete morfoespecies, que es un reflejo de la forma en que responden las comunidades de hormigas al grado de conservación de un hábitat, que es diferente a la de las comunidades de escarabajos coprófagos y, por lo tanto, el potencial en bioindicación y evaluación de procesos de restauración es diferencial entre ambos grupos. Por su parte, la riqueza de morfoespecies en pastizal fue

la menor, debido a que es un ecosistema con baja capacidad para albergar especies de hormigas.

Esta información también permite reconocer las morfoespecies exclusivas, tanto de los sistemas de referencia, como de las coberturas intervenidas, de tal manera que su aparición o desaparición, pueden indicar si el proceso de restauración presenta los resultados esperados. Por ejemplo, *Brachymyrmex* sp. 1, fue una especie exclusiva de los bosques de referencia durante el diagnóstico, teniendo en cuenta que, según la trayectoria ecológica, propuesta como hipótesis de trabajo en la restauración, tanto H y PEI deben a lo largo del tiempo ser similares en composición y estructura a BS, BR1 y BR2, se espera que esta morfoespecie se establezca, luego de determinado tiempo en pastizales y helechales intervenidos.

Así, la aparición de *Brachymyrmex* sp. 1 en P durante el segundo monitoreo, podría estar indicando un cambio en esta cobertura, generado por el proceso de restauración, que ha permitido su llegada y posible establecimiento, en lo que antes era un pastizal.

De igual manera, la desaparición de morfoespecies como *Nylanderia* sp. 1, exclusiva de H durante el diagnóstico, puede indicar que las siembras han generado una modificación en esta cobertura, provocando la migración de esta morfoespecie, que posiblemente haya estado habitando el lugar por alguna característica o recurso propio del helechal inicial. Sin embargo, para afirmar estas hipótesis es necesario identificar estos morfotipos hasta nivel de especie, con el fin de saber si representan especies que hayan sido propuestas como indicadoras de calidad de hábitat.

El aumento de la riqueza de morfoespecies en sí mismo, tanto en H como en PE1, indica que estas coberturas han sido colonizadas por diferentes tipos de hormigas a lo largo del monitoreo. Esto refleja que dichas coberturas están ofreciendo algún tipo de recurso o condición ambiental que estaba ausente en el diagnóstico, y que ha aparecido probablemente en relación a la siembra y establecimiento de especies vegetales durante el proceso de restauración. Aun así, para H este cambio puede estar relacionado con la baja tasa de supervivencia de las plantas establecidas, pues esto generó un ambiente abierto con alta exposición a la radiación solar, y características de suelo compactado y erosionado, que favoreció la llegada de hormigas de la subfamilia Myrmicinae, ampliamente conocida por ser generalistas y con alta adaptabilidad a ambientes perturbados (Arcila & Lozano-Zambrano, 2003), como *Pheidole* sp. 3, *Pheidole* sp. 4 y *Solenopsis* sp. 2. No obstante, para corroborar la relación que pueda tener el aumento de la riqueza de hormigas con la restauración, es necesario seguir monitoreando a mediano y largo plazo el proceso, además de identificar con mayor resolución las hormigas registradas.

Por otro lado, se ha propuesto que la bioindicación y evaluación de procesos de restauración mediante hormigas, debe ser enfocada no tanto a especies, sino a grupos funcionales, con referencia a la presencia o recuperación de funciones en un ecosistema, mediante la llegada de especies de hormigas (Arcila & Lozano-Zambrano, 2003). De esta manera, la llegada de morfoespecies como *Odontomachus* sp. 1 y *Pachycondyla* sp. 1 durante el último monitoreo en P, podría representar la recuperación de una función dentro de la cobertura, que tiene que ver con el control de especies de artrópodos, que puedan ser depredadas por estas "cazadoras solitarias"; sin embargo, esto se debe comprobar mediante análisis de diversidad funcional y, como se mencionó antes, monitoreo a mediano y largo plazo de las comunidades de hormigas en el proceso de restauración.

¿Qué relación hay entre las hormigas y las diferentes coberturas vegetales en el sector de la Golconda? Con el fin de profundizar sobre las relaciones ecológicas entre las hormigas y las coberturas vegetales, se realizaron análisis que involucraron la diversidad de estos insectos, y la estructura de cada cobertura. La información comprendió el periodo entre 2017 y 2018, con datos de las especies establecidas (DAP, altura, fenología, estado fitosanitario y cobertura) y del recambio de especies de plantas e insectos en el tiempo. La matriz de cobertura sobre la que fue establecida la plantación, en ambos casos, dominada por diferentes especies de gramíneas exóticas.

Para estos análisis se incluyeron las comunidades vegetales que constituyeron los sistemas de referencia en el proceso de restauración (BS, BR1 y BR2), y aquellas coberturas que fueron intervenidas mediante siembras (H y PE).

Complejidad del muestreo. En total hay 28 morfoespecies, en 17 géneros (Tabla 7). La mayor riqueza fue en H con 19 morfoespecies, luego BR1 con 16; por el contrario, la menor riqueza de hormigas fue BR2 y BS con seis y siete morfoespecies respectivamente. Los géneros *Odontomachus* y *Camponotus* fueron observados en la mayoría de las comunidades vegetales estudiadas, siete y seis, respectivamente. En contraste, *Anochetus*, *Atta*, *Crematogaster*, *Cyphomyrmex*, *Neoponera* y *Pheidole*, se observaron en una sola comunidad vegetal. *Crematogaster* sp. 2 e *Hipoponera* sp. 1 se encontraron en dos coberturas vegetales, sin embargo, no fueron exclusivos de sistemas conservados ni de sistemas intervenidos.

Tabla 7. Presencia de morfoespecies de hormigas para las coberturas vegetales, en el sector de la Golconda, PNN SYA. 0: Ausencia, 1: Presencia; BS: Bosque Secundario, BR1: Bosque Ripario 1, BR2: Bosque Ripario 2, H: Helechal, PE1: Pastizal Enmalezado 1, PE2: Pastizal Enmalezado 2, PE3: Pastizal Enmalezado 3.

Morfoespecie	BR1	BS	BR 2	H	PE 1	PE 2	PE 3	Total
<i>Acromyrmex</i> sp. 1	1	0	0	1	1	1	0	4
<i>Anochetus</i> sp. 1	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Atta</i> sp. 1	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Brachymyrmex</i> sp. 1	1	1	1	0	1	0	0	4
<i>Camponotus</i> sp. 1	1	1	1	1	1	0	1	6
<i>Camponotus</i> sp. 2	1	0	0	1	0	1	0	3
<i>Crematogaster brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Crematogaster</i> sp. 2	1	0	0	0	0	0	1	2
<i>Cyphomyrmex</i> sp. 1	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Hypoponera</i> sp. 1	1	0	0	1	0	0	0	2
<i>Labidus</i> sp. 1	1	0	0	1	1	1	1	5
<i>Linepithema</i> sp. 1	0	0	0	1	1	0	0	2
<i>Linepithema</i> sp. 2	1	0	0	1	0	1	1	4
<i>Megalomyrmex</i> sp. 1	1	1	1	0	1	0	0	4
<i>Neoponera</i> sp. 1	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Nylanderia</i> sp. 1	1	1	1	1	0	0	0	4
<i>Odontomachus</i> sp. 1	1	1	1	1	1	1	1	7
<i>Pachycondyla</i> sp. 1	0	0	0	1	1	1	1	4
<i>Pachycondyla</i> sp. 2	1	0	0	1	1	0	0	3
<i>Pheidole</i> sp. 1	1	1	1	1	1	0	0	5
<i>Pheidole</i> sp. 2	0	0	0	1	1	0	1	3
<i>Pheidole</i> sp. 3	0	0	0	1	1	0	0	2
<i>Pheidole</i> sp. 4	0	0	0	1	0	1	0	2
<i>Pheidole</i> sp. 5	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 1	0	1	0	1	1	0	0	3
<i>Solenopsis</i> sp. 1	0	0	0	1	1	0	0	2
<i>solenopsis</i> sp. 2	0	0	0	1	1	0	0	2
<i>Solenopsis</i> sp. 3	1	0	0	0	0	1	1	3
Total	16	7	6	19	17	9	8	

Los muestreos realizados fueron suficientes por encontrar casi la totalidad de especies, que se pueden presentar en la zona, dando lugar a una mínima probabilidad de encontrar especies nuevas en el sector de la Golconda (Fig. 20).

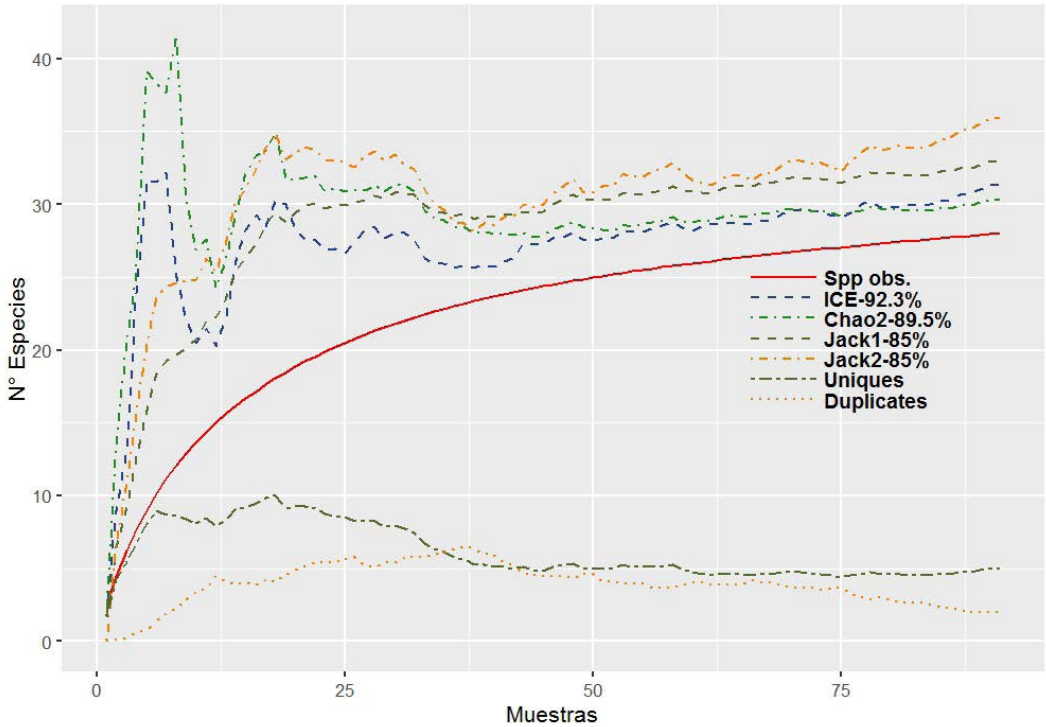


Figura 20. Diversidad alfa para hormigas en el PNN SYA.

Diversidad alfa (α): perfiles de diversidad y números de Hill. El mayor número de especies de hormigas se encontró en helechal (19 morfoespecies) y pastizal PE1 (17), con respecto a el bosque ripario, mejor conservado donde se hallaron 16 especies. En ambos casos, la diversidad de hormigas aumentó con el tiempo, así como, un incremento en la cantidad de especies (q_0), en equitatividad y dominancia (Fig. 21).

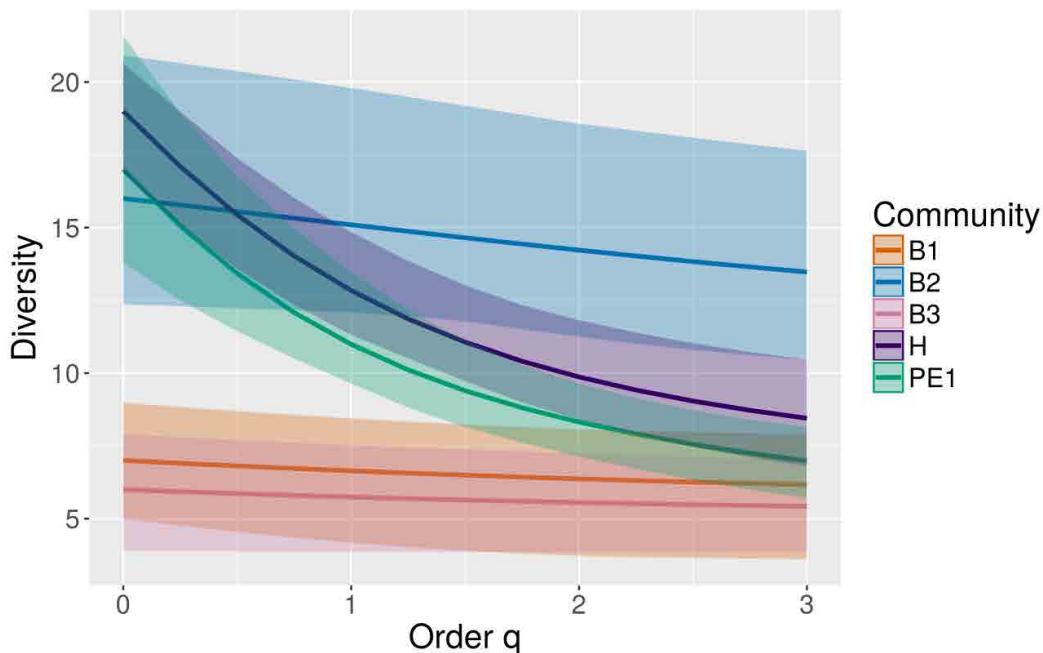


Figura 21. La diversidad alfa en función de la riqueza de especies ($q = 0$), el exponencial del índice de entropía de Shannon ($q = 1$) y el inverso del índice de Simpson ($q = 2$) o inverso del índice de Simpson.

En este caso, la presencia de un mayor número de especies en el helechal, puede explicarse como resultado de la combinación de condiciones propiciadas por las características del mismo experimento: el helecho *Pteridium arachnoideum* fue controlado –previa plantación– a través de un único corte de su biomasa aérea, lo que permitió la rápida expresión temprana del banco de semillas y posteriormente, el rebrote mismo de *P. arachnoideum* mediante reproducción vegetativa. El helechal ofertaba diversas condiciones microambientales –quizás– más favorables para el tránsito de los organismos (en comparación con los pastizales), una abundante hojarasca y una ubicación espacial entre fragmentos de bosque, que probablemente explican parte de lo observado.

Al menos 10 de las especies en el helechal, son grupos funcionales para los que las condiciones del suelo son muy relevantes, como: oferta de biomasa de la hojarasca, oportunidad de depredación en suelo (p. ej.: larvas de coleópteros e isópteros), entre otros; el incremento de la diversidad fue notablemente mayor al finalizar el segundo monitoreo, y la razón de cambio en la diversidad fue casi el doble, en contraste con el primer monitoreo (muestreo 0 con $q_0=4$; muestreo 2 con $q_0=11$), siendo consistente con lo observado en otros estudios (Arenas et al., 2015; Armbrrecht et al., 2005; Sanabria et al., 2014) debido a la rápida adaptación de las hormigas de suelo ante los cambios ambientales.

Diversidad beta (β). Con el DCA se analizó la riqueza de hormigas sobre diversos tipos de comunidades vegetales, lo que indicó que, un 70,5% de la variabilidad de los datos se explica con los dos primeros ejes del modelo. El primer eje discriminó

las comunidades vegetales por su complejidad estructural y composicional, entre tanto, el segundo eje los separó principalmente en función de la proximidad espacial entre comunidades dominadas por gramíneas exóticas y bosques. Esto indica que sí existe una relación entre la diversidad de hormigas y la comunidad vegetal de cada cobertura, que explica su variación en un 36,6%. De igual manera, la cercanía entre coberturas es otro factor importante que explica la variación de la diversidad de hormigas en un 34,4%; sin embargo, aún existe un 30% de la variación en la diversidad de hormigas, que se explica por otros factores no conocidos hasta el momento (Fig. 22).

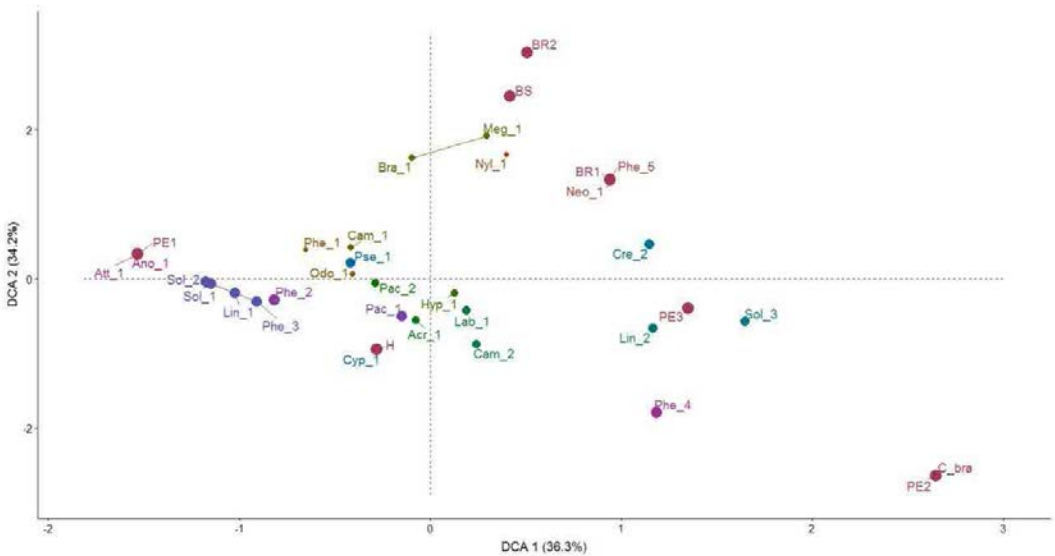


Figura 22. Análisis de correspondencias sin tendencia (DCA) realizado entre las abundancias de hormigas y las comunidades vegetales.

El bosque ripario (BR1) y el pastizal no. 1 (PE1) presentan las mayores diferencias en la semejanza entre especies, y explica el 36% de la variabilidad del modelo, a través de la composición de especies, lo que se interpreta como una importante diferencia en la presencia/ocurrencia de especies de hormigas en función de las comunidades vegetales (Fig. 23).

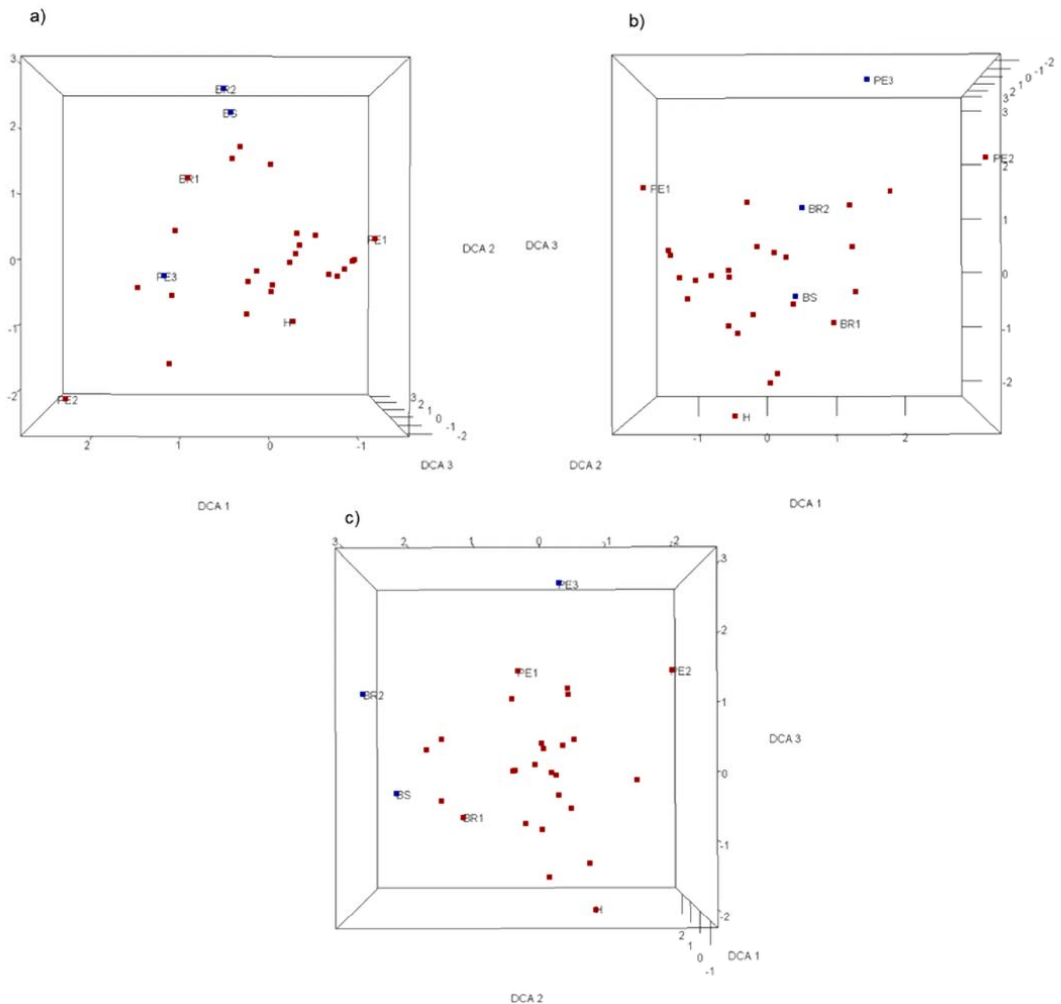


Figura 23. Análisis de correspondencia sin tendencia (DCA) realizado entre la riqueza de especies, en cuatro muestreos sobre diversos tipos de coberturas en PNN SYA. **a)** DCA entre componentes 1 y 2; **b)** DCA entre componentes 1 y 3; **c)** DCA entre componentes 2 y 3.

En una revisión preliminar de gremios, los géneros observados (Arenas et al., 2015), pertenecen a 11 gremios, que pese a la gran amplitud de características ecológicas que ellos expresan, y por su posible interés para la restauración, a saber:

- a) El género *Neoponera* se observó exclusivamente en uno de los bosques riparios. Es un género donde la mayoría de sus especies se alimentan y anidan en árboles (de Freitas et al., 2018); si es el caso de las especies observadas, implicaría que las condiciones en áreas en restauración aún no ofertan recursos para su colonización.
- b) *Pheidole*, no permite mayores conclusiones, sus comportamientos diversos, desde especies exclusivas de bosques, a aquellas con amplia

distribución entre bosques y pastizales, hasta especies exclusivas de pastizales.

- c) *Brachymyrmex* asociado con actividad especializada, y parece buen indicador de áreas en proceso de recuperación (Palacio & Fernández, 2003; Arenas et al., 2015); además de ser sensible a las perturbaciones ambientales (Marinho et al., 2002). Palacio & Fernández (2003) le consideran dentro del gremio de "especialistas mínimas de vegetación", aparece efectivamente en las comunidades vegetales más complejas en estructura y composición (bosques) y a la vez que en uno de los pastizales (PE1).

En el pastizal PE1, se establecieron 11 núcleos de vegetación en 4 ha y se observaron tasas de éxito de establecimiento superiores al 74%. Hallar al género *Brachymyrmex* en los núcleos plantados, puede ser resultado del logro en el establecimiento del material vegetal y el cambio temprano en las comunidades vegetales de pastizales hacia matorrales abiertos de especies nativas.

- d) Otro género, *Linepithema*, es uno de los géneros que integran el gremio de "arbóreas pequeñas de reclutamiento masivo", caracterizadas por su gran territorialidad en la dominancia del recurso alimenticio y su facultad de descender al suelo si perciben fuentes de alimento (Palacio & Fernández, 2003). Fue observado en los núcleos plantados tanto en helechales de *Pteridium arachnoideum* como en pastizales.

Se recuerda que los pastizales y helechales, antes de la plantación de especies nativas, eran prácticamente comunidades vegetales monoespecíficas, dominadas bien por *Pteridium arachnoideum* o alguna gramínea de origen africano, principalmente: *Urochloa decumbens* y *Melinis minutiflora*; otros géneros observados, pero menos comunes: *Andropogon*, *Panicum* y *Paspalum*.

¿Qué nos pueden decir los anfibios y reptiles sobre la restauración en el PNN Serranía de los Yariguies? (Fig. 24). Investigaciones realizadas a lo largo del mundo han documentado drásticas disminuciones en las poblaciones de anfibios y reptiles (Rueda-Almonacid et al., 2004; Morales-Betancourt et al., 2015). Las causas responsables de tal disminución son: la introducción de predadores exóticos, contaminantes ambientales, efectos en la radiación ultravioleta y agentes de enfermedades como la quitridiomycosis en anfibios, causada por el hongo patógeno *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd) y parásitos (Blaustein et al., 1994; Kiesecker et al., 2001; Barragán & Karol, 2002); sin embargo, la causa que más aporta en provocar alteraciones en tales factores estresantes es la pérdida de hábitat; estudios realizados por Armenteras et al. (2003), informan que, las tasas anuales de deforestación siguen siendo altas, comparando con la extensión original de coberturas vegetales de bosques andinos y subandinos que están protegidas.



Figura 24. Anfibios y reptiles del PNN SYA. **Izquierda.** Rana *Pristimantis*. **Derecha.** Serpiente *Bothriechis schlegelii*.

A pesar de todas estas problemáticas, la herpetofauna aún cumple un papel importante en los ecosistemas, debido a que son considerados bioindicadores del estado de salud de estos, la presencia o ausencia de algunas especies de anfibios y reptiles puede indicar la condición en la que se encuentra un área por medio de distintas formas. Por ejemplo, este grupo de organismos ayuda en la dispersión de semillas, y en ocasiones, polinizan órganos florales, siendo esencial en la cadena trófica, y son depredadores de artrópodos y pequeños vertebrados, y son presa de muchos otros animales, influyen de manera directa o indirecta en la bioturbación de ecosistemas acuáticos, en pocas palabras, mantienen una circulación constante de energía y materia entre medios acuáticos y terrestres, y aportan al flujo desde el suelo hasta el dosel del bosque (Galindo-Urbe & Hoyos-Hoyos, 2007; Valencia-Aguilar et al., 2013; Whiles et al., 2013; Urbina-Cardona et al., 2015). Por tal razón, la herpetofauna puede llegar a ser un grupo de organismos que brinden información necesaria para comprender la conexión que existe en procesos de restauración ecológica.

Anfibios. Actualmente se encuentran descritas 7939 especies de anfibios (Frost, 2018), y 821 especies se encuentran en territorio colombiano (Acosta-Galvis, 2017). Esta gran riqueza en anfibios, representa amplia importancia para el aprovechamiento de servicios ecosistémicos que son brindados por este grupo de fauna, ya que, como se mencionó, ejecutan un rol importante en el ecosistema al ser predadores y presas. De igual forma, se desempeñan como controladores de plagas, lo que es fundamental para reducir la proliferación de enfermedades y el éxito agropecuario (West, 2018). Así como, las sustancias excretadas por piel de algunas especies de anfibios, tienen propiedades antibióticas y pueden ser posiblemente utilizadas para la cura de diferentes enfermedades (Wang et al., 2016).

Los anfibios, aparte de ser beneficiados por la restauración de los bosques, pueden acelerar las interacciones tróficas que existían antes de la perturbación del sitio afectado. De tal manera que, se amplía el modo de comprender las funciones y procesos ecológicos que ocurren en la restauración ecológica; sin embargo, se

conoce muy poco acerca de la respuesta de los anfibios a los proyectos de restauración, y son escasas las investigaciones que monitorean el restablecimiento de esta fauna; en el sur de los Estados Unidos se han realizado largos monitoreos (más de tres años) en bosques, luego de un largo periodo de haber llevado a cabo la reforestación de los mismos, y se logró evidenciar un notorio aumento en la diversidad de anfibios (Hanlin et al., 2000; Litt et al., 2001; Hocking et al., 2008), este mismo aumento se observó en los humedales del Everglades (Rice & Mazzotti, 2004; Rice et al., 2006). No obstante, para Colombia no se han reportado monitoreos con especies de anfibios en proyectos de restauración, pese a que ya existen protocolos e indicadores para el monitoreo en herpetofauna para estos procesos de restauración ecológica (Urbina-Cardona et al., 2015).

Reptiles: Colombia tiene aproximadamente 537 especies de reptiles, de las cuales 44 están bajo algún grado de amenaza (SIB Colombia, 2018), es decir, alrededor del 8%. Los métodos de muestreos, comparados con otros grupos de fauna requeridos para un monitoreo, tienden a ser más sencillos, ya que no se necesita un amplio personal ni equipos especializados (Urbina-Cardona et al., 2015). Adicionalmente, es un clado taxonómico que se encuentra en gran parte del país, razón por la cual son recomendados para evaluar el grado de recuperación de un ecosistema que está en proceso de restauración ecológica; sin embargo, a la fecha en Colombia no existen o no se han publicado investigaciones que expongan cambios en los indicadores usualmente utilizados para el monitoreo de los reptiles en este tipo de procesos de restauración.

Igual que los anfibios, los estudios que evalúan las respuestas de los reptiles a los cambios en las coberturas vegetales por medio de la restauración ecológica, son muy escasos y están repartidos principalmente en el continente australiano y europeo. Por ejemplo, para el caso de Australia, se llevaron a cabo cinco estudios de cronosecuencias en este grupo de fauna (Borsboom et al., 2002; Hobbs, 2003; Kavanagh et al., 2005; Kanowski et al., 2006; Cunningham et al., 2007), quienes reportaron que, según la especie del reptil y si eran generalistas o, por el contrario, eran dependientes de coberturas boscosas, varían las respuestas de estos organismos a la restauración ecológica (Munro et al., 2007). En síntesis, los reptiles que están mucho más agremiados a coberturas boscosas, dependen de una estructura del microhábitat más compleja, ya que usan ese recurso para refugio, alimentación, reproducción, termorregulación, etc.; y poder observar estas especies en sitios que fueron reforestados, expresa que allí encuentran algún tipo de recurso que necesiten para poder desarrollar las actividades anteriormente mencionadas.

Monitoreo de la herpetofauna en el PNN SYA: con el fin de evaluar el éxito del proceso de restauración ecológica en el sector de la Golconda del PNN SYA, se pueden manifestar cambios en los indicadores. Para ello, se evaluó la dinámica de las comunidades de anfibios y reptiles, teniendo en cuenta los criterios de abundancia y riqueza, con el objetivo de utilizar indicadores cuantificables como el número de individuos observados (abundancia) y el número de especies (riqueza), para cada cobertura vegetal evaluada en el sector de la Golconda (Ver capítulo III). Sin embargo, existen muchos más indicadores que permiten diagnosticar si el área restaurada está o no cumpliendo con el pronóstico esperado. Por

ejemplo, el índice de condición corporal, que debería incrementar en las áreas reforestadas y llegar a una similaridad cercana al 80% con las poblaciones de los sitios de referencia; otro indicador puede ser la diversidad funcional, cuyos grupos funcionales deben ser los mismos y preferiblemente en la misma proporción comparada con las áreas de referencia; o un indicador como la estructura trófica, entre otros (Urbina-Cardona et al., 2015).

A pesar de que la mayor parte de las investigaciones realizan monitoreos que llevan más de tres años de cronosecuencias, no le debe restar importancia de aquellos trabajos que pretenden comprender las respuestas de ciertos organismos en procesos de sucesión temprana de la restauración ecológica. A continuación, se presentan resultados del monitoreo de los anfibios y reptiles, antes, durante y después del proceso de plantación realizado en el sector de la

Golconda, en un corto plazo de un año. Es imprescindible resaltar que el presente trabajo, representa un gran aporte a los procesos de restauración ecológica por medio de monitoreos de la herpetofauna en ecosistemas andinos de Colombia.

Resultados del monitoreo

Se registraron un total de 453 individuos de anfibios, distribuidos en cinco familias y 10 especies (Tabla 8) para todo el monitoreo, es decir, antes-durante y después de las plantaciones. La cobertura vegetal que presentó el mayor número de especies fue la de pastizal (PA), seguida de bosque secundario (BS) y bosque ripario (BR) (Tabla 8). Así mismo, la especie que más se observó fue la salamandra *Bolitoglossa guaneae*, con un total de 116 para las tres salidas de campo; la segunda especie que más se observó fue *Pristimantis* sp. 1 y la tercera *Rheobates palmatus*.

Tabla 8. Anfibios observados en las diferentes coberturas vegetales del sector de la Golconda en el PNN SYA.

TAXÓN		COBERTURA VEGETAL				
Familia	Especie	BR	HE	PA	BS	MD
Pletodontidae	<i>Bolitoglossa guaneae</i>	X			X	
Aromobatidae	<i>Rheobates palmatus</i>	X		X	X	X
Bufonidae	<i>Rhinella horribilis</i>			X		
Craugastoridae	<i>Pristimantis acutirostris</i>	X	X	X		X
	<i>Pristimantis</i> sp. 1		X	X		X
	<i>Pristimantis</i> sp. 2	X			X	X
	<i>Pristimantis</i> sp. 3				X	
Hylidae	<i>Pristimantis taeniatus</i>	X			X	
	<i>Boana xerophylla</i>			X		
	<i>Dendropsophus microcephalus</i>			X		

La notable abundancia de *Bolitoglossa guaneae* se convierte en referente muy importante si se requieren tomar acciones con fines de conservación, ya que es una especie catalogada como Vulnerable según la lista roja de la IUCN (IUCN, 2017), endémica para la vertiente occidental de la cordillera Oriental, que se distribuye en bosques andinos de los departamentos de Boyacá y Santander (Acosta-Galvis &

Gutiérrez-Lamus, 2012); lo que explica sus únicos registros en BS y BR. Adicionalmente, solo hasta la última salida de campo, se logró una recaptura de una salamandra adulta en BS, dicho ejemplar fue marcado con el código 2 y era un individuo en etapa juvenil, lo cual indica que de seguir con tales monitoreos y la técnica de captura-marcaje-recaptura, podría aportar datos significativos a nivel pobla-

cional, que den respuesta al comportamiento de esta especie en un proceso de restauración ecológica.

Otras especies que solo se observaron en BS y BR, fueron dos ranas del género *Pristimantis*; *P. taeniatus* es una especie de amplia distribución, que suele encontrarse en bosques subandinos y andinos de las zonas asociadas al Valle del Magdalena y Tierras bajas del Pacífico (Ruiz-Carranza et al., 1996; Lynch & Ardila-Robayo, 1999; Restrepo et al., 2017); y está catalogada por la lista roja de la IUCN con datos deficientes (DD) (IUCN, 2018). Así mismo, la riqueza de PA se debe principalmente a que las especies que se encuentran en esta área, son en su mayoría de distribución amplia y generalistas como *Rhinella horribilis*, *Boana xerophylla* y *Dendropsophus microcephalus* (Acuña-Vargas, 2016; Astwood-Romero et al., 2016); o como *Rheobates palmatus*, una especie que, a pesar de ser endémica de Colombia, suele observarse en áreas que han sufrido cambios en su cobertura natural. Es importante aclarar que, una especie generalista es aquella que puede llevar a cabo su ciclo de vida en una gran variedad condiciones ambientales con el uso los recursos disponibles.

Por último, la abundancia de *Pristimantis* sp. 1 en PA y la presencia de esta y otras especies del mismo

género como *P. acutirostris* y *P. sp. 2* en HE y MD, se debe a que forman parte del complejo Terra-rana (Wells, 2007). Es decir, que son organismos que no sufren una metamorfosis en su ciclo de vida, sino que todo su desarrollo se lleva a cabo adentro del huevo y cuando emergen del mismo, eclosionan organismos ya completos, pero notoriamente mucho más pequeños que el tamaño de un adulto que está en edad reproductiva.

Para el caso de los reptiles, se obtuvo un total de 14 individuos que pertenecen a cinco familias y seis especies, cuatro son especies de serpientes y dos son lagartos (Tabla 9). Es un número mucho menor de registro de individuos que los obtenidos para los anfibios, sin embargo, esta diferencia se atribuye principalmente a que la mayoría de las especies de anfibios que se observaron en este estudio, tienden a estar más agrupados a ciertos lugares como cuerpos de agua, o a vegetación que les brinde la humedad requerida para su sobrevivencia, mientras que especies como las serpientes, se identifican por ser cripticas, lo que equivale a una baja frecuencia en sus observaciones (Rojas-Murcia et al., 2016). Además, los reptiles poseen una piel cubierta por escamas, lo cual les brinda una mayor tolerancia a la baja humedad y su rango de dispersión es más amplio que el de los anfibios (McDiarmid et al., 2012).

Tabla 9. Reptiles observados en las coberturas vegetales monitoreadas del sector de la Golconda, PNN SYA.

TAXÓN		COBERTURA VEGETAL			
Familia	Especie	BR	HE	PA	BS
Dactyloidae	<i>Anolis</i> sp.	X			
Sphaerodactylidae	<i>Lepidoblepharis</i> sp.				X
Elapidae	<i>Micrurus mipartitus</i>	X	X	X	
Viperidae	<i>Bothriechis schlegelii</i>	X	X		X
Colubridae	<i>Chironius</i> sp.		X	X	
	<i>Liophis</i> aff. <i>melanolotus</i>			X	

En BR, HE y PA se encontraron tres especies de reptiles en cada una, seguidos de BS con dos especies, mientras que para MD no se observó ninguna. Los lagartos estuvieron únicamente en bosque, la especie *Anolis* sp. se observó en BR y la especie

Lepidoblepharis sp. para BS. La presencia de estos ejemplares se debe a que, para el caso del lagarto del género *Lepidoblepharis*, se encuentra principalmente entre la hojarasca de los bosques, a causa de que

las especies de este género presenta hábitos semifosoriales (Rojas-Murcia et al., 2016).

Las especies con mayor abundancia fueron las serpientes *Micrurus mipartitus* y *Bothriechis schlegelii*, suelen ser observadas en áreas rurales utilizadas para la agricultura y asentamientos humanos (Ríos-Soto et al., 2017); sin embargo, predominan en áreas como bosques primarios y secundarios con poco grado de intervención antrópica, especialmente *B. schlegelii*, que es una especie que comparte hábitos arbóreos y terrestres (Gómez & Buitrago-González, 2017). Estos comportamientos y reportes previos explican la presencia de *M. mipartitus* en BR, HE y PA, y *B. schlegelii* en HE, BR y BS.

La serpiente *Chironius* sp. reportada PA y HE, y *Liophis* aff. *melanolotus* que se observó en PA, son especies que, a un periodo de corto plazo para el monitoreo de los procesos de restauración ecológica, no arrojan resultados contundentes, debido a la baja detección, y que son especies que se han observado en varias coberturas en otros estudios (Carvajal-Cogollo et al., 2007; Rojas-Murcia et al., 2016; Vargas-Salinas & Aponte-Gutiérrez, 2016). Razón por la cual, no se puede asegurar de manera específica su preferencia por algún tipo de cobertura.

Con respecto a la abundancia y riqueza en cada uno de los monitoreos que se realizaron, se evidenció un menor registro en la abundancia para el monitoreo 3, así como un menor número de especies. Esta disminución se atribuye primordialmente a que no se presentaron precipitaciones, este factor ambiental es importante para el comportamiento de los anfibios y reptiles, ya que la disminución en las lluvias provoca una disminución en la actividad poblacional de la herpetofauna (Toft, 1980; Suárez-Badillo & Ramírez-Pinilla, 2004; Moreno-Arias & Quintero-Corzo, 2015).

Para comprender la relación entre las poblaciones de los anfibios y reptiles con las coberturas vegetales en cada uno de los monitoreos, se realizó un análisis de correspondencia sin tendencias ("DCA" del inglés Detrended Correspondence Analysis), el cual puede representar ciertos patrones en gráficos de dos o más ejes (Fig. 25). Como se evidencia, existen agrupamientos entre las especies y las coberturas vegetales en cada monitoreo en tres grupos principales, en el cual, la cobertura de BS en los monitoreos 1, 2 y 3 están relacionadas en gran parte con la rana *Pristimantis* sp. 3, la salamandra *Bolitoglossa guaneae* y el lagarto *Lepidoblepharis* sp., mientras que *P.* sp. 2 y *P. taeniatus* están relacionadas con esta cobertura en una menor medida.

Las especies que presentan la mayor relación con el BS durante el desarrollo de los monitoreos, se debe a sus historias de vida y la manera en la que usan ciertos recursos que solo se encuentran en dicha área. Por ejemplo, las salamandras carecen de pulmones, por lo que cumplen su proceso de respiración a través de la piel, y para que estos organismos puedan respirar adecuadamente, requieren de ambientes con temperaturas constantes y una alta humedad en la atmósfera (Wells, 2007). Así mismo, las especies del género *Pristimantis*, que como se mencionó anteriormente, tienen desarrollo directo y requieren alta humedad para que se pueda desarrollar por completo el embrión en el huevo (Wells, 2007).

Cabe resaltar que, la rana de lluvia *Pristimantis acutiostis* es una especie que, a pesar de su baja abundancia, se observó en todas las coberturas vegetales monitoreadas, lo cual la podría convertir como una población potencial que dará ciertas respuestas en procesos de restauración ecológica a mediano plazo (5 a 10 años). Mientras que, si se requiere medir el éxito de estos procesos de recuperación ecológica a largo plazo (más de 10 años), se podrían utilizar especies como *Bolitoglossa guaneae* y *Lepidoblepharis* sp., ya que requieren recursos específicos que ya se mencionaron anteriormente y solo les brinda las áreas de bosque; y podrían estar presentes en las áreas anteriormente restauradas, si el tamaño de las copas de los árboles los protege de las variaciones extremas de temperatura y, si existe suficiente hojarasca en el suelo para disminuir la evaporación del agua y el recurso de alimentos que necesitan.

Por último, y como conclusión, el PNN SYA es considerado como uno de los mayores reservorios de recurso genético del departamento de Santander (Díaz, 2008), y las especies endémicas de anfibios y reptiles son más vulnerables a la pérdida y fragmentación del hábitat, debido a que se distribuyen preferencialmente en el interior de los bosques y son dependientes de la calidad del hábitat, evadiendo los bordes y las actividades (Urbina-Cardona et al, 2006; Valencia-Aguilar et al., 2013). Por tal razón, proyectos de restauración ecológica como los que se están desarrollando, son de vital importancia para aumentar el flujo genético de especies que están bajo algún grado de amenaza.

5.4 LA GENTE DE LA SERRANÍA DE LOS YARIGÜES

Comunidades rurales, la academia y el intercambio de saberes. En esta sección se visibiliza el aporte del conocimiento local a la restauración ecológica, a partir de la sistematización de información, se reconoce la importancia de la participación comunitaria en procesos de restauración, no solo en términos biofísicos, sino también socioculturales. El proceso de participación comunitaria para la restauración ecológica en el PNN SYA, como acción de corte experimental, empleó técnicas y herramientas de las ciencias sociales como la observación participante, el diálogo de saberes, la entrevista semiestructurada y talleres de capacitación. Por medio de la vinculación de la comunidad, se identificaron percepciones sobre el entorno natural y social de Yarigués; así como, la identificación de saberes campesinos, que representan estrategias sostenibles frente a las técnicas de producción agrícola actuales. En este proceso, se generaron lecciones de la experiencia de trabajo realizada con la comunidad de Yarigués.

Descripción territorial de la Serranía de los Yarigués: la Serranía de Los Yarigués es una estribación al noroeste de la cordillera Oriental en la Región Andina de los Andes en Colombia localizada entre los 06° y 07° de latitud norte en el departamento de Santander (Donegan et al., 2010), la cual debe su nombre a la

etnia de los Yareguíes que en la época colonial habitó el vasto territorio del actual Magdalena Medio (Velázquez & Castillo, 2006; Velázquez, 2008).

La Serranía denominada por los indígenas como Los Lloriquíes o Los Yariguíes, y que luego, se conoce como la cordillera de Los Cobardes, debido a que por esas montañas huían los indígenas por las espesas selvas del Carare-Opón, tras las afrentas de los conquistadores españoles (IGAC, 1996).

En mayo de 2005, el área es declarada reserva y alindera como PNN SYA a través de la Resolución 0603 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (Diario Oficial, 2005); se constituye con el objetivo de contribuir a la conservación de zonas de vida y de regulación de servicios ecosistémicos relacionados con el recurso hídrico (Díaz, 2008; Resolución 0133, 2010).

En el Parque confluye la cuenca hidrográfica del río Suárez, la cual tiene como aportantes las microcuencas de las quebradas la Chimera, Santa Rosa, Cincomil y Chiviriti (Olaya et al., 2010). La microcuenca la Cincomil tiene un área de 18.881,20 ha (Duarte-Sánchez, 2011), y su cauce principal está distribuido en las veredas Alta Cruz, la Montuosa y Santa Ana de Flórez del municipio de Simacota, y Vega de San Juan y Salitre del Hato (EOT, 2001; PDM, 2016).

La región Andina tiene una gran diversidad biológica, cultural, social y económica en Colombia (Armenteras et al., 2003). La vegetación y su composición florística son el producto de factores que han interactuado a través del tiempo (Galindo et al., 2003). Por consiguiente, el conocimiento de los ecosistemas es un aspecto primordial para el desarrollo de estrategias de uso y conservación de los bosques (Medina et al., 2010).

Estrategia de participación comunitaria: corresponde al proceso de construcción participativa con la comunidad campesina, de personal académico y funcionarios del Parque Nacional, involucrados en la gestión territorial del área protegida.

El propósito consistía en establecer espacios participativos (Fig. 26), a partir de visitas de campo a la población ubicada en las veredas Montuosa y Hoya Negra en Simacota y Vega de San Juan y Centro en el Hato, así como, la realización de un diplomado, iniciativas que facilitaron el intercambio de conocimiento entre campesinos y técnicos, para la apropiación de saberes sobre la realidad territorial y la planeación concertada de acciones en el futuro, orientadas a transformar, a través de la restauración ecológica participativa los conflictos de interés sobre el uso de los recursos naturales.



Figura 26. Visita con actores estratégicos. **A.** Encuentro con el Sr. Marcos García; **B.** Reunión en la Alcaldía Municipal del Hato.

La generación de espacios participativos, supuso la realización de un diagnóstico que incluyó entrevistas semiestructuradas con actores sociales, salidas de reconocimiento y acciones de cartografía social. Este proceso fue de interés para el aprendizaje y el reconocimiento entre actores con intereses que convergen en el conocimiento del territorio.

De esta manera se desarrollaron actividades planificadas participativas, enfocadas a identificar tres aspectos, -el estado de afectación del área a restaurar; -los objetivos y estrategias que debería incorporar un proceso de restauración ecológica con el fin de planear el curso de la acción; y -la vinculación de los actores sociales de acuerdo a las posibilidades prácticas, para el proceso de implementación de las acciones.

El territorio visto desde los pobladores: los habitantes manifiestan que vivir en la Serranía de Los Yariguíes, les provee tranquilidad y entornos con belleza escénica, es un territorio rico en recursos naturales como el hídrico, el cual configura una red de importancia para la región, exponen que todo lo cultivado se produce y que tienen sus animales de cría libres en el campo. Además, opinan que hay presencia de aire sano, sin contaminación ni ruido, y el sonido de las aves alrededor de sus viviendas es confortante (Vergara, 2018a).

En este territorio con diversidad biológica y cultural, la provisión y regulación del recurso hídrico es valorada por los pobladores, como una de las contribuciones más importantes del entorno natural que los rodea. La microcuenca Cincomil, es el principal cauce que une a las comunidades que habitan las zonas aledañas al sitio de restauración, asimismo se presentan otras quebradas a lo largo de esta cuenca principal (Fig. 27).



Figura 28. Visita a pobladores, Sr. Pablo Salgar, vereda Centro.

Por lo anterior, los saberes locales relacionados con la implementación de arado con caballos y bueyes, en agricultura se da la rotación de cultivos, uso de residuos orgánicos, erradicación manual de hierbas arvenses, siembra de árboles nativos alrededor de rondas hídricas y mantenimiento de coberturas arbóreas, formándose esta como una propuesta para la conservación de los servicios ecosistémicos en la Serranía (Vergara, 2018b).

El principal reto en Yariguíes es el manejo de los recursos naturales, una búsqueda entre el aprovechamiento económico de estos, el conocimiento de la población y la conservación de la estructura y función fisicobiótica de sus cuencas hidrográficas (Fig. 29). Para lograr este reto se debe producir una transformación del campo, reconociendo lo rural como decisivo para el futuro de Colombia.



Figura 29. Visita a la Sra. Eloísa Suárez Cala, vereda Montuosa.

El propósito a largo plazo es que en la Serranía de Los Yariguíes se logre un ordenamiento ambiental, que sea integral desde la realidad rural de sus campesinos, a fin de generar una correcta planificación del territorio, donde se impulse el bienestar de la comunidad, así como la conservación de los ecosistemas.

¿Cuáles son las lecciones aprendidas?

El proyecto de restauración ecológica se inserta en un escenario en el que se ha visibilizado la importancia de recuperar el entorno natural, recuperar los bosques naturales, valorar las contribuciones de la naturaleza y reconocer el conocimiento, las prácticas y saberes de los pobladores hacia el territorio en el cual se encuentran.

La práctica de la restauración ecológica, y en general de las acciones que se enmarcan en la conservación y preservación de los ecosistemas, han transitado en pocos años, de una práctica enfocada en entender el ecosistema como actor único, hacia la unión de conceptos, metodologías, prácticas y teorías de otras disciplinas como las ciencias sociales, la integración de actores clave en la restauración, que aportan desde diferentes escalas de conocimiento.

La forma de gestionar el territorio, esta relacionada con los procesos de declaración del área protegida PNN SYA, a partir de esta figura, los funcionarios del Parque han desarrollado procesos de sensibilización y educación ambiental, que involucran a los pobladores aledaños. Se identifica la necesidad de trabajar no solo en fortalecer el área en función de los objetivos de conservación, sino además de restaurar la relación del hombre con su entorno natural.

Según los relatos de los habitantes, se establece una relación representada en la dicotomía clásica naturaleza/cultura de los estudios sociales y ecológicos; así, los pobladores a través del tiempo, establecieron modos de vida que les permitieron hacer uso del medio, generando prácticas de uso y conservación del ecosistema (presente) como de transformación y degradación del medio (pasado).

Se logró con la participación activa de los actores presentes en el territorio, incorporar la reflexión sobre la gestión participativa del territorio en el proceso de restauración. La comunidad contratada se articuló en las actividades de campo, como la recolección de semillas, ahoyado y siembra de material vegetal; conjuntamente se capacitó en técnicas de viverismo (Fig. 30).



Figura 30. Vinculación de la comunidad en las actividades de vivero.

La estrategia de participación logró resignificar el rol de los actores en la restauración, durante el proyecto se aprenden y desaprenden paradigmas frente a la restauración, por ejemplo: restaurar no significa alejar a las poblaciones del territorio, por el contrario, el proyecto buscó visibilizar y motivar la vinculación de los actores para asegurar la continuidad y la sostenibilidad de las acciones técnicas de restauración.

Al involucrar a las comunidades en los procesos de restauración desarrollados por la academia, entidades públicas y privadas, se generan espacios de investigación participante, que permiten reconocer los saberes locales y realizar procesos de educación ambiental. La iniciativa de vivero como un aula ambiental representa una propuesta para centralizar estos aspectos y hacerlos parte de la conciencia colectiva y la educación básica.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta-Galvis, A.R. 2017. Lista de los Anfibios de Colombia: Referencia en línea V. 07.2017. O. Disponible en: www.batrachia.com
- Acosta-Galvis, A.R. & Gutiérrez-Lamus, D.L. 2012. A new species of salamander (*Bolitoglossa*: Plethodontidae) from the Cordillera Oriental of the Colombian Andes. *Papéis Avulsos Zool. Mus. Zool.*, 52: 201-218.
- Acuña-Vargas, J.C. 2016. Anfibios y reptiles asociados a cinco coberturas de la tierra, Municipio de Dibulia, la Guajira, Colombia. *Acta Zoológica Mex.*, 32: 133-146.
- Agosti, D., Majer, J., Alonso, L. E. & Schultz, T. 2000. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press.
- Allison, S. & Martiny, J. 2008. Resistance, resilience, and redundancy in microbial communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105: 11512-11519.
- Andersen, A.N. & Brault, A. 2010. Exploring a new biodiversity frontier: Subterranean ants in northern Australia. *Biodiversity Conservation*, 19(9): 2741-2750 <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9874-1>
- Andersen, A. N., & Majer, J. D. (2004). Ants show the way Down Under: invertebrates as bioindicators in land management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(6): 291-298.
- Arcila, A.M. & Lozano-Zambrano, F.H. 2003. Hormigas como herramientas para la bioindicación y el monitoreo. Capítulo 9. En: *Introducción a las hormigas de la región neotropical*. XXVI, p. 159-166. Fernández, F. (Ed.). Bogotá, Colombia, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Arenas, A., Corredor, G. & Armbrrecht, I. 2015. Hormigas y carábidos en cuatro ambientes del piedemonte del Parque Nacional Natural Farallones de Cali, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología*, 41(1): 120-125.
- Armbrrecht, I., Rivera, L. & Perfecto, I. 2005. Reduced diversity and complexity in the leaf-litter ant assemblage of Colombian coffee plantations. *Conservation Biology*, 19(3): 897-907.

- Armenteras, D., Gast, F. & Villareal, H. 2003. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. Bogotá, Colombia. *Biol. Cons.*, 113: 245-256.
- Aronson, J., Blignaut, J.N., Milton, S.J., Le Maitre, D., Esler, K.J., Limouzin, A., Fontaine, C., de Wit, M.P., Mugido, W., Prinsloo, P., van der Elst, L. & Lederer, N. 2010. Are socioeconomic benefits of restoration adequately quantified? A meta-analysis of recent papers (2000-2008) in Restoration Ecology and 12 other scientific journals. *Restoration Ecol.*, 18: 143-154.
- Astwood-Romero, J.A., Álvarez-Perdomo, N., Parra-Torres, M.F., Rojas-Peña, J.I., Nieto-Vera, M.T. & Ardila-Robayo, M.C. 2016. Contenidos estomacales de especies de anuros en reservas naturales del municipio de Villavicencio, Meta, Colombia. *Caldasia*, 38: 165-181.
- Barragán, K. & Karol, B. 2002. Enfermedades de reptiles y anfibios. *Boletín GEAS*, 3(1-6): 18-27.
- Barnett, H. 1960. Illustrated genera of imperfect fungi. 2a. ed. Estados Unidos: Burgess Publishing Company. 25p.
- Barnett, H. & Hunter, B. 1972. Illustrated genera of imperfect fungi. 3a. ed. Estados Unidos: Burgess Publishing Company. 26p.
- Bartelt-Ryser, J., Joshi, J., Schmid, B., Brandl, H. & Balsler, T. 2005. Soil feedbacks of plant diversity on soil microbial communities and subsequent plant growth. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 7: 27-49.
- Blaustein, A.R., Wake, D.B. & Sousa, W.P. 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conserv. Biol.*, 8: 60-71.
- Block, W.M., Franklin, A.B., Ward, J.P., Ganey, J.L. & White, G.C. 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecol.*, 9: 293-303.
- Borcard, D., Gillet, F. & Legendre, P. (Eds.). *Numerical ecology with R*. Springer, New York.
- Borsboom, A.C., Wang, J., Lees, N., Mathieson, M. & Hogan, L. 2002. Measurement and integration of fauna biodiversity values in Queensland agroforestry systems. *RIRDC Publ.* 112p.
- Buitrago-González, W. & Vargas-Salinas, F. 2014. *Dendropsophus microcephalus* (Cope 1886). *Catálogo Anfibios y Reptil*. Colomb., 2: 37-42.
- Campbell, P., Comiskey, J., Alonso, A., Dallmeier, F., Núñez, P., Beltrán, H., Baldeón, S., Nauray, W., De la Colina R., Acurio, L. & Udvardy, S. 2002. Modified Whittaker plots as an assessment and monitoring tool for vegetation in a lowland tropical rainforest. *Environmental Monitoring and Assessment.*, 76(1): 19-41.
- Cao, C., Jiang, D., Teng, X., Jiang, Y., Liang, W. & Cui, Z. 2008. Soil chemical and microbiological properties along a chronosequence of *Caragana microphylla* Lam. plantations in the Horqin sandy land of Northeast China. *Applied soil Ecology.*, 40: 78-85.
- Caro-Melgarejo, D.P., Escobar-Alba, M.R., Castro-Martínez, A.L., Gil-Leguizamón, P.A. & Villarreal-Rueda, O.A. 2018. Angiospermas. En: Caro-Melgarejo, D.P., Morales-Puentes, M.E. & Gil-Novoa, J.E. (Coord.). *Revelando*

- tesoros escondidos: flora y fauna flanco oriental de la Serranía de Los Yariquíes. Tunja: Editorial UPTC. 125: p. 59-144.
- Carvajal-Cogollo, J.E., Castaño-Mora, O.V. & Cárdenas-Arévalo, G. 2007. Reptiles de áreas asociadas a humedales de la planicie del departamento de Córdoba, Colombia. *Caldasia*, 29: 427-438.
- Chakraborty, B., Chakraborty, U., Sha, A., Sunar, K. & Dey, P. 2010. Evaluation of phosphate solubilizers from soils of North Bengal and their diversity analysis. *World Journal of Agricultural Sciences*, 6(2): 195-200.
- Chao, A. 1984. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*, 11: 265-270.
- Chao, A. & Jost, L. 2015. Estimating diversity and entropy profiles via discovery rates of new species. *Methods in Ecology and Evolution*, 6: 873-882. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12349>
- Chao, A. & Lee, S.M. 1992. Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association*, 87: 210-217.
- Chao, A., Ma, K.H., Hsieh, T.C. & Chiu, C.H. 2016. SpadeR: species-richness prediction and diversity estimation with R. R package version 0.1.1. <https://CRAN.R-project.org/package=SpadeR>
- Chapin, F., Matson, P. & Monney, H. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer. New York. 423p.
- Cheng, M. & An, S. 2015. Responses of soil nitrogen, phosphorous and organic matter to vegetation succession on the Loess Plateau of China. *Journal Arid Land*, 7(2): 216-223.
- Choi, Y.D. 2004. Theories for ecological restoration in changing environment: toward "futuristic" restoration. *Ecological Research*, 19: 75-81.
- Clewell, A.F. & Aronson, J. 2013. Ecological restoration: Principles, values, and structure of an emerging profession. Island Press, Washington, D.C.
- Colwell, R. 2016. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Recuperado de <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/index.html>
- Correa-Metrio, A., Dechnik, Y., Lozano-García, S. & Caballero, M. 2014. Detrended correspondence analysis: A useful tool to quantify ecological changes from fossil data sets. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 66(1): 135-143. <https://doi.org/10.18268/BSGM2014v66n1a10>
- Cortés-Suárez, J.E. 2014. Microhabitat use of *Rheobates palmatus* (Werner 1899) (Anura: Aromobatidae) in a riverside ecosystem of Villa de Leyva, Colombia. *Herpetotropicos*, 10: 5-7.
- Cultid-Medina, C.A. & Medina, C.A. 2015. Los escarabajos coprófagos y su monitoreo en la restauración de ecosistemas. En: Aguilar-Garavito, M. & Ramírez, W. Monitoreo a procesos de restauración ecológica, aplicado a ecosistemas terrestres. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D.C., Colombia. 250 p.
- Cultid, C.A., Medina, C.A., Martínez, B.G., Escobar, A.F., Constantino, L.M., Betancur, N.J. 2012. Escarabajos coprófagos (Scarabaeinae) del Eje Cafetero: guía para el estudio Ecológico. Colombia: WCS Books.
- Cunningham, R.B., Lindenmayer, D.B., Crane, M., Michael, D. & MacGregor, C. 2007. Reptile and arboreal marsupial response to replanted vegetation in agricultural landscapes. *Ecol. Appl.*, 17: 609-619.

- de Freitas, F., Paixão, G.C. & Vicente, R.E. 2018. News records of species of Neotropical Ants in the Meridional Amazon. *Macapá*, 8(2): 65-67.
- Diario Oficial. 2005. Resolución número 0603 de 2005. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.
- Díaz, M. 2008. Plan de Manejo del Parque Nacional Natural Serranía de los Yariquíes. Recuperado de: <http://www.parquesnacionales.gov.co/PNN/portel/libreria/pdf>
- Domínguez-Haydar, Y. & Armbrrecht, I. 2011. Response of ants and their seed removal in rehabilitation areas and forests at El Cerrejón coal mine in Colombia. *Restoration Ecology*, 19(201): 178-184.
- Domsh, K., Gams, W. & Anderson, T. 1980. Compendium of soil fungi, Vol 1, Part I. Estados Unidos: Academic Press. 27 p.
- Donegan, T., Avendaño, J., Briceño, E., Luna, J., Roa, C., Parra, R., Turner, C., Sharp, M. & Huertas, B. 2010. Aves de la Serranía de Los Yariquíes y tierras bajas circundantes, Santander, Colombia. *Cotinga*, 32: 72-89.
- Drenovsky, R., Steenwerth, K., Jackson, L. & Scow, K. 2010. Land use and climatic factors structure regional patterns in soil microbial communities. *Global Ecology and Biogeography*, 19: 27-39.
- Drenovsky, R., Vo., D., Graham, K. & Scow, K. 2004. Soil water content and organic carbon availability are major determinants of soil microbial community composition. *Microb Ecol.*, 48: 424-430.
- Duarte-Sánchez, I.R. 2011. Diagnóstico de los aspectos físico-bióticos del Parque Nacional Natural Serranía de los Yariquíes, Santander-Colombia. San Vicente de Chucurí-Colombia.
- EOT. 2001. Esquema de Ordenamiento Territorial del municipio del Palmar Santander. Fase de formulación. Recuperado de: http://cdim.esap.edu.co/BancoMedios/Documentos%20PDF/eot_esquema%20de%20ordenamiento%20territorial_el%20palmar_santander_2001.pdf
- Escobar, F. 2000. Diversidad y distribución de los escarabajos del estiércol (Coleoptera: Scarabaeinae) de Colombia. En: Martín-Piera, F., Morrone, J. J. & Melic, A. (eds). *Hacia un proyecto CYTED para el inventario y estimación de la diversidad entomológica de Iberoamérica PRIBES 2000*. Monografías Tercer Milenio, Vol. 1. Sociedad Entomológica Aragonesa, CYTED, Instituto Humboldt. Bogotá, D.C.
- Escobar, S., Armbrrecht, I. & Calle, Z. 2007. Transporte de semillas por hormigas en bosques y agroecosistemas ganaderos de los Andes Colombianos. *Agroecología*, 2: 65-74.
- Etter, A., Mcalpine, C., Seabrook, L. & Wilson, K.A. 2011. Incorporating temporality and biophysical vulnerability to quantify the human spatial footprint on ecosystems. *Biol. Con.*, 144: 1585-1594.
- Font-Quer, P. 2001. Diccionario de botánica. Segunda Edición. Barcelona, España: Ediciones Península. 1244p.
- Frost, D.R. 2018. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.0 (December 2018). Electronic Database accessible at <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>. American Museum of Natural History, New York, USA.
- Galindo, R., Betancur, J. & Cadena, J. 2003. Estructura y composición florística de cuatro bosques andinos del santuario de flora y fauna Guanentá-Alto río Fonce, cordillera oriental colombiana. *Caldasia*, 25: 313-335.

- Galindo-Urbe, D. & Hoyos-Hoyos, J.M. 2007. Relaciones planta-herpetofauna: Nuevas perspectivas para la investigación en Colombia. *Univ. Sci.* 12: 9-34.
- Gardner, T.A., Hernández, M.I.M., Barlow, J. & Peres, C.A., 2008. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. *Journal of Applied Ecology*, 45: 883-893.
- Gauch, H.G. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press.
- Gómez, C. & Buitrago-González, W. 2017. *Bothriechis schlegelii* (Berthold 1846). *Catálogo Anfibios y Reptil. Colomb.*, 3: 1-11.
- Gotelli, N.J. & Colwell, R.K. 2011. Estimating species richness. *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment.*, 12: 39-54.
- Greenshields, L., Guosheng, L., Feng, J., Selvaraj, G. & Wei, Y. 2007. The siderophore biosynthetic gene SID1, but not the ferroxidase gene FET3, is required for full *Fusarium graminearum* virulence. *Mol. Plant Pathol.*, 8: 411-421.
- Halffter, G. & Halffter, V. 1989. Behavioral evolution of the non-rolling roller beetles (Coleoptera: Scarabaeidae). *Acta Zoológica Mexicana*, 32: 1-53.
- Hammer, Ø. & Harper, D.A.T. 2005. *Paleontological data analysis*. Oxford: Blackwell Publishing.
- Hanlin, H.G., Martin, D., Wike, L.D. & Bennett, S.H. 2000. Terrestrial activity, abundance and species richness of amphibians in managed forests in South Carolina. *Am. Midl. Nat.*, 143: 70-83.
- Harrington, J. & Crumbliss, A. 2009. The redox hypothesis in siderophore-mediated iron uptake. *Biometals*, 22: 679-689.
- Heltshel, J.F. & Forrester, N.E. (1983). Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics*, 1-11.
- Hernández-Rodríguez, A., Caballero, A., Pazos, M., Ramirez, R. & Heydrich, M. 2003. Identificación de algunos géneros microbianos asociados al cultivo del maíz (*Zea mays* L.) en diferentes suelos de Cuba. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 5(1): 45-55.
- Hill, M.O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*. 54(2): 427-432.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended Correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetation*, 42: 47-58.
- Hobbs, R.J. 2003. Ecological management and restoration: Assessment, setting goals and measuring success. *Ecol. Manag. Restor.*, 4: S2-S3.
- Hobbs, R.J. 2007. Setting effective and realistic restoration goals: Key directions for research. *Restoration Ecol.*, 15: 354-357.
- Hocking, D.J., Rittenhouse, T.A.G., Rothermel, B.B., Johnson, J.R., Conner, C.A., Harper, E.B. & Semlitsch, R.D. 2008. Breeding and recruitment phenology of amphibians in Missouri Oak-Hickory Forests. *Am. Midl. Nat.*, 160: 41-60.
- Hölldobler, B. & Wilson, E.O. 1990. *The ants*. Harvard University Press.
- IGAC. 1996. *Diccionario geográfico de Colombia*. Bogotá, D.C. IGAC.
- IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2017. *Bolitoglossa guaneae*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T77345997A85876494. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-2.RLTS.T77345997A85876494>.

- IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2018. *Pristimantis taeniatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T56991A3053810. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T56991A3053810>.
- Jerez, A. & Yatra-Contreras, C. 2017. *Rheobates palmatus* (Werner, 1899). Catálogo Anfibio y Reptil. Colombia. 4: 68-78.
- Johnson, C. 2002. Cation exchange properties of acid forest soils of the northeastern USA. *European Journal of Soil Science*, 53: 271-282.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, 113: 363-375.
- Kanowski, J.J., Reis, T.M., Catterall, C.P. & Piper, S.D. 2006. Factors affecting the use of reforested sites by reptiles in cleared rainforest landscapes in Tropical and Subtropical Australia. *Restor. Ecol.*, 14: 67-76.
- Kardol, P., Bezemer, T.M., van der Wal, A. & Van der Putten, W.H. 2005. Successional trajectories of soil nematode and plant communities in a chronosequence of ex-arable lands. *Biological Conservation*, 126(3): 317-327.
- Kavanagh, R., Law, B., Lemckert, F., Stanton, M., Chidel, M., Brassil, T., Towerton, A., Herring, M. 2005. Biodiversity in eucalypt plantings established to reduce salinity. RIRDC. 81 p.
- Klein, B.C. 1989. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. *Ecology*, 70(6): 1715-1725.
- Krebs, C.J. 1994. *Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance*. Harper Collins. EEUU. 801 p.
- Lafleur, B., Hooper L., Mumma, E. & Geaghan, J.P. 2005. Soil fertility and plant growth in soils from pine forests and plantations: Effect of invasive red imported fire ants *Solenopsis invicta* (Buren). *Pedobiologia*, 49(5): 415-423.
- Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, R.K., Stouffer, P.C., Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G. & Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conserv. Biol.*, 16: 605-618.
- Li, X., Kong, D. & Tan, H. 2007. Changes in soil and vegetation following stabilization of dunes in the southeastern fringe of the Tengger Desert, China. *Plant and Soil*, 300: 221-231.
- Litt, A.R., Provencher, L., Tanner, G.W. & Franz, R. 2001. Herpetofaunal responses to restoration treatments of longleaf pine sandhills in Florida. *Restor. Ecol.*, 9: 462-474.
- Llambí, L. & Sarmiento, L. 1998. Biomasa microbiana y otros parámetros edáficos en una sucesión secundaria de los páramos venezolanos. *Ecotropicos*, 11(1): 1-14.
- Londoño, L. 2015. Centro de educación, investigación e interpretación ambiental Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariquies (Tesis de pregrado). Pontificia Universidad Javeriana.
- Lupatini, M., Suleiman, A., Jacques, R., Antonioli, Z., Kuramae, E., Camargo, F., Roesch, L., 2013. Soil-borne bacterial structure and diversity does not reflect community activity in Pampa biome. *Plos One*, 8(10): e76465.
- Lynch, J.D. & Ardila-Robayo, M.C. 1999. The *Eleutherodactylus* of the *Taeniatus* complex in Western Colombia: Taxonomy and distribution. *Rev. Acad. Colomb. Ciencias*, 23: 615-624.
- Marinho, C.G.S., Zanetti, R., Delabie, J.H.C., Schlindwein, M.N. & Ramos, L.S. 2002. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da sera-

- pilheira em Eucaliptos (Myrtaceae) e área de cerrado de Minas Gerais. *Neotropical Entomology*, 31(2): 187-195.
- Martinsen, V., Alling, V., Nuria, N., Mulder, J., Hale, S., Ritz, C., Rutherford, D., Heikens, A., Breedveld, G. & Cornelissen, G. 2015. pH effects of the addition of three biochars to acidic Indonesian mineral soils. *Journal Soil Science and Plant Nutrition*, 61: 821-834.
- Mataix-Solera, J. 2000. Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales: contribución a su conservación y regeneración. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante, España, 321 p.
- Matsumoto, L., Martines, A., Avanzi, M., Albino, U., Brazil, C., Saridakis, D., Rampazo, L., Zangaro, W. & Andrade, G. 2005. Interactions among functional groups in the cycling of carbon, nitrogen and phosphorus in the rhizosphere of three successional species of tropical woody trees. *Applied soil Ecology*, 28: 57-65.
- Mcdiarmid, R.W., Foster, M.S., Guyer, G., Gibbons, J.W. & Neil, C. 2012. Reptile biodiversity: standard methods for inventory and monitoring. London, England, University of California.
- McDonald, T., Jonson, J. & Dixon, K.W. 2016. National standards for the practice of ecological restoration in Australia. *Restoration Ecology*, 24: S4-S32.
- Medina, R., Reina, M., Herrera, E., Ávila, F., Chaparro, O. & Cortés, R. 2010. Catálogo preliminar de la flora vascular de los bosques subandinos de la reserva biológica Cachalú, Santander (Colombia). *Colombia Forestal*, 13: 27-54.
- Michael, G. 2006. Fungi in biogeochemical cycles. School of Life Sciences. University of Dundee. Cambridge UP. First published. New York-Estados Unidos.
- Morales-Betancourt, M.A., Lasso, C.A., Páez, V.P. & Bock, B.C. 2015. Libro rojo de reptiles de Colombia. Bogotá, D.C., Colombia, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), Universidad de Antioquia.
- Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad (M&T-Manua). Zaragoza.
- Moreno-Arias, R. & Quintero-Corzo, S. 2015. Reptiles del Valle Seco del Río Magdalena (Huila, Colombia). *Caldasia*, 37(1): 183-195.
- Moreno-Mancilla, O.F., Morales-Alba, A.F., Reyes, J.E., Cómbita-Chivatá, J.L., Tocora Alonso, M.C. & Meneses, A.D. 2018. Grupos focales de insectos. En: Caro-Melgarejo, D.P., Morales-Puentes, M.E. & Gil-Novoa, J.E. (Coord.). Revelando tesoros escondidos: flora y fauna flanco oriental de la Serranía de Los Yariguíes. Tunja: Editorial UPTC. 125: pp. 145-198.
- Moreno-Mancilla, O. & Molano, F. 2016. Variación en las abundancias de *Homocopris achamas* (Harold, 1867) (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) en el páramo de Rabanal, Boyacá-Colombia. *Revista Ciencia en Desarrollo*, 7: 67-73.
- Morón, M.A. 2003. Diversidad, distribución e importancia de las especies de *Phyllophaga* Harris en México (Coleoptera: Melolonthidae). En: Estudios sobre Coleópteros del suelo en América, p. 1-27. Aragón, A., Morón, M.A. & Marín, A. (Eds.). Publicación de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, México.

- Mummey, D., Stahl, P. & Buyer, J. 2002. Soil microbiological and physiochemical properties 20 years after surface mine reclamation: Comparative spatial analysis of reclaimed and undisturbed ecosystems. *Soil Biology Biochemistry*, 34: 1717-1725.
- Munro, N.T., Lindenmayer, D.B. & Fischer, J. 2007. Faunal response to revegetation in agricultural areas of Australia: A review. *Ecol. Manag. Restor.*, 8: 199-207.
- Nichols, E., Larsen, B., Spector, S., Davis, L., Escobar, F., Favila, M. & Vulinec, K. 2007. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. *Biol. Con.*, 137: 1-19.
- Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amezcuita, S. & Favila, M.E. 2008. The Scarabaeinae Research Network. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biol. Con.*, 141: 1461-1474.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R.B., Simpson, G., Solymos, P., Stevens, M.H., Szoecs, E. & Wagner, H. 2018. *Vegan: Community ecology package*. [https://doi.org/ISBN 0-387-95457-0](https://doi.org/ISBN%20387-95457-0)
- Olaya, E., Velosa, R., Rodríguez, A., Bueno-Castellanos, J. & Holguín, L. 2010. Zonificación ambiental del Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariquíes. UAESPNN-Tragsa.
- Onofre-Lemus, J., Hernández-Lucas, I., Girard, L. & Caballero-Mellado, J. 2009. ACC (1-aminocyclopropane-1-carboxylate) deaminase activity, a widespread trait in *Burkholderia* species, and its growth-promoting effect on tomato plants. *Appl. Environ. Microbiol.*, 75: 6581-6590.
- Palacio, E. & Fernández, F. 2003. Clave para las subfamilias y géneros. En: Fernández, F. (ed.). *Introducción a las hormigas de la región Neotropical*. Bogotá, Colombia Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander Von Humboldt. 233-260 pp.
- PDM. 2016. Alcaldía de Hato (2016-2019). Recuperado de: http://www.hato-santander.gov.co/Nuestros_planes.shtml?apc=gbxx-1-&x=2460737
- Puentes-Aguilar, J., Fuentes-Baca, A., Jarro-Fajardo, E.M.C. 2012. *Estrategia nacional de restauración ecológica del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia*. Parques Nacionales Naturales de Colombia. Bogotá, Colombia.
- R Core Team. 2017. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Recuperado de <https://www.r-project.org/>
- Resolución 0133. 2010. Adopción plan de manejo del Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariquíes. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.
- Restrepo, A., Molina-Zuluaga, C., Hurtado, J.P., Marín, C.M. & Daza, J.M. 2017. Amphibians and reptiles from two localities in the northern Andes of Colombia. *Check List.*, 13: 203-237.
- Rice, K.G. & Mazzotti, F.J. 2004. Use of amphibians as indicators of ecosystem restoration success. *USGS Sci. a Chang. World*.
- Rice, K.G., Mazzotti, F.J., Waddle, J.H. & Conill, M.D. 2006. *Uso de Anfibios como Indicadores del Éxito de la Restauración de Ecosistemas*. Univ. La Florida.

- Rios-Soto, J.A., Arango-Lozano, J. & Rivera-Molina, F.A. 2017. *Micrurus miparitus* (Duméril, Bibron y Duméril, 1854). Catálogo Anfibios y Reptil. Colomb., 4: 37-44.
- Rojas-Murcia, L.E., Carvajal-Cogollo, J.E. & Cabrejo-Bello, J.A. 2016. Reptiles del bosque seco estacional en el Caribe colombiano: Distribución de los hábitats y del recurso alimentario. Acta Biol. Colomb., 21: 365-377.
- Roth, D.S., Perfecto, I., & Rathcke, B. 1994. The effects of management systems on ground-foraging ant diversity in Costa Rica. Ecological Applications, 4(3): 423-436.
- RStudio Team. 2017. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA. Recuperado de <https://www.rstudio.com/>
- Rueda-Almonacid, J.V., Lynch, J.D. & Amézquita, A. 2004. Libro rojo de anfibios de Colombia. Bogotá, D.C., Colombia, Conservación Internacional Colombia, Instituto de Ciencias Naturales - Universidad Nacional de Colombia, Ministerio de Medio Ambiente.
- Ruiz-Carranza, P.M., Ardila-Robayo, M.C. & Lynch, J.D. 1996. Lista actualizada de la fauna de Amphibia de Colombia. Rev. Acad. Colomb. Ciencias, 20: 365-515.
- Sanabria, C., Lavelle, P. & Fonte, S.J. 2014. Ants as indicators of soil-based ecosystem services in agroecosystems of the Colombian Llanos. Applied Soil Ecology, 84: 24-30.
- Scholtz, C.H., Davis, A.L.V. & Kryger, U. 2009. Evolutionary biology and conservation of dung beetles. Sofia-Moscow: Pensoft.
- SIB Colombia. 2018. Disponible en: <https://sibcolombia.net/>
- Sivila de Cary, R. & Angulo, W. 2006. Efecto del descanso agrícola sobre la microbiota del suelo (Patarani-Altiplano central boliviano). Ecología en Bolivia, 41(3): 103-115.
- Spector, S. 2006. Scarabaeinae dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) an invertebrate focal taxon for biodiversity research and conservation. The Coleopterists Bulletin, 5: 71-83.
- Suárez-Badillo, H.A. & Ramírez-Pinilla, M.P. 2004. Anuros del gradiente altitudinal de la estación experimental y demostrativa El Rasgón (Santander, Colombia). Caldasia, 26: 395-416.
- Suazo-Ortuño, I., Alvarado-Díaz, J., Mendoza, E., López-Toledo, L., Lara-Uribe, N., Márquez-Camargo, C., Paz-Gutiérrez, J.G. & Rangel-Orozco, J.D. 2015. High resilience of herpetofaunal communities in a human-modified tropical dry forest landscape in western Mexico. Trop. Conserv. Sci., 8: 396-423.
- Suwardji, G. & Hippi, A. 2007. The application of sprinkle irrigation to increase of irrigation efficiency at North Lombok, Indonesia. Paper presented at the Indonesian Soil Science Society Congress IX (in Indonesian), Gajah Mada University, Yogyakarta, Indonesia.
- Toft, C.A. 1980. Feeding ecology of thirteen syntopic species of anurans in a seasonal tropical environment. Oecologia, 45: 131-141.
- Urbina-Cardona, N., Giraldo-Echeverry, N., Bernal Castro, E.A., Echeverry-Alcendra, A. 2015. El monitoreo de herpetofauna en los procesos de restauración ecológica: Indicadores y métodos. En: Monitoreo a procesos de restauración ecológica, aplicado a ecosistemas terrestres. Aguilar-Garavito, M. & Ramírez, W., (Eds.). Bogotá D.C., Colombia, Instituto de

- Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). 134-206 pp.
- Urbina-Cardona, N., Olivares-Pérez, M. & Reynoso, V.H. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture–edge–interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico. *Biol. Conserv.*, 132: 61-57.
- Valencia-Aguilar, A., Cortés-Gómez, A.M. & Ruiz-Agudelo, C.A. 2013. Ecosystem services provided by amphibians and reptiles in Neotropical ecosystems. *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.*, 9: 257-272.
- Van der Hammen, T. & Cleef, A. 1983. Datos para la historia de la flora andina. *Revista Chilena de Historia Natural.*, 56(2): 97-107.
- Vargas-Salinas, F. & Aponte-Gutiérrez, A.F. 2016. diversidad y recambio de especies de anfibios y reptiles entre coberturas vegetales en una localidad del Valle del Magdalena Medio, Departamento de Antioquia, Colombia. *Biota Colomb.*, 17: 117-137.
- Velázquez, R. 2008. Los Yariguíes: Resistencia en el Magdalena Medio santandereano. *Credencial Historia*. 284 p.
- Velázquez, R. & Castillo, V. 2006. Resistencia de la etnia Yareguíes a las políticas de reducción y "civilización" en el siglo XIX. *Historia y sociedad*, 12: 285-317.
- Vergara, P. 2018a. Reconocimiento territorial participativo de la Serranía de Los Yariguíes, microcuenca la Cincomil, (Santander-Colombia). *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 9: 217-230.
- Vergara, P. 2018b. Los saberes campesinos como estrategia de desarrollo rural en la Serranía de Los Yariguíes (Santander, Colombia). *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 38(2): 461-477.
- Villareal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina M. & Umaña, A.M. 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de inventarios de biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C.
- Wagner, D., Jones, J.B. & Gordon, D.M. 2004. Development of harvester ant colonies alters soil chemistry. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(5): 797-804.
- Wang, Q., Zeng, Z. & Zhong, M. 2016. Soil moisture alters the response of soil organic carbon mineralization to litter addition. *Ecosystems*, 19: 450-460.
- Wang, Y., Zhang, Y., Lee, W.-H., Yang, X. & Zhang, Y. 2016. Novel peptides from skins of amphibians showed broad-spectrum antimicrobial activities. *Chem. Biol. Drug Des.*, 87: 419-424.
- Ward, P.S. 2007. Phylogeny, classification, and species-level taxonomy of ants (Hymenoptera: Formicidae). *Zootaxa*, 1668(1): 549-563.
- Wardle, D.A. & Peltzer, D.A. 2007. Aboveground-belowground linkages, ecosystem development, and ecosystem restoration. En: *Linking restoration and ecological succession*, p. 45-68. Walker, L.R., Walker, J. & Hobbs, R.J. Springer, New York, NY.
- Wells, K.D. 2007. *The ecology and behavior of amphibians*. Chicago and London, The University of Chicago.





- Wen, Z., Jiao, F. & Liu, B. 2005. Natural vegetation restoration and soil nutrient dynamic of abandoned farmlands in forest-steppe zone on Loess Plateau. *Chinese Journal of Applied ecology*, 16(11): 2025-2029.
- West, J. 2018. Importance of amphibians: A synthesis of their environmental functions, benefits to humans, and need for conservation. Bridgewater State University.
- Whiles, M.R., Hall, R.O., Dodds, W.K., Verburg, P., Hury, A.D., Pringle, C.M., Lips, K.R., Kilham, S.S., Colón-Gaud, C., Ruginski, A.T., Peterson, S. & Connelly, S. 2013. Disease-driven amphibian declines alter ecosystem processes in a tropical stream. *Ecosystems*, 16: 146-157.
- Wickham, H., Chang, W., Henry, L., Pedersen, T., Takahashi, K., Wilke, C. & Woo, K. 2018. ggplot2: create elegant data visualizations using the grammar of graphics. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btr406>
- Wilson, E.O. 2000. Foreword. En: Agosti, D., Majer, J.D., Alonso, L.E. & Shultz, T.R. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Washington: Smithsonian institution press.

CAPÍTULO 6

SÍNTESIS Y PERSPECTIVAS DEL PROCESO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN LA VERTIENTE ORIENTAL DEL PNN SYA



Luis Fernando Prado-Castillo^{1,2}, Jaime José Parada-Rendón¹, María Eugenia Morales-Puentes^{1,2}

¹Grupo de Investigación Sistemática Biológica (SisBio), Herbario UPTC. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia.

²Maestría en Ciencias Biológicas. Escuela de Posgrados. Facultad de Ciencias. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia.

¿POR QUÉ HACER RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN UN ÁREA PROTEGIDA?

El régimen de disturbio. El PNN SYA es considerado un importante reservorio del recurso genético en el departamento de Santander (Duarte-Sánchez, 2013). El área de influencia directa del proyecto estuvo al interior de la microcuenca quebrada Cincomil, cuenca media del río Suárez. Al mirar la historia de uso del territorio, antes de la creación del área protegida, la economía local se sustentaba en la agricultura (algodón, tabaco, caña panelera, cacao, maíz, yuca, cítricos y café) y se inició en los años 60 del siglo pasado una transformación hacia una economía ganadera.

Tras casi cincuenta años de uso del área, principalmente para la producción de ganado vacuno, con toda la historia de transformación de áreas agrícolas y relictos de bosques naturales para este fin (deforestación de bosques, introducción de gramíneas exóticas y alteración de drenajes naturales), sobre suelos de profundidad efectiva superficial y baja fertilidad, con una topografía inclinada y una alta susceptibilidad a la erosión, estas áreas –una vez abandonadas las actividades productivas– se convirtieron en focos de degradación con alta vulnerabilidad a procesos erosivos.

Finalmente, las áreas abandonadas fueron ampliamente colonizadas por las gramíneas exóticas previamente utilizadas para el pastoreo del ganado, y con los años, se extendieron a diversos tipos de áreas abandonadas, aquí se observó un riesgo ante una posible invasión biológica al interior del área protegida, con riesgo de incendios por la alta acumulación de biomasa aérea. En estos escenarios, la restauración es una necesidad como estrategia de recuperación y de mitigación, ante potenciales disturbios.

El potencial de restauración. Es entendido aquí, como la integración del potencial biofísico del territorio, la plataforma social preexistente y el grado de compromiso interinstitucional para la continuidad de las acciones en el tiempo.

Las áreas degradadas en el sector de la Golconda eran superiores a las intervenidas mediante la restauración; sin embargo, el entorno inmediato, comprendía fragmentos de bosques andinos en diversos estados de conservación, con la ventaja de la existencia de cubiertas forestales de especies nativas en la cota altitudinal superior al área lo que favorecía la presión de propágulos hacia los pastizales a intervenir. De otra parte, la presencia de dos quebradas y sus bosques riparios, se convertían en una importante oferta de propágulos y hábitat de fauna.

Desde el componente social, Golconda colindaba con áreas privadas, donde la actividad productiva aún era vigente y su contigüidad a vías rurales implicaba un riesgo potencial ante el fácil acceso a las áreas en restauración. Las relaciones entre el Parque Natural y la comunidad se interpretaron como respetuosas, aún con un

camino por recorrer respecto a la claridad en la sociedad sobre la función ecológica y social del área protegida. Se halló interés en la comunidad en participar del proceso: desde el desarrollo de acciones concretas (viverismo, plantación y mantenimientos) hasta el proceso de capacitación y de formación ejecutado.

Finalmente, Parques Nacionales Naturales de Colombia, tienen como parte de su política de conservación, avanzar en este tipo de iniciativas al interior de las áreas protegidas, lo que garantizó la gestión futura, una vez cerrada la obligación ambiental (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2012; Prado-Castillo, 2012).

La regulación hídrica: patrimonio natural del área protegida. Las áreas protegidas cumplen funciones de conservación de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos, para lo cual han generado una serie de estrategias, entre ellas la restauración ecológica (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2012). En el sector de la Golconda nacen varios tributarios de la quebrada Cincomil, sobre los cuales existen amplios sectores de bosques riparios degradados por uso agropecuario. Debido a la importancia de la microcuenca por su oferta hídrica para la región, la restauración de sus bosques riparios favorecería el mantenimiento de la regulación hídrica.

¿Por qué hacer ecología de la restauración en un área protegida?

En el PNN SYA, el conocimiento actual sobre las dinámicas ecológicas en su flanco oriental, es muy limitado, lo que condiciona la capacidad de plantear –sin un alto grado de incertidumbre– el diseño e implementación de acciones del tipo restauración ecológica, que requieren de un conocimiento básico de la ecología. El área protegida es pionera en procesos de saneamiento predial, y ante la extensión de las áreas degradadas y en abandono, se convirtió en un desafío el abordaje de las herramientas de conservación de la biodiversidad que Parques Nacionales Naturales ha establecido. La investigación en ecología de la restauración, contribuyó a generar un conocimiento básico que permitió una interpretación amplia de las dinámicas naturales, el diseño de la nucleación y del potencial biofísico para su adecuado desarrollo.

¿Cómo se propuso abordar la restauración ecológica en el área protegida?

A partir del modelo de trayectoria ecológica construido con información primaria, se diseñaron núcleos de plantación que mezclaron grupos funcionales de plantas con capacidad potencial para modificar las condiciones de micrositio y dieran respuesta a las metas de restauración establecidas en el corto plazo, que tuvieron un enfoque hacia el establecimiento de coberturas del tipo matorral nativo; la reducción de la dominancia de la cobertura del tipo pastizal, y la eliminación de la dominancia de la cobertura del tipo helechal.

Posteriormente, se implementó un programa de monitoreo que incluyó un sistema de indicadores que evaluaron cambios en la estructura, la composición y la función

del ecosistema, a varias escalas espaciales, y medidos sobre los componentes del socioecosistema: suelo, fauna, flora y sociedad.

¿Cómo participó la comunidad local?

Mediante el uso de múltiples herramientas sociales, la estrategia de participación comunitaria involucró el desarrollo de capacidades locales, que fomentaron los principios por los que fue creada el área protegida; integró el conocimiento local de las especies, la historia de uso del territorio, entre otros, al diseño de la estrategia de restauración; y aportó a la formación de líderes ambientales, mediante estudios debidamente avalados por la Universidad.

En función de las metas de restauración ¿qué se logró?

Las metas de restauración a corto plazo que se formularon para su cumplimiento a 6 años. A continuación, algunos de los resultados logrados previo al cumplimiento de los dos años iniciales desde el establecimiento efectivo de la nucleación.

Para la meta "*establecimiento de coberturas del tipo matorral nativo en al menos el 75 % del total de 16,18 ha en restauración*", la extensión de los matorrales arboledados en el área de intervención alcanzó el 30 %, un avance considerado más que aceptable.

En la meta "*reducción de la dominancia de la cobertura de especies de gramíneas exóticas en al menos un 50% del área total*", la cobertura de pastizales fue inferior al 60 % del área total, considerado como un avance muy significativo.

Y, finalmente la meta "*eliminación de la dominancia de la cobertura del tipo helechal (*Pteridium arachnoideum*) del área total*", la extensión de los matorrales abiertos sobre el helechal alcanzó un 20 % del área total, un avance importante si se considera que hubo un menor tiempo de establecimiento de núcleos (seis meses menos) en comparación con los pastizales.

Si se revisan otros indicadores, la tasa de supervivencia de las especies plantadas superó el 85%, un valor óptimo (superior al 75 % de individuos) en función de los criterios de cumplimiento establecidos y resultado probable de una elección adecuada de especies mediante análisis de grupos funcionales, dado que, no se establecieron una fertilización, riego y replante frecuentes para las plantaciones.

Al evaluar la tasa de desarrollo de las especies plantadas, se hallaron datos entre un 5 y un 17 % de individuos en etapa juvenil; es decir, que entre el 95 y el 83 % se mantenían en su estado inicial de plántula. Entonces ¿cómo se explica el cambio en las coberturas vegetales? Se considera que fue el resultado del control de los factores tensionantes (p. ej.: pastoreo), el control manual de gramíneas previa plantación y la expresión del banco de semillas germinable.

De otra parte, al comparar en el tiempo la diversidad de especies de plantas entre los núcleos de plantación y los controles (sin plantación), se observó una mayor diversidad en los núcleos. Los coleópteros coprófagos y hormigas, se comportaron

de manera contrastante: los primeros presentaron una mayor diversidad en los bosques y las segundas presentaron una mayor riqueza de especies en los pastizales. Igual, los dos grupos son interesantes indicadores del estado de avance de la sucesión, si se analizan en detalle, aspectos ecológicos de cada especie o gremio (en el caso de las hormigas).

DESAFÍOS EN LA RESTAURACIÓN DEL ÁREA PROTEGIDA

El proyecto en el PNN SYA se enfrentó a un escaso conocimiento en la propagación de especies nativas, la necesidad de trabajar conjuntamente con la comunidad local y el efecto sobre los ecosistemas del fenómeno Niño-Niña. La propagación de especies nativas no superó las 16 especies, pese al gran esfuerzo realizado durante al menos 18 meses con más de 30 especies.

Se generaron tres estrategias para mitigar el riesgo potencial de no lograrse la propagación de especies nativas en cantidad, diversidad y calidad. Se realizaron registros fenológicos en especies nativas observadas en colonización de pastizales y ecotonos bosque-pastizal; se realizaron ensayos de propagación *in vitro* y *ex vitro*; y se amplió el área de muestreo y monitoreo a toda la microcuenca Cincomil.

Respecto al trabajo conjunto con la comunidad local, se identificaron líderes ambientales, docentes rurales y funcionarios del área protegida como grupos estratégicos para el desarrollo del proyecto.





MENSAJE FINAL

Las áreas protegidas son parte del patrimonio natural del país, y de la memoria histórica de los territorios, donde gracias a su existencia, se han logrado resguardar elementos significativos de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos, de culturas ancestrales y de caminos jóvenes. Son manifestaciones de la cultura viva y de la historia de las sociedades humanas, que han pasado por complejas dinámicas que han conllevado a un alejamiento del medio natural, a uso no sostenible, y que ha causado la degradación de grandes extensiones de tierras, desplazamientos y extinciones locales. A menos que se avance en la prevención de los impactos, en la conservación de lo existente o en últimas, en la restauración de las áreas degradadas, las sociedades humanas, en la medida que crecen, demandarán mayores recursos naturales a unas tasas insostenibles para el medio natural. La restauración no es el camino a seguir en una primera instancia. Es correctiva y bajo el conocimiento existente, una estrategia cargada de incertidumbres. Nos resta, aprovechar la sabiduría local, ser creativos para la generación de conocimiento, y mucha contemplación y diálogo con la naturaleza misma. Allí están las respuestas a nuestras preguntas no formuladas de cómo modificar nuestros comportamientos destructivos y egoístas. También, las respuestas a cómo reconectarnos con ella, con la natura. Entonces, la restauración se convierte en una oportunidad.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Duarte-Sánchez, I., Contreras, J., Grandas, S., Benavides, J. & Moreno, H. 2018. Informe de monitoreo a la restauración ecológica en el Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes, vigencia 2018. Parques Nacionales Naturales de Colombia. San Vicente de Chucurí. 53 p.
- Parques Nacionales Naturales de Colombia. 2012. Lineamiento Institucional de Educación Ambiental de Parques Nacionales Naturales de Colombia. Bogotá, Cundinamarca, Colombia.
- Prado-Castillo, L.F. 2012. Plan de restauración ecológica del patrimonio natural de las Áreas Protegidas adscritas a la Dirección Territorial Andes Nororientales. Parques Nacionales Naturales de Colombia. Bucaramanga, Santander. 83 p.

Glosario



Las definiciones que se enuncian a continuación, han sido adaptadas a partir de: Acosta & Vargas-Ríos (2007), Beyl & Trigiano (2008), Brown & Lugo (1994), Campbell & Reece (2005), Connell & Slatyer (1977), Chuvieco (2007), Díaz (2007), Donoso (1993), Etter (1998), FISWRG (2001), Hartmann et al. (1997), Hierro (2003), IDEAM (2007), Lamb & Gilmour (2003), Llanos-Hernández (2010), Lavorel et al. (1997), Reis et al. (2003), Röver (2000), Saura (2013), SER (2004), Storch (2003), Velasco & Vargas (2007), Walker et al. (2007).

Atributo de vida: característica biológica que un ser vivo debe cumplir para ser considerado como tal.

Barrera: son todos aquellos factores bióticos o abióticos que pueden afectar la dispersión o sobrevivencia de una población determinada de fauna o flora.

Biodiversidad: cantidad de poblaciones de organismos y diferentes especies vivas, que tienen interacciones duraderas entre ellas y el ambiente donde se desarrollan.

Comunidad: conjunto de poblaciones u organismos de diversas especies bióticas que habitan y se relacionan entre sí en un ambiente determinado.

Conectividad: capacidad que tienen los organismos vivos de relacionarse, mezclarse y adaptarse con individuos de otra población en uno o varios territorios fragmentados.

Corredor biológico: áreas geográficas cuya función es la de conectar una o más regiones donde es viable el desarrollo de poblaciones bióticas, evitando de esta manera el aislamiento de las especies.

Cobertura vegetal: diferentes capas vegetales que componen la superficie terrestre.

Corine land cover: es una base de datos que permite describir, caracterizar, clasificar y comparar los atributos de las coberturas de la Tierra, explicadas mediante el uso de imágenes satelitales de resolución media, a partir de las cuales se puede generar mapas de coberturas a diversas escalas.

Curaduría: cuyo origen es del inglés curator, este término se acuña, a la persona que conserva o responsable de cuidar, de desarrollar el proceso de mantener y preservar la colección de especímenes.

Diseño de restauración: son todas aquellas acciones que el hombre realiza con el objetivo fundamental de devolver a un ecosistema definido, su estructura y funcionalidad, tratando de lograr o mejorar los procesos que ocurrirían en condiciones naturales.

Disturbio: se describe como cualquier evento o suceso, discreto o de alto impacto que tiene como consecuencia la alteración de la estructura ecológica de una especie, población o comunidad, debido a la pérdida de algún recurso vital.

Ecología de la restauración: según la Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica, consiste en "asistir a la recuperación de ecosistemas que han sido degradados, dañados o destruidos" (Lamb & Gilmour, 2003).

Ecosistema de referencia: el ecosistema de referencia sería la base o el modelo que apoya la planeación de un proyecto de restauración y su posterior evaluación. Al encontrar un ecosistema muy afectado y ya difícilmente poder establecer una referencia del original, se sugiere escoger como ecosistema de referencia, una trayectoria sucesional, a partir del paisaje que se observa en el área de estudio. Tal trayectoria permite relacionar especies tempranas y tardías en la sucesión.

Especie exótica: corresponde a una especie que, aunque sea nativa de un mismo país o región, ha sido introducida de manera natural o antrópica a una zona donde no tiene distribución natural.

Especie invasora: corresponde a una especie que crece fuera de su área de origen natural, en ambientes que no son propios o con una abundancia inusual, y produce alteraciones en la riqueza y diversidad de los ecosistemas.

Ex situ: expresión referida a las actividades de restauración ecológica realizadas fuera del lugar.

Facilitación: relación ecológica entre especies bióticas, que benefician al menos a una especie sin causar daño en la otra. Se pueden considerar como ejemplos de facilitación las relaciones de comensalismo y mutualismo.

Fauna silvestre: animales que viven en libertad y no han sido domesticados.

Fenología: estudio de las fases de los ciclos de vida de los seres vivos y cómo las variaciones climáticas pueden afectar positiva o negativamente su reproducción.

Flora: conjunto de plantas de un área determinada.

Fragmentación: consecuencia de la conjugación de varios factores ecológicos, antrópicos o naturales que ocasionan grandes cambios en la distribución de las poblaciones y comunidades de plantas y animales, incluso en el ambiente físico, afectando a su buen funcionamiento. A veces, dichos fragmentos pueden quedar aislados formando pequeñas islas en una zona alterada.

Inhibición: antónimo de activación, acciones que impiden o dificultan los procesos normales en la naturaleza de los procesos ecológicos.

In situ: expresión referida a las actividades de restauración ecológica realizadas en el lugar, en el sitio, sobre el terreno.

Hábitat: espacio que tiene las condiciones y atributos bióticos y abióticos vitales para la supervivencia, reproducción y perpetuidad de las especies.

Limitante: cualquier factor ambiental o grupos de factores relacionados que se aproxime o exceda los límites de tolerancia de una especie; especies estenoicas son aquellas con estrecho grado de tolerancia al factor, eurioicas aquellas con amplio grado de tolerancia.

Monitoreo: estrategia que permite medir en el tiempo (a través de indicadores, cuantificadores y metas), el éxito de la restauración ecológica, no necesita ser complejo y costoso para ser efectivo.

Multitemporalidad: proceso que permite monitorear espacial y temporalmente extensas zonas geográficas a través de la detección de cambios ocurridos en el paisaje. El cambio es definido como el efecto temporal identificado a partir de variaciones de una respuesta espectral en una imagen de satélite.

Nucleación: técnica de restauración donde ciertas especies de plantas podrían formar microhábitats y mejorar las condiciones ambientales de un sistema deteriorado llevándolo al aumento de probabilidades de que otras especies puedan arribar y ocupar este espacio.

Paisaje: territorio relativamente extenso formado de un mosaico de parches (también conocidos como fragmentos, manchas, polígonos o teselas) con diferentes tipos de cubierta (hábitats) que interactúan entre sí.

Población: grupo de individuos de la misma especie que se reproducen entre sí y que ocupan un espacio geográfico particular en un tiempo determinado. Los individuos dependen de recursos, como alimento y refugio, y están influenciados por condiciones ambientales similares.

Propagación vegetal: multiplicación de plantas, con el fin de preservar la información genética; existen dos alternativas de propagación: sexual, mediante semillas y asexual, a través de tejidos vegetales. Este último conserva la potencialidad de multiplicación con diferenciación celular y con la generación de nuevos individuos con estructuras vegetativas.

Propágulo: cualquier parte de la planta a utilizar con el fin de producir un nuevo individuo; como estructuras pueden ser usadas las semillas, segmentos de tejido, yemas, explantes, esquejes o estacas, bulbos, cormos o tubérculos.

Regeneración natural: proceso por el cual, en un espacio dado aparecen plántulas de diferentes especies de forma natural sin acción directa o indirecta del hombre.

Regeneración natural asistida: se asocia con las acciones y medidas asumidas por acción del hombre, a fin de aumentar la capacidad de regeneración de las especies en zona con disturbio.

Restauración ecológica: proceso de cooperar con la recuperación de un ecosistema que se a afectado, degradado o destruido, y se proyecta a recuperar sus atributos en estructura, productividad y diversidad.

Rodal: corresponde a un conjunto de plantas de la misma especie o diferentes, y se diferencia de las adyacentes, puede ser natural o artificial y asociada a objetivos de manejo.

Sucesión: cambio en la composición de especies y el sustrato asociado a través del tiempo. De acuerdo a las características iniciales del sitio, la sucesión puede clasificarse como primaria o secundaria.

Sustrato: es la tierra para las plantas, como las combinaciones a base de turbas y otros insumos, que sirven de alimento para las raíces.

Tensionante: diferentes tipos de estímulos externos que pueden afectar o no los sistemas naturales.

Territorio: extensión de tierra que hace parte de una región dada que puede tener o no una división política; puede estar asociada a una organización institución o estado y validado por una comunidad.

Tipos funcionales de plantas: conjuntos de especies que tiene reacciones similares a las condiciones ambientales y tienen efectos análogos en procesos ecosistémicos dominantes.

Tolerancia: corresponde a un mecanismo de facilitación que postula que las especies tardías logran establecerse junto a las pioneras debido a que requieren pocos

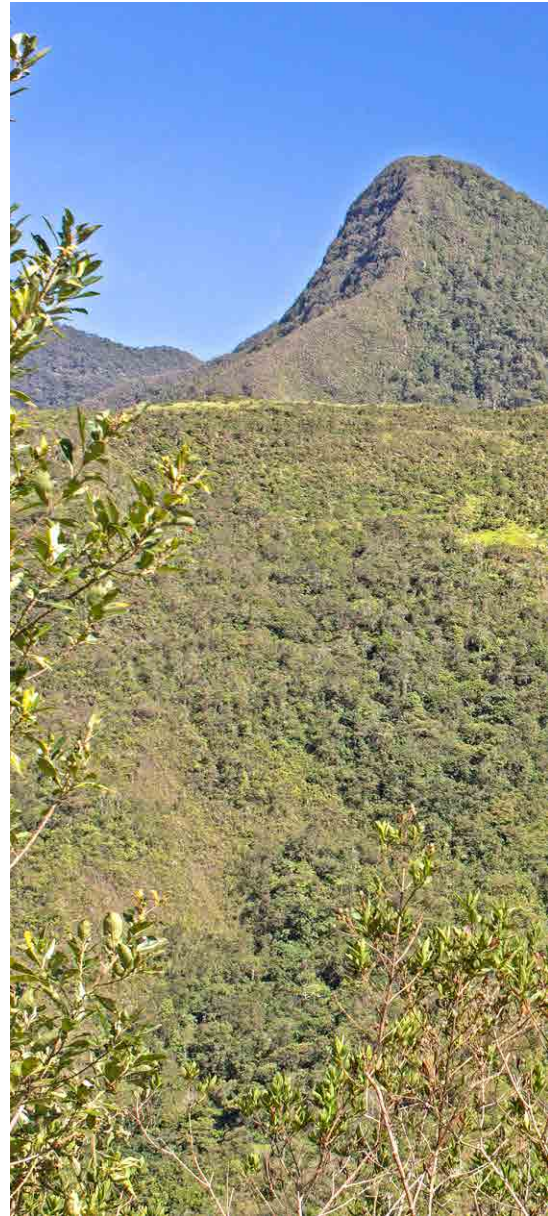
recursos para sobrevivir, por lo tanto, especies pioneras y tardías coexisten durante un cierto tiempo, sin afectarse unas a otras.

Trayectoria ecológica: describe el curso natural del desarrollo de un ecosistema en el tiempo. Comprende todas las características ecológicas (bióticas y abióticas) de un ecosistema, se monitorea mediante la medición secuencial de parámetros ecológicos previamente establecidos en tiempo y espacio.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta, M. & Vargas-Ríos, O. 2007. Ampliación de fragmentos de bosque altoandino. En: Vargas-Ríos, O. & Grupo de Restauración Ecológica (Eds.). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal de Cogua, Cundinamarca. Segunda edición. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Beyl, A., & Trigiano, N. 2008. Introduction to plant propagation, En: Beyl, A. & Trigiano, N. (ed.). Plant propagation concepts and laboratory exercises, CRC Press, EUA.
- Brown, S. & Lugo, A.E. 1994. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. *Restoration Ecology*, 2(2): 97-111.
- Campbell, N. & Reece, J. 2005. *Biology*. Benjamín Cummings Publication, San Francisco
- Chuvieco, E. 2007. Mirar desde el espacio o mirar hacia otro lado: Tendencias en teledetección y su situación en la geografía española. En: *Documents d'Análisis Geográfica*. 50: 75-85.
- Connell, J.H. & Slatyer, R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*, 111(982): 1119-1144.
- Díaz, R. 2007. El monitoreo en la restauración ecológica. En: O. Vargas (ed.). Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Donoso, C. 1993.- *Bosques Templados de Chile y Argentina*. Primera Edición. Editorial Universitaria.
- Etter, A. 1998. Bosque húmedo tropical. En: Chávez, M. & Arango, N. (eds.). Informe nacional sobre el estado de la biodiversidad Colombia 1997. Tomo I. Diversidad Biológica. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Santa Fé de Bogotá, Colombia: 106-133.
- FISWRG. 2001. *Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices*. Federal Interagency Stream Restoration Working Group, USA.
- Hartmann, H.T., Kester, D.E., Davies, F.T.Jr. & Geneve, R.L. 1997, *Plant propagation: principles and practices*, 6th ed., Prentice Hall, EUA.
- Hierro, R.S. 2003. Regeneración natural: situaciones, concepto, factores y evaluación. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 15: 11-16.

- IDEAM. 2007. Mapa de cobertura de la Tierra cuenca Magdalena-Cauca, Metodología Corine Land Cover adaptada para Colombia, escala 1:100.000, Bogotá.
- Lamb, D., & Gilmour, D. 2003. Rehabilitation and restoration of degraded forests. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and WWF, Gland, Switzerland. x +110 pp.
- Lavorel, S., McIntyre, S., Landsberg, J. & Forbes, T.D.A. 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology and Evolution*, 12:474-478.
- Llanos-Hernández, L. 2010. El concepto del territorio y la investigación en las ciencias sociales. *Agricultura, sociedad y desarrollo*, 7(3): 207-220.
- Reis, A., Bechara, F.C., Espíndola, M.B., Vieira, N.K. & Souza, L.L. 2003. Restoration of damaged land areas: using nucleation to improve successional processes. *The Brazilian Journal of Nature Conservation* 1(1): 85-92.
- Gärtnerische, R.R. 2000. Substrate: Möglichkeiten und grenzen ihrer herstellung und verwendung; beispiele aus forschung, industrie und anwendung. En: Kämpf, A.N. & Fermino, M.H. (eds). *Substratos para plantas: a base da produção vegetal em recipientes*. Porto Alegre: Ge- nesis, 105-138.
- Saura, S. 2013. Métodos y herramientas para el análisis de la conectividad del paisaje y su integración en los planes de conservación. En: De la Cruz Marcelino. & Maestre, Fernando. (eds.) *Avances en el análisis espacial de datos ecológicos: aspectos metodológicos y aplicados*. ECESPA-Asociación Española de Ecología Terrestre. Mósteles. pp. 2-46.
- SER. Society for Ecological Restoration International Science. 2004. Grupo de trabajo sobre Ciencia y Política. Principios de SER Internacional sobre restauración ecológica. www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Society for Ecological Restoration (SER) International, Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. 2004. Principios de SER Internacional sobre la restauración ecológica. www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Storch, I. 2003. Linking a multiscale habitat concept to species conservation, pp. 303-320. En: Bissonette, J.A. & Storch, I. (eds.). *Landscape ecology and resource management: linking theory with practice*. Island Press, Washington, D.C.



- Vargas, O. 2007. Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Velasco, P. & Vargas, J.O. 2007. Problemática de los bosques altoandinos. En: Vargas-Ríos, O. & Grupo de Restauración Ecológica (Eds.). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal de Cogua, Cundinamarca. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Colciencias. Bogotá.
- Walker, L., Walker, J. & del Moral, R. 2007. Forging a new alliance between succession and restoration. En: Walker, L, Walker, J. & Hobbs, R. (Eds.). Linking restoration and ecological succession. New York, USA: Springer. p. 1-18.





Con el objetivo de articular estudios que permitan cubrir vacíos de información; este libro es una contribución a una variada y compleja estructuración de temáticas que van a ser un aporte significativo al conocimiento de ecosistemas de bosque andino, en torno a procesos de restauración ecológica. El libro *"caminando entre huellas de Yarigués: la gente y la ciencia en la gestión temprana de la restauración ecológica del área protegida"*, es una publicación pensada como una herramienta académica para las comunidades directamente implicadas, instituciones educativas, afines a ciencias ambientales, profesionales, expertos interesados y comunidad en general; este libro ofrece una gama de temáticas en torno al conocimiento de la restauración ecológica en una importante área protegida del departamento de Santander; esta obra es una muestra que sorprenderá gratamente al lector.



Uptc
Universidad Pedagógica y
Tecnológica de Colombia

SisBio
Grupo de Investigación
Sistemática Biológica



Herbario
UPTC



ecopETROL

