

# Hormigas: indicadoras de restauración inicial en un relicto de bosque seco tropical urbano

Nataly Forero-Chavez<sup>1</sup>; Mónica Patricia Castillo-Bautista<sup>2</sup>; Inge Armbrrecht<sup>3</sup>; James Montoya-Lerma<sup>4</sup>


## Resumen

El bosque seco tropical (bs-T) es uno de los ecosistemas más degradados a nivel mundial. Su pérdida obedece principalmente a la ampliación de la frontera agrícola, así como a la urbanización. En Colombia, este sistema desaparece a una velocidad alarmante y existen pocos proyectos para su recuperación. En el Valle del Cauca, suroccidente del país, el ecosistema persiste en unos pocos relictos, así como en parches boscosos tipo parques, zonas verdes y áreas protegidas por la sociedad civil al interior de las ciudades. Teniendo en mente que la vegetación natural y su restauración son elementos que pueden afectar a la biodiversidad animal urbana, el objetivo de este estudio fue iniciar y evaluar, con insectos bioindicadores, un proceso de restauración en uno de los parches urbanos de Santiago de Cali. Primero, se visitó el sitio a restaurar y se estableció un plan para controlar el avance invasor de la gramínea africana, conocida como pasto guinea (*Megathyrus maximus*, Poaceae). Segundo, se seleccionaron dos especies de árboles nodriza, *Guazuma ulmifolia* (Malvaceae) e *Inga densiflora* (Fabaceae), con el fin de romper las condiciones de sucesión detenida mantenida por el pasto. La idea fue emplear especies pioneras, de crecimiento rápido y sobrevivencia alta para que facilitasen el posterior establecimiento de otras especies en la sucesión ecológica. Tercero, se diseñó un muestreo continuo para medir la riqueza de especies de hormigas del suelo. Finalmente, se comparó la información de las especies de hormigas indicadoras del escenario de restauración frente a dos parches de referencia (urbana y peri-urbana). Las especies de hormigas fueron principalmente generalistas en la zona de restauración en todo el año, sin cambios importantes que indicaran recuperación ecológica. En contraste, en los parches de referencia se encontraron especies de *Azteca*, *Cephalotes*, *Gnamptogenys* y *Trachymyrmex*, algunas de las cuales están restringidas a sitios boscosos. Esto, posiblemente, explica el porqué estas no se encontraron en la zona de restauración. La finalidad última del estudio es la de proveer una base para liderar y monitorear los procesos de restauración, una prioridad nacional en los remanentes de bosque seco.


**Palabras clave:** restauración urbana, bosque seco tropical, pasto guinea, especies vegetales nativas.

\*FR: 27-VI-2023. FA: 2-IV-2024.


<sup>1</sup> M.Sc. Magíster en Ciencias-Biología. Grupo de Investigación de Ecología de Agroecosistemas y Hábitats Naturales, Facultad de Ciencias. Universidad del Valle. Santiago de Cali, Colombia. forero.nataly@correounivalle.edu.co

 orcid.org/0000-0003-3999-114X **Google Scholar**


<sup>2</sup> Bióloga. Grupo de Investigación de Ecología de Agroecosistemas y Hábitats Naturales. Universidad del Valle. Santiago de Cali, Colombia. castillo.monica@correounivalle.edu.co

 orcid.org/0000-0003-3010-6167 **Google Scholar**

<sup>3</sup> Autora de correspondencia. PhD. Doctor of Philosophy, Natural Resources and Environment. Profesora Departamento de Biología, Universidad del Valle. Santiago de Cali, Colombia. inge.armbrrecht@correounivalle.edu.co

 orcid.org/0000-0003-0574-2559 **Google Scholar**

<sup>4</sup> PhD. Doctor of Philosophy, Medical Parasitology. Profesor Universidad del Valle Departamento de Biología. Cali, Colombia. james.montoya@correounivalle.edu.co

 orcid.org/0000-0003-2122-1323 **Google Scholar**



## CÓMO CITAR:

Forero-Chavez, N., Castillo-Bautista M. P., Armbrrecht, I., Montoya-Lerma J. (2024). Hormigas: indicadoras de restauración inicial en un relicto de bosque seco tropical urbano. *Bol. Cient. Mus. Hist. Nat. Univ. Caldas*, 28(1), 73-92. <https://doi.org/10.17151/bccm.2024.28.1.4>



## Ants: indicators of initial restoration in a relict of urban dry tropical forest

### Abstract

The Tropical Dry Forest (bs-T in Spanish) is one of the most degraded ecosystems in the world. Its loss is due to the opening of the agricultural frontier, and to urbanization. In Colombia, this ecosystem is disappearing at an alarming speed, and there are very few projects for its restoration. In Valle del Cauca, southwest of the country, the system persists in a few relicts, as well as in patches such as parks, green areas and areas protected by civil society within cities. Keeping in mind that natural vegetation and its restoration are elements that might affect urban biodiversity, the objective of this study was to initiate and evaluate, with insect bioindicators, a restoration process in one of the urban forest patches in Santiago de Cali. First, the site to be restored was visited, and a plan for the control of the invasive African grass known as guinea grass (*Megathyrsus maximus*, Poaceae) was established. Secondly, two nurse tree species (*Guazuma ulmifolia*, Malvaceae and *Inga densiflora*, Fabaceae) were selected to break down the arrested succession maintained by the grass. The idea was to employ rapid-growth pioneer species, with high survival rates, which could act as facilitators for the further establishment of other species in the ecological succession. Third, a continuous sampling was designed to measure the richness of soil ant species. Finally, the information of the indicator ant species of the restoration scenario was compared against two reference patches (urban and peri-urban). The ant species were mainly generalist ones in the restoration area during the whole one-year period without indication of ecological recovery. In contrast, some species of *Azteca*, *Cephalotes*, *Gnamptogenys* and *Trachymyrmex* were found in the reference patches, which include species restricted to forested sites. This possibly explains why they were not found in the restoration zone. The ultimate purpose of the study was to provide a base line to lead and monitor restoration processes, which is a national priority in the dry forest remnants.

**Keywords:** urban restoration, tropical dry forest, guinea grass, native plant species, protocol.

### Introducción

La fragmentación de hábitat es una de las principales consecuencias de la perturbación del paisaje (Armenteras *et al.*, 2018) y, a nivel mundial, afecta a los diferentes ecosistemas, siendo el bosque seco tropical (bs-T) uno de los más amenazados por este fenómeno (Sánchez-Cuervo y Aide, 2013, Forero-Chavez *et al.*, 2024). Se estima que su cobertura mundial actual es de menos del 40% (Miles *et al.*, 2006), llegando incluso al 10% o menos en varios países de Latinoamérica y El Caribe (Banda *et al.*, 2016), y con pocas medidas de protección (Sánchez-Azofeifa *et al.*, 2014).

En Colombia, este ecosistema ha sido destruido aproximadamente en un 90%, básicamente con el ánimo de ampliar la frontera agrícola y para dar asentamiento a ciudades populosas (Arcila Cardona *et al.*, 2012). Según Pizano *et al.*, (2014), la

mayor parte del remanente está ubicado en cinco zonas biogeográficas –cinturón pericaribeño, valle del río Magdalena, valle del río Cauca, norandina y Catatumbo– para las cuales existen incipientes o nulas medidas de conservación. Además, un aspecto limitante es que, en la mayoría de las situaciones, la regeneración del bs-T es muy baja e incierta (Lamb *et al.*, 2005; Galindo-Rodríguez y Roa-Fuentes, 2017), por lo cual, es necesario definir procesos de restauración con especies vegetales que permitan valorar factores adversos como la escasez de agua, limitantes bajo suelo (Werden *et al.*, 2022; Castillo-Bautista *et al.*, 2024); pero también la presencia de pastos no nativos e invasores, que compiten con las especies locales, degradan los suelos y alteran el ecosistema natural (Griscom *et al.*, 2005).

En el valle geográfico del río Cauca, el ecosistema bs-T está compuesto por fragmentos que oscilan entre 1 y 9 ha, dispersos entre sí, con coberturas de origen antrópico (Arcila Cardona *et al.*, 2012). Gran parte del paisaje ha sido invadido por construcciones que han dado paso a centros urbanos, pastizales, cultivos y rastrojos. En particular, ciudades como Santiago de Cali (suroccidente colombiano) han experimentado un rápido proceso de expansión urbana con la consecuente transformación irreversible de sus áreas naturales, con la inevitable pérdida de la biodiversidad. No obstante, subsisten algunos parches de bosque representados en parques y zonas verdes y algunas zonas protegidas por la sociedad civil que, eventualmente, dada la heterogeneidad del entorno pueden influir positiva o negativamente con incremento/disminución de la biodiversidad (McKinney, 2002).

La naturaleza de estos entornos urbanos los convierte en entidades valiosas con respecto al potencial de la práctica de la restauración ecológica. No obstante, existe menos énfasis e interés en la restauración de estos sitios y, relativamente, son pocos los estudios centrados en áreas pobladas (Pavao-Zuckerman, 2008). Las respuestas biológicas a los procesos de restauración ecológica son diversas y, por tanto, la gestión se debe adaptar específicamente al contexto del ecosistema que se restaura (Gatica-Saavedra *et al.*, 2017).

Las investigaciones de Pavao-Zuckerman (2008) y Dearborn y Kark (2010) revelan que, en zonas urbanas, a través de estrategias relacionadas con la preservación de la biodiversidad local, la restauración ecológica crea pasos intermedios hacia hábitats no urbanos y permite comprender y facilitar respuestas al cambio ambiental, cumplir responsabilidades éticas y mejorar el bienestar humano. Está claro que no se pretende retornarlos a su estado natural sino rehabilitarlos, al menos en un inicio, y construir hábitats naturales dentro de las ciudades en las áreas afectadas por las actividades humanas (Faeth *et al.*, 2011). En estos casos, dado que la restauración ecológica se hace y opera en lugares donde las personas “viven y trabajan”, esta cobra mucha importancia, ya que cubre desde el aprovisionamiento de servicios ecosistémicos y conectividad del paisaje hasta la educación y divulgación científica (Miller y Hobbs, 2002).

El contexto de este estudio ocurre en la Estación Experimental del departamento de Biología de la Universidad del Valle –campus Meléndez–, en adelante “Microestación”, que posee uno de los parches urbanos de bs-T más importantes de Santiago de Cali. Este bosque, de aproximadamente una hectárea, ha sufrido un proceso de regeneración de aproximadamente 20 años. Este proceso de sucesión, al basarse en la regeneración natural, puede ser afectado por diversos aspectos, tanto abióticos como bióticos, entre los cuales el crecimiento de especies invasoras se destaca al desacelerar el proceso de recuperación. Es así como, en el costado oriental del bosque descrito, la sucesión ecológica estaba detenida debido a la presencia del pasto invasor africano tipo guinea –*Megathyrus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs–. Sin embargo, la remoción del pasto no es garantía del regreso de especies vegetales nativas (Reid *et al.*, 2009; Guido y Pillar, 2017), por lo que es necesario realizar acciones de restauración activas y, además, evaluar cómo responde la fauna, ya que muy pocos estudios lo hacen (Reid *et al.*, 2009).

Este estudio evaluó la sobrevivencia y tasa de crecimiento de dos especies pioneras de árboles nodriza, para romper el estado de sucesión arrestada provocada por el pasto guinea en un parche de bosque seco, en la Universidad del Valle (Cali, Colombia). Dado que dichos árboles son de rápido crecimiento, y asumiendo que cambiarían las condiciones del hábitat invadido por el pasto, se utilizó la riqueza de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) como indicador ecológico de recuperación. Este grupo de insectos cumple con los criterios para evaluar actividades de transformación antropogénica de hábitats, gracias a su alta diversidad, gran abundancia en casi todo tipo de ambientes, variedad de funciones dentro de los ecosistemas, respuesta rápida a cambios ambientales, facilidad de muestreo y relativamente buena resolución taxonómica (Alonso y Agosti, 2000; Carvalho *et al.*, 2020). Además, su riqueza responde positivamente a la diversidad y densidad de la vegetación (Carvalho *et al.*, 2020), especialmente en los trópicos (Casimiro *et al.*, 2019).

Se hipotetizó que la riqueza de especies de hormigas del parche urbano de la Microestación, luego de una fase inicial de restauración de un año, sería similar a la de un parche rural (Reserva Natural Colindres). Por otra parte, este estudio buscó proveer insumos base para liderar los procesos de restauración, una prioridad nacional en los remanentes de bosque seco del Valle del Cauca, pero con posibilidad de aplicación en otras zonas del país (Vargas y Ramírez, 2014).

## Métodos

En el abordaje del presente estudio se examinó cualitativamente la zona a restaurar y, en primera instancia, se estableció un plan utilizando tractor para romper el entramado del pasto guinea (*M. maximus*) –ya que era impenetrable–, seguido por el trasplante de plántulas de las especies nodriza. Desde el inicio del proceso se diseñó un muestreo

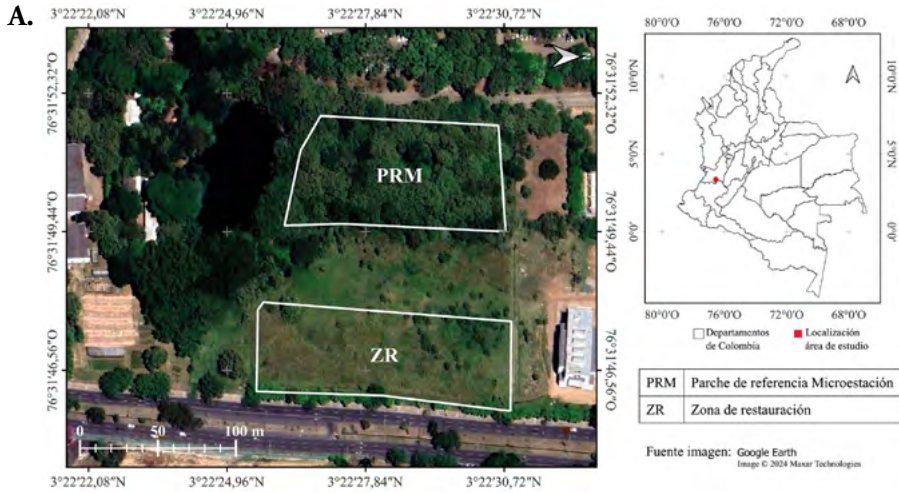
continuo para medir, bimensualmente por un año, la riqueza de especies de hormigas y, finalmente, se comparó la información de las comunidades bióticas del escenario de restauración frente a la de un área control –un bosque sin intervención aledaño a la zona en restauración y un bosque periurbano a 15 km de Cali–.

### **Fase de campo**

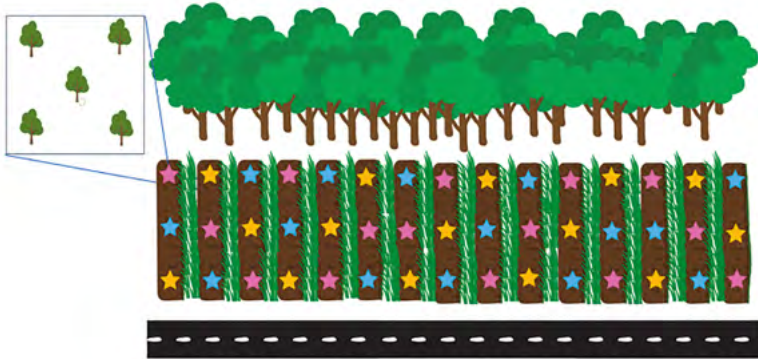
El estudio se llevó a cabo en la Estación Experimental del departamento de Biología de la Universidad del Valle (Univalle), campus Meléndez (3° 23' 42.59"N; 76° 33' 21.01"O), Cali, suroccidente de Colombia; cuya extensión total es de aproximadamente 5 ha. En dicha estación se encuentra un parche de bosque originado por regeneración natural –“Microestación”–, que fue usado como primer ecosistema de referencia (Figura 1). Debido a que este parche es un ecosistema urbano, se incluyó un segundo ecosistema de referencia con características de matriz rural, denominado Reserva Natural –de la Sociedad Civil– Colindres (3° 15' 59.389"N, 76° 29' 17.182"O) ubicado en Jamundí.

### **Especies para la restauración**

Las dos especies de árboles nodriza se escogieron por ser nativas y pioneras –crecen en estados sucesionales tempranos en el bs-T–. En agosto de 2020 se colectaron y sembraron en invernadero semillas de dos especies: las de *Inga densiflora*, en el departamento del Cauca (municipio de Caldon, vereda El Rosal) y las de *Guazuma ulmifolia*, en el departamento del Valle del Cauca (Trujillo, vereda Andinópolis). Una vez obtenidas las plántulas, de ambas especies, éstas permanecieron tres meses en bolsas plásticas hasta el momento de ser llevadas a adaptación –un mes– al campus Meléndez de Univalle, siempre con precaución de no afectar sus raíces. Se trasplantaron las *I. densiflora* en diciembre de 2020 y las *G. ulmifolia* en febrero de 2021.



**B.**



**Figura 1.** (A) Imagen satelital en 2019 de las zonas donde se realiza el proceso de restauración ecológica en la Estación Experimental biológica del campus universitario de la Universidad del Valle, sede Meléndez. (B) Diseño del experimento representando 15 transectos y cada transecto con tres tratamientos: *Inga densiflora* (estrellas rosadas); *Guazuma ulmifolia* (estrellas azules) y control sin árboles nodriza (estrellas amarillas).  
**Nota.** PMR: Bosque de referencia. ZR: Zona invadida por pasto guinea a ser intervenida en un inicio de proceso de restauración ecológica.  
Sistema de referencia de coordenadas de la imagen: WGS-84. Escala: 1: 3000

## Fase inicial de restauración ecológica

En un área de 1 ha (ZR, Figura 1) se prepararon, mediante poda con tractor del pasto guinea, 15 franjas de 3 m de ancho por 40 m de largo, separadas 10 m entre sí. Cada franja se cubrió con un plástico negro (3 m x 40 m) que permaneció en el área los primeros seis meses. Dentro de cada franja se delimitaron tres parcelas de 3 m x 3 m cada una, separadas 10 m entre sí. En cada parcela fue asignado aleatoriamente uno de tres tratamientos posibles: 1. cinco plántulas de guamo (*I. densiflora*), 2. cinco plántulas de guásimo (*G. ulmifolia*) y 3. parcela donde se demarcaron cinco puntos pero no se sembró plántula alguna y se denominará “control negativo”. Los árboles se plantaron en los cuatro vértices y en el centro de cada parcela –al igual que los puntos del control negativo–. Dado que las 15 franjas están separadas 10 m entre sí, se tuvo pasto guinea entre las franjas. La asignación de los tratamientos se hizo mediante números aleatorios, en un diseño de bloques al azar, estratificado en las franjas.

## Muestreo y variables respuesta

Para los muestreos de hormigas, además de los tres tratamientos en cada franja (*I. densiflora*, *G. ulmifolia* y control negativo, es decir, 15 x 3), se añadió una parcela situada en el pasto guinea que se ubicaba entre las franjas. Se realizaron muestreos utilizando una trampa de caída por parcela y captura manual. Los dos métodos de captura se aplicaron en cada tratamiento y control exactamente de la misma manera. Los muestreos se realizaron en el tiempo cero y cada dos meses, después de plantados los tratamientos a lo largo de un año. Cada trampa de caída consistió en un vaso plástico (473 cc) lleno en 2/3 de su volumen, con una solución preservante –mezcla de alcohol etílico y agua– enterrada a ras del suelo y expuesta por una semana. Las trampas fueron protegidas con una pequeña armazón de alambre para evitar su destrucción por vertebrados (zorros cañeros, *Cerdocyon thous*, y zarigüeyas, *Didelphis marsupialis*), y por un techo de plástico –plato desechable asegurado con palos de pincho– para reducir el efecto lluvias o la evaporación excesiva. Las capturas manuales (06:00-09:00 horas) se realizaron durante cinco minutos en cada tratamiento y su control, buscando activamente en todos los sustratos posibles dentro de cada parcela.

Para el parche de referencia urbano, colindante con la zona de restauración, se realizó un primer muestreo al inicio –tiempo cero– y otro al año de la evaluación del proceso de restauración ecológica –tiempo seis, incluyendo el tiempo cero–. La razón fue evitar la excesiva perturbación y extracción de fauna en un parche tan pequeño (-1 ha). Esto permitió analizar el recambio de especies de hormigas y examinar la variación de la diversidad al cabo de este periodo. Por otro lado, respecto a la segunda zona de referencia, se realizaron dos muestreos en la R.N. Colindres (Jamundí) para comparar la riqueza de especies de hormigas entre la zona de restauración, el parche de referencia urbano y un parche de referencia peri-urbano. Tanto para el bosque

colindante como para el periurbano se replicó el método de muestreo en la zona de restauración, pero a lo largo de tres transectos lineales con cinco estaciones cada uno, separados todos 10 m entre sí, para un total de 15 estaciones.

Para evaluar el proceso de establecimiento de las plantas se tomaron las siguientes variables de respuesta:

- Tasa de supervivencia medida como el porcentaje de plantas vivas a lo largo del ensayo y respecto al número de plántulas iniciales.
- Diámetro basal del tallo. Para esta variable se tomó el diámetro del tallo (en mm) a un centímetro del suelo, medido con un calibrador digital (pie de rey digital. 8"/0,01mm<sup>0,0005</sup>" Mitutoyo®).
- Altura de las plántulas (en cm), medida desde el ras del suelo hasta el meristemo apical más alto del tallo y usando un decámetro.

### Fase de laboratorio

Los especímenes de Formicidae, colectados en las trampas de caída, se preservaron en etanol al 96% y fueron identificados con las claves de Fernández *et al.*, (2019) y recursos especializados de la red (ejemplo: AntWeb). En aquellos especímenes, en los que no se logró la identificación a nivel de género, fueron morfotipados usando las claves y dando caracteres diagnósticos para ellos.

Las colectas fueron amparadas por la resolución de la autoridad nacional de licencias ambientales (ANLA) del 28 de junio de 2019. El material identificado se ingresó al Museo de Entomología de la Universidad del Valle (MUSENUV, código: 77), de acuerdo con la normatividad curatorial del Museo y del sistema nacional de biodiversidad (SiB Colombia).

### Análisis de datos

La tasa de crecimiento de los tratamientos de guásimo y guamo se evaluó a través del tiempo, usando las medidas de altura y diámetro basal. Los datos climáticos se obtuvieron del Instituto de Hidrología, Meteorología y estudios ambientales (IDEAM) (<http://www.ideam.gov.co/>).

Con el objeto de estimar la diversidad de especies de hormigas, se calculó esta para tres órdenes de diversidad (números de Hill  $q= 0, 1$  y  $2$ ) con base en incidencias (*sample-based*), tanto en los tratamientos como en el control negativo, usando el paquete iNEXT (Hsieh *et al.*, 2016) en R (R Core Team, 2019). Teniendo en cuenta el sesgo estadístico de trabajar con un grupo colonial, como son las hormigas, se utilizaron datos de incidencia de especies como sustituto de la abundancia (Hölldobler y Wilson 2009). Además, dado que en la zona de restauración se tuvo un mayor número de muestreos,



se optó por realizar dos análisis por separado de los tres órdenes de diversidad: uno que corresponde a los muestreos en la zona de restauración y otro que corresponde para las zonas de comparación –bosque colindante y el periurbano con dos muestreos y N=15 estaciones en cada muestreo; para la zona de restauración, N=15 y seis muestreos–.

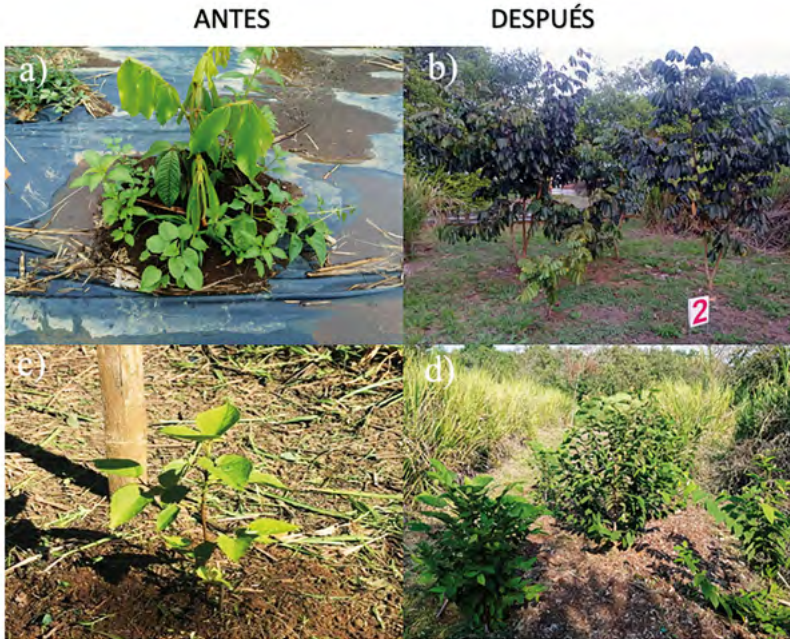
Para la composición de las especies de hormigas se identificó la estructura de las comunidades con escalamientos multidimensionales no métricos (NMDS por su sigla en inglés) con la medida de disimilitud de Jaccard, ya que los análisis se realizaron con datos del tipo presencia-ausencia, se calculó su valor de estrés; además de un análisis de similitudes ANOSIM para determinar estadísticamente la similitud entre la zona de restauración y los parches de referencia con el paquete vegan en R (Oksanen *et al.*, 2019).

Las especies de hormigas bio-indicadoras se seleccionaron en la zona de restauración, y los parches de referencia, por medio del paquete Indicspecies (De Cáceres y Legendre, 2009). Las especies que tuvieron un valor IndVal igual o mayor que 50 fueron consideradas como indicadoras. Valores de p menores a 0,05 fueron significativos. Así mismo, para establecer la contribución de las especies a la disimilitud entre la zona de restauración ecológica y parches de referencia, se realizó una prueba porcentajes de similitud (SIMPER) con el paquete vegan de R (Oksanen *et al.*, 2019).

## Resultados

### Crecimiento de las especies vegetales

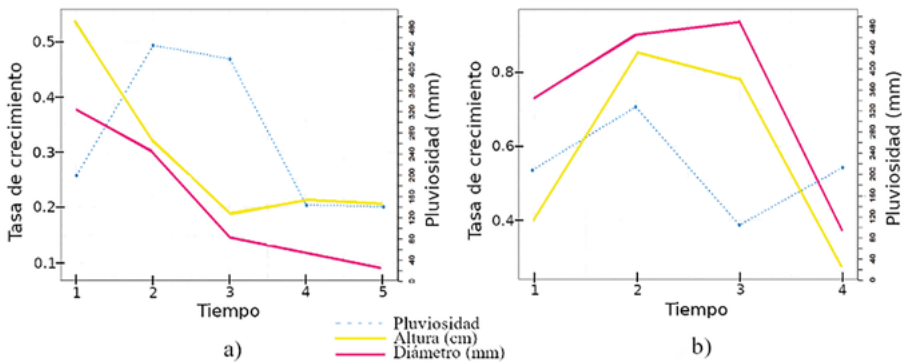
En la zona de restauración ecológica se encontró un porcentaje de sobrevivencia del 85,45% para *I. densiflora* y de 93,3% para *G. umlifolia*, a un año después del trasplante (Figura 2).



**Figura 2.** Observaciones en campo del crecimiento durante un año.

**Nota.** a) Plántula de *Inga densiflora* al momento del trasplante, en diciembre de 2020; b) La misma plántula en diciembre de 2021; c) Plántula de *Guazuma ulmifolia* en el trasplante, en febrero de 2021 y d) La misma plántula en enero de 2022.

A lo largo del año de monitoreo, la tasa de crecimiento de *G. ulmifolia* se correspondió positivamente con la alta pluviocidad en contraste para *I. densiflora*, la cual disminuyó con las precipitaciones (Figura 3).



**Figura 3.** Variación de la tasa crecimiento de a) *Inga densiflora* y b) *Guazuma ulmifolia* en relación a la pluviocidad. Zona de restauración ecológica de la Universidad del Valle.

## Diversidad de especies de hormigas en el proceso de restauración ecológica

Durante el año de monitoreo se registraron 10.132 individuos de hormigas, correspondientes a 50 especies –o morfoespecies–. *Wasmannia auropunctata* y *Solenopsis azteca* fueron las especies más abundantes con 3349 y 2311 individuos, respectivamente.

El pasto guinea –pastizal– presentó la mayor riqueza de especies efectivas (0D= 40) con completitud de muestreo alto (CM=99,3%) y una abundancia de 3034 individuos. Por otra parte, la riqueza de los tratamientos de *G. ulmifolia* e *I. densiflora* fue muy similar entre sí (0D= 34; abundancia= 2779; CM=99,2%; 0D= 33; abundancia= 1923; CM=98,9%, respectivamente), al igual que el control negativo (0D= 35; abundancia= 2369; CM=99,0%). Las comparaciones de diversidad se realizaron bajo las mismas coberturas de muestreo y se consideraron representativas (superiores a 98,9%).

Los parches de referencia presentaron mayor riqueza respecto a todos los tratamientos de la zona de restauración (bosque “Microestación”: 0D= 45; SC=94,4% y bosque Reserva Natural Colindres: 0D= 48; SC=89,0%) (Tabla 1).

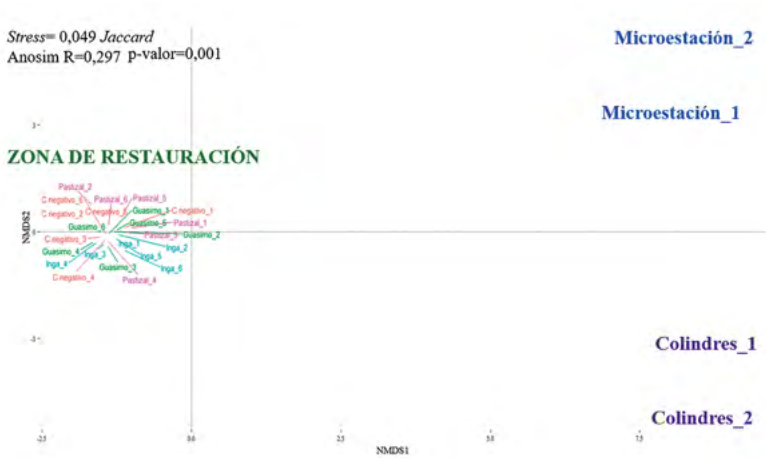
**Tabla 1.** Diversidad de hormigas en el proceso de restauración ecológica y dos parches de referencia

Tratamientos-Parches de referencia	CM	Diversidad observada		LCI	LCS
<i>Guazuma ulmifolia</i>	99,2	q=0	34	34	51,07
		q=1	16,6	16,75	18
		q=2	13,14	12,6	13,85
<i>Inga densiflora</i>	98,9	q=0	33	33	69,01
		q=1	17,89	17,46	19,23
		q=2	14,54	14,02	15,3
<i>Megathyrus maximus</i>	99,3	q=0	40	40	69,04
		q=1	23,36	22,76	24,92
		q=2	18,9	18,26	19,85
Control negativo	99	q=0	35	35	80,36
		q=1	21,2	20,67	22,75
		q=2	17,31	16,75	18,18
R.N. Colindres	89	q=0	48	48,84	89,12
		q=1	31,15	32,79	42,94
		q=2	22,45	21,19	27,54
Microestación	94,4	q=0	45	45	66,6
		q=1	31,57	32,1	39,11
		q=2	24,87	24,02	29,71

**Nota.** CM= Cobertura de muestreo. LCI= Límite de confianza inferior. LCS= Límite de confianza superior. q=0 riqueza de especies. q=1 especies abundantes y q=2 especies dominantes.

El NMDS de hormigas ( $stress= 0,049$ , parámetro: Jaccard) mostró un claro ordenamiento con separación en tres grupos. Uno que correspondió a la zona de restauración y los otros dos a los parches de referencia, los cuales se aproximaron entre sí en uno de los ejes (Figura 4). El análisis de ANOSIM mostró diferencias significativas entre la zona de restauración y los parches de referencia (R global ANOSIM=0,297,  $p= 0,001$ ; 999 permutaciones).

En la zona de restauración la riqueza de especies y la riqueza media, durante los muestreos, fue muy similar entre los tratamientos y el control negativo. Aun así, esta riqueza fue baja respecto a los parches de referencia, donde ambos presentaron una alta riqueza promedio y total (Tabla 1).



**Figura 4.** Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) por medio de los datos de frecuencia de incidencias bajo la medida de similitud de Jaccard, en la zona de restauración ecológica de la Universidad del Valle y las zonas de referencia (parche urbano Microestación y parche rural R.N. Colindres).

Se encontraron 27 especies indicadoras; es decir, exclusivas –o casi exclusivas–, de las cuales solo dos fueron indicadoras de los tratamientos de *G. ulmifolia* e *I. densiflora*, cinco de *M. maximus* y 20 se proponen como indicadoras de parches de bosque (Tabla 2). No se encontraron especies indicadoras para el control negativo.

**Tabla 2.** Especies indicadoras del proceso de restauración y zonas de referencia con análisis IndVal. R= restauración, P= pasto guineo o pastizal y PR= parches de referencia.

Especies	Cobertura	IndVal	p-valor
<i>Camponotus lindigi</i>	R 64	0,017	
<i>Dorymyrmex brunneus</i>	R 54	0,001	
<i>Solenopsis rogeri</i>	P 63	0,014	
<i>Pheidole transversostriata</i>	P 62	0,004	
<i>Pheidole tobini</i>	P 58	0,04	
<i>Solenopsis sp.2</i>	P 52	0,029	
<i>Pachycondyla harpax</i>	P 50	0,023	
<i>Azteca chartifex</i>	PR 100	0,001	
<i>Pheidole simonsi</i>	PR 86	0,001	
<i>Azteca instabilis</i>	PR 75	0,004	
<i>Camponotus sp. N1</i>	PR 75	0,004	
<i>Cephalotes maculatus</i>	PR 75	0,004	
<i>Creumatogaster curvispinosa</i>	PR 75	0,002	
<i>Mayaponera constricta</i>	PR 73	0,003	
<i>Atta cephalotes</i>	PR 65	0,011	
<i>Camponotus atriceps</i>	PR 61	0,013	
<i>Camponotus sp. N2</i>	PR 50	0,018	
<i>Cephalotes manni</i>	PR 50	0,015	
<i>Linepithema iniquum</i>	PR 50	0,011	
<i>Monomorium floricola</i>	PR 50	0,018	
<i>Octostruma balzani</i>	PR 50	0,023	
<i>Pheidole cf calimana</i>	PR 50	0,019	
<i>Pheidole cf fimbriata</i>	PR 50	0,015	
<i>Pheidole mendicula</i>	PR 50	0,016	
<i>Pheidole cf obtusopilosa</i>	PR 50	0,02	
<i>Solenopsis ca picea</i>	PR 50	0,012	
<i>Solenopsis texana/zeteki</i>	PR 50	0,016	

El análisis SIMPER mostró que la suma de las contribuciones de las especies a la disimilitud, entre la zona de restauración –tratamientos y control negativo– y los bosques de referencia, era alta (Tabla 3).

**Tabla 3.** Análisis SIMPER entre los tratamientos, control negativo y zonas de referencia (Microestación y R.N. Colindres).

Tratamiento-Sitios	<i>I. densiflora</i>	<i>G. ulmifolia</i>	<i>M. maximus</i>	Control	Microestación	R.N. Colindres
<i>I. densiflora</i>	-	34,36	42,22	41,13	62,21	69,23
<i>G. ulmifolia</i>		-	38,22	37,28	62,97	69,50
<i>M. maximus</i>			-	41,19	64,28	72,72
Control				-	65,24	73,43
Microestación					-	72,94
R.N. Colindres						-

## Discusión

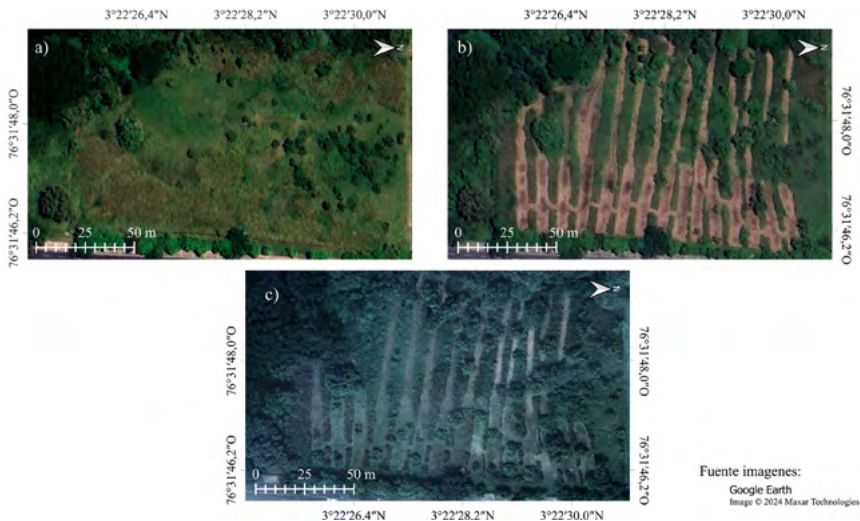
### Los árboles nodriza

Nuestros resultados muestran que tanto el guamo (*Inga densiflora*) como el guásimo (*Guazuma ulmifolia*) sobrevivieron en todas las parcelas durante el primer año de trasplante, aunque con alguna mortalidad dentro de estas las pocas muertes que hubo fueron de individuos dentro de las parcelas—. Si bien no se midió el impacto de las nodrizas sobre la restauración ecológica, es factible proponer que constituyen un buen inicio para romper con el pasto guinea invasor, ya que en la actualidad –año 2024– su altura es de aproximadamente 10 m con dosel cerrado dentro de las parcelas. Ambas especies presentaron características de fácil adaptación, rápido crecimiento, con potencial para la reforestación productiva en zonas degradadas secas o áridas (Quiroz-Mojica *et al.*, 2021). En consecuencia, estos árboles nodriza toleran las condiciones en las cuales se sembraron y crecen bajo las condiciones que fueron plantadas; por lo cual, potencialmente, pueden ser empleadas en los procesos de restauración ecológica del bs-T.

*Inga densiflora* se distribuye desde el sureste de México hasta Bolivia (Plants of the World Online, 2021) y, como toda leguminosa, puede favorecer la recomposición del suelo si establece nódulos con bacterias nitrificantes, pero también por el acolchado de hojarasca. En la zona de restauración ecológica germinó y creció rápidamente en condiciones de alta luminosidad y de estrés hídrico. Se conoce que tolera procesos de restauración en suelos contaminados con hidrocarburos (Villacís *et al.*, 2016) y es ampliamente usada en contextos agrícolas donde el clima puede ser seco (Armbrecht *et al.*, 2021) con frutos atrayentes de la fauna. En cuanto al guásimo (*Guazuma ulmifolia*), es un árbol nativo y pionero de América tropical. En este estudio, su crecimiento y densidad de follaje fueron mayores que las del guamo. Además, presentó sobrevivencia alta en todas las parcelas, lo que denota una resiliencia notoria y adaptación a las zonas de restauración ecológica. Todo esto corrobora los resultados de Gerber *et al.*, (2020) quienes encontraron que en los procesos de restauración esta especie presenta crecimiento rápido, alta tasa de

supervivencia y ofrece sombrío protector a otras plantas (Araújo de Lima *et al.*, 2009). Así mismo, se le atribuye un efecto restaurador que contribuye a la conservación de los suelos (Cardoso Ferreira y Mascia Vieira, 2017; Galindo-Rodríguez y Roa-Fuentes, 2017).

Se debe resaltar que los dos tratamientos de las plantas nodriza, además de adaptarse a la zona de restauración, afectaron negativamente el avance de crecimiento de *M. maximus*, proceso que fue reforzado por podas bimensuales –con guadaña de motor– en todas las franjas que contenían las parcelas de tratamientos (Figura 5). En Brasil, Mantoani Cruz y Domingues-Torezan (2016) indican que *M. maximus* suprime la regeneración de bosques tropicales y, por consiguiente, el crecimiento de parches boscosos. Así mismo, se ha sugerido que ralentiza la sucesión ecológica en los sitios de restauración debido a la competencia por recursos (Cordell *et al.*, 2008; Franklin y Molina-Fraener, 2010). Estos reportes coinciden con la situación inicial observada, donde el pasto guinea por más de 10 años se había tomado el sistema alrededor del parche de bs-T y no se había logrado una regeneración espontánea (Figura 5) debido a la infranqueable biomasa –sobre suelo y bajo suelo–. Ammond *et al.*, (2013) demostraron que cuando se aumenta la diversidad funcional en una a dos o tres especies vegetales nativas, la biomasa y el rendimiento reproductivo de *M. maximus* disminuyen. Todo esto sugiere que pequeños aumentos en la diversidad funcional, en un entorno de restauración, tiene el potencial de mejorar los proyectos de restauración ecológica, donde las hierbas invasoras, como *M. maximus*, son problemáticas, situación que se podrá evaluar a futuro en la Microestación con la línea base implementada en este estudio.



**Figura 5.** Imágenes satelitales del proceso de restauración ecológica.

**Nota.** a.) Antes del inicio, en noviembre 2020. b.) Inicio, en diciembre 2020. c.) Dos años después, en noviembre 2022. Fuente: Google Earth 2020, 2022. SRC: WGS-84. Escala: 1:2500

## Respuesta de la mirmecofauna a un año del inicio de la restauración

Nuestros resultados muestran que, en un año de un proceso de restauración ecológica en un escenario de matriz urbana, no se detectaron cambios en cuanto al aumento de la riqueza, ni diferenciación en la composición de las especies de hormigas con el tiempo. La menor riqueza se presentó en el sitio de un año de recuperación, lo que sugiere que la fauna de hormigas no presenta una recuperación durante el primer año de restauración ecológica. Este es un resultado importante, puesto que permite confirmar que los procesos de restauración pueden ser de largos períodos de tiempo –décadas o siglos– (Society for Ecological Restoration-SER, 2004).

Por otra parte, revela que los bosques de referencia de bs-T –Microestación y R.N. Colindres– presentaron la mayor riqueza de especies, a pesar de que estos tuvieron una menor cobertura de muestreo y, además, que ambos parches de bosque –urbano y periurbano– mantienen un mayor número de especies exclusivas y riqueza de hormigas, dado que presentan una mayor diversidad de hábitats y recursos para las hormigas por medio de la vegetación (Rivera y Armbrecht, 2005; Jiménez-Carmona *et al.*, 2020). Por último, el presente estudio también revela que los parches de bosques naturales, así sean urbanos o periurbanos, son valiosos para la conservación de la diversidad de hormigas a nivel de paisaje (Rivera *et al.*, 2013; Ulloa Chacón *et al.*, 2012).

Con respecto a la identidad de las especies de hormigas en la zona de restauración, se proponen algunas como indicadoras de este proceso inicial (Tabla 2), que se caracterizan por ser generalistas pertenecientes a los géneros *Pheidole*, *Solenopsis*, *Nylanderia*, *Wasmannia*; así como la especie *Dorymyrmex brunneus*, cuyo género se asocia con hábitats secos o perturbados, generalmente en suelos sin cobertura vegetal (Cuezzo y Guerrero, 2011; Arenas-Clavijo y Armbrecht, 2019). Es notorio que las hormigas indicadoras de la zona de restauración parecen estar más adaptadas a hábitats abiertos y perturbación que las indicadoras del pasto, donde no hubo perturbación –tractor, podas, siembra, entre otros–. No obstante, la fauna de hormigas presente en la zona de restauración tiene un ensamblaje similar al reportado por Achury *et al.*, (2008) en fragmentos de bosque seco tropical del valle geográfico del río Cauca, con alta dominancia de *Wasmannia auropunctata* y *Solenopsis geminata*. Estas especies se caracterizan por estar extendidas en el Neotrópico, por ser altamente invasoras y reclutadoras masivas (Achury *et al.*, 2008). Entre otras especies encontradas, se destacan las grandes que forrajean solitarias, por ejemplo, *Pachycondyla harpax*, registrada en la zona de restauración, la cual tiene una amplia distribución en el territorio nacional y que dentro de las hormigas cazadoras poneroides se considera una de las más abundantes en áreas boscosas, manglares, morichales, plantaciones y potreros (Ladino *et al.*, 2018).

En los parches de bosque de referencia se resalta el hallazgo de especies indicadoras de hábito cazador como *Mayaponera constricta* y *Pseudomyrmex elongatus* demostrando su



afinidad por áreas naturales, pero no con hábitats restaurados (Herrera-Rangel *et al.*, 2015). En adición, los registros de *Azteca chartifex*, *Az. instabilis*, *Cephalotes maculatus* y *Ce. manni* (Tabla 2), permiten inferir que la ausencia de un dosel bien definido en la zona de restauración –necesario para el establecimiento de las colonias– fue, quizás, un factor para no encontrar estas especies en la zona en restauración, pero que seguramente, aparecerán en el área restaurada en cuanto avance el crecimiento de los árboles.

Del presente estudio es notable haber encontrado mayor riqueza en el tratamiento de pasto guinea en comparación con todos los tratamientos –incluyendo el control negativo–. Este resultado se asemeja al encontrado por Rivera *et al.*, (2013), en la zona Andina del Quindío (Colombia), donde la pastura mejorada con árboles para ganado fue el uso de la tierra con la mayor diversidad de hormigas, inclusive comparable con la de los bosques. Una explicación para la mayor riqueza en el pasto guinea es que la comunidad de hormigas estaba establecida y adaptada a este pasto por algunas décadas, dado que las hormigas responden positivamente a la restauración (Casimiro *et al.*, 2019) y a la estructura de vegetación, incluyendo la densidad de pasto (Carvalho *et al.*, 2020). En otras palabras, especulamos que las hormigas que habitaban el pastizal, antes de que se instalaran las franjas –al podar el pasto e instalar el plástico– se refugiaron en la zona que no fue alterada a los lados de las franjas.

En síntesis, después de un año de monitoreo en el proceso de restauración ecológica, se puede considerar que no hay especies que aporten a la disimilitud en la composición de hormigas entre los tratamientos donde se plantaron árboles de guamo y guásimo, debido al poco tiempo de establecimiento, aunque no se descarta autocorrelación espacial. Este estudio puede ser considerado como la línea base de hormigas asociadas a procesos de restauración en condiciones de bs-T de ambientes urbanos, con el cual se pueden comparar algunos patrones de estudios similares relacionados con la restauración de sitios mineros –ver discusión en Jiménez-Carmona *et al.*, 2020–. No obstante, las limitaciones –falta de mediciones del hábitat y suelo antes de la intervención, debido a la imposibilidad de penetrar el pasto guinea–, este estudio aporta información acerca de los procesos de restauración en bosques secos, puesto que la respuesta ecológica de grupos funcionales de consumidores, como las hormigas, podría tardar mucho más tiempo que el evaluado en este estudio, incluso décadas. Los datos a futuro podrían proporcionar bases para comprender los procesos de restauración en sitios con matriz urbana, donde se espera que el crecimiento de las plantas y el establecimiento de otra vegetación promuevan la recuperación del hábitat para una variedad de organismos.

A partir de este estudio y otros derivados del programa se desarrolló un protocolo. Aquellas personas interesadas en más detalles del proceso de restauración pueden consultarlo en [www.univalle.edu.co](http://www.univalle.edu.co)

## Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el Programa 70306 de Minciencias (Colombia), titulado *Relaciones multiescalares de la biodiversidad en gradientes altitudinales del bosque tropical*, específicamente por el proyecto 70721 de dicho programa: *El bosque seco en contexto. Veinticinco años después: relaciones espacio-temporales de la biodiversidad de hormigas* del Ministerio de Ciencias, convocatoria 852-2019; contrato CT 491-2020 y la vicerrectoría de investigaciones de la Universidad del Valle. Se agradece al personal de la Estación Experimental del departamento de Biología, en particular a Dagoberto Sinisterra, Sergio Cardona y los jardineros por su valiosa colaboración en labores de campo. Así mismo, a los propietarios de parche boscoso peri-urbano de bs-T la Reserva Natural de la sociedad civil Colindres, Jamundí.

## Referencias

- Achury, R., Ulloa-Chacón, P. y Arcila, Á. (2008). Ant composition and competitive interactions with *Wasmannia auropunctata* in Tropical Ddry Forest fragments. *Revista Colombiana de Entomología*, 34(2), 209-215.
- Alonso, L. E. y Agosti, D. (2000). Biodiversity studies, monitoring, and ants: an overview. En D. Agosti, J. D. Majer, L. E. Alonso y T. R. Schultz (Eds.), *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press.
- Ammond, S. A., Litton, C. M., Ellsworth, L. M. y Leary, J. K. (2013). Restoration of native plant communities in a Hawaiian dry lowland ecosystem dominated by the invasive grass *Megathyrsus maximus*. *Applied Vegetation Science*, 16(1), 29-39. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2012.01208.x>
- Araújo de Lima, J. A., García de Santana, D. G. y Nappo, M. E. (2009). Comportamento inicial de espécies na revegetação da mata de galeria na Fazenda Mandaguari, em Indianópolis, MG. *Revista Árvore*, 33(4), 685-694.
- Arcila Cardona, A., Valderrama Ardila, C. V. y Ulloa-Chacón, P. (2012). Estado de fragmentación del bosque seco de la cuenca alta del río Cauca, Colombia. *Biota Colombiana*, 13(2), 86-101.
- Arenas-Clavijo, A. y Armbrecht, I. (2019). Soil ants (Hymenoptera: Formicidae) and ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in a coffee agroforestry landscape during a severe-drought period. *Agroforestry Systems*, 93, 1781-1792. <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0283-x>
- Armbrecht, I., Torres, W. y Vargas-García, N. (2021). ¿Es el guamo (*Inga densiflora* Benth) un árbol benéfico como acompañante de plántulas de café con diferentes tipos de fertilización? *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 45(177), 1084-1096. <https://repositorio.acefyn.org.co/handle/001/2007>
- Armenteras, D., Gonzalez, T., Ramírez-Delgado, J. P. y Meza-Elizalde, M. C. (2018). *Causas de degradación forestal en Colombia: una primera aproximación*. Universidad Nacional de Colombia.
- Banda, K., Delgado-Salinas, A., Dexter, K. G., Linares-Palomino, R., Oliveira-Filho, A., Prado, D., Pullan, M., Quintana, C., Riina, R., Rodríguez, G. M., Weintritt, J., Acevedo-Rodríguez, P., Adarve, J., Álvarez, E., Aranguren, A., Artega, J. C., Aymard, G., Castaño, A., Ceballos-Mago, N... Pennington, R. T. (2016). Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*, 353(6306), 1383-1387. [10.1126/science.aaf5080](https://doi.org/10.1126/science.aaf5080)
- Carvalho, R. L., Andersen, A. N., Anjos, D. V., Pacheco, R., Chagas, L. y Vasconcelos, H. L. (2020). Understanding what bioindicators are actually indicating: Linking disturbance responses to ecological traits of dung beetles and ants. *Ecological Indicators*, 108. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105764>
- Casimiro, M. S., Sansevero, J. B. y Queiroz, J. M. (2019). What can ants tell us about ecological restoration? A global meta-analysis. *Ecological Indicators*, 102, 593-598. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.018>
- Castillo-Bautista, M. P., Rugeles-Silva, P. A. y Armbrecht, I. (2024). Inoculation with rhizospheric microorganisms in tropical dry forests restoration increased microbial diversity but had no effect on seedling growth. *Restoration Ecology*, 32(4), e14111. [10.1111/rec.14111](https://doi.org/10.1111/rec.14111); <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/rec.14111/supinfo>
- Cordell, S., McClellan, M., Carter, Y. Y. y Hadway, L. J. (2008). Towards restoration of Hawaiian tropical dry forests: the Kaupulehu outplanting programme. *Pacific Conservation Biology*, 14(4), 279-284. <https://doi.org/10.1071/PC080279>
- Cuezzo, F. y Guerrero, R. J. (2011). The ant genus *Dorymyrmex* Mayr (Hymenoptera: Formicidae: Dolichoderinae) in Colombia. *Psyche: A Journal of Entomology*, 1-24. <https://doi.org/10.1155/2012/516058>
- De Cáceres, M. y Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12), 3566-3574. <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>
- Dearborn, D. C. y Kark, S. (2010). Motivations for Conserving Urban Biodiversity. *Conservation Biology*, 24(2), 432-440. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01328.x>
- Faeth, S. H., Bang, C. y Saari, S. (2011). Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223(1), 69-81. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05925.x>
- Fernández, F., Guerrero, R. J. y Delsinne, T. D. (2019). *Hormigas de Colombia*. Universidad Nacional de Colombia, Universidad del Magdalena, Instituto Alexander von Humboldt y Universidad del Valle.
- Cardoso Ferreira, M. y Mascia Vieira, D. L. (2017). Topsoil for restoration: Resprouting of root fragments and germination of pioneers

- trigger tropical dry forest regeneration. *Ecological Engineering*, 103, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.03.006>
- Forero-Chavez, N., Arenas-Clavijo, A., Armbrrecht, I. y Montoya-Lerma, J. (2024). Urban patches of dry forest as refuges for ants and carabid beetles in a neotropical overcrowded city. *Urban Ecosystems*, 27, 1263-1278.
- Franklin, K. y Molina-Freaner, F. (2010). Consequences of Buffelgrass Pasture Development for Primary Productivity, Perennial Plant Richness, and Vegetation Structure in the Drylands of Sonora, Mexico. *Conservation Biology*, 24(6), 1664-1673. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01540.x>
- Galindo-Rodríguez, C. y Roa-Fuentes, L. L. (2017). Seed desiccation tolerance and dispersal in tropical dry forests in Colombia: Implications for ecological restoration. *Forest Ecology and Management*, 404, 289-293. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.08.042>
- Gatica-Saavedra, P., Echeverría, C. y Nelson, C. R. (2017). Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. *Restoration Ecology*, 25(6), 850-857. <https://doi.org/10.1111/rec.12586>
- Gerber, D., Topanotti, L. R., Gorenstein, M. R., Vieira, F. M., Stolarski, O. C., Nicoletti, M. F. y Bechara, F. C. (2020). Performance of Guazuma ulmifolia Lam. in subtropical forest restoration. *Scientia Forestalis*, 48(127), 1-11. <http://hdl.handle.net/10198/24597>
- Google Earth. (2020). *Google Earth*. Google. <https://www.google.com/earth/>
- Google Earth. (2022). *Google Earth*. Google. <https://www.google.com/earth/>
- Griscom, H. P., Ashton, P. M. y Berlyn, G. P. (2005). Seedling survival and growth of native tree species in pastures: Implications for dry tropical forest rehabilitation in central Panama. *Forest Ecology and Management*, 218(1-3), 306-318. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.026>
- Guido, A. y Pillar, V. (2017). Invasive plant removal: assessing community impact and recovery from invasion. *Journal of Applied Ecology*, 54(4), 1230-1237. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12848>
- Herrera-Rangel, J., Jiménez-Carmona, E. y Armbrrecht, I. (2015). Monitoring the Diversity of Hunting ants (Hymenoptera: Formicidae) on a Fragmented and Restored Andean Landscape. *Environmental Entomology*, 44(5), 1287-1298. <https://doi.org/10.1093/ee/nvv103>
- Hölldobler B. y Wilson, E. O. (2009). *The Superorganism: The beauty, elegance, and strangeness of insect societies*. W. W. Norton & Company.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H. y Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (H ill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1451-1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Jiménez-Carmona, E., Herrera-Rangel, J., Renjifo, L. M. y Armbrrecht, I. (2020). Restoration of riparian forest corridors: eight years monitoring the diversity of soil ants in an Andean rural landscape. *Insect Conservation and Diversity*, 13(4), 384-392. <https://doi.org/10.1111/icad.12401>
- Ladino, N., Jiménez, E. y Yara, C. (2018). Hormigas poneroides y ectatomminas (Hymenoptera: Formicidae) en fragmentos boscosos del piedemonte llanero y altillanura del Meta, Colombia. *Caldasia*, 40(2), 310-320. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v40n2.65658>
- Lamb, D., Erskine, P. D. y Parrotta, J. A. (2005). Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. *Science*, 310(5754), 1628-1632. <https://doi.org/10.1126/science.1111773>
- Mantoani Cruz, M. y Domingues Torezan, J. M. (2016). Regeneration response of Brazilian Atlantic Forest woody species to four years of Megathyrus maximus removal. *Forest Ecology and Management*, 359, 141-146. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.004>
- McKinney, M. L. (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation: The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *Bioscience*, 52(10), 883-890. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2)
- Miles, L., Newton, A. C., DeFries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V. y Gordon, J. E. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, 33(3), 491-505. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>
- Miller, J. R. y Hobbs, R. J. (2002). Conservation where people live and work. *Conservation Biology*, 16(2), 330-337. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00420.x>
- Oksanen J, Guillaume F, Michael F, Roeland K, Pierre L, Dan Mc, Peter M, O'Hara RB, Gavin LS, Peter S, Henry H, Eduard S, Helene W (2019). *Vegan: Community Ecology Package*. URL <https://cran.r-project.org>, <https://github.com/vegandevs/vegan>
- Pavao-Zuckerman, M. A. (2008). The Nature of urban soils and their role in ecological restoration in cities. *Restoration Ecology*, 16(4), 642-649. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00486.x>
- Pizano, C., Cabrera, M. y García, H. (2014). *Bosque seco tropical en Colombia; generalidades y contexto*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <https://hdl.handle.net/11245/1.533345>
- Plants of the World Online. (31 de agosto de 2021). "*Inga densiflora*". Plants of the World Online. Kew Botanic Gardens. Revisado Recuperado el 31 de agosto de 2021. <https://powo.science.kew.org/taxon/urn:lsid:ipni.org:names:128466-2>
- Quiroz-Mojica, L. J., Daza-Mendoza, M. M., Díaz-Muegue, L. C., Melo-Rios, A. E. y Peña-Mesa, G. A. (2021). Efecto de biochar, micorrizas arbusculares y *Guazuma ulmifolia*, en la rehabilitación de suelos mineros. *Revista Terra Latinoamericana*, 39. <https://doi.org/10.28940/terra.v39i0.709>
- R Core Team (2019). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org>
- Reid, A. M., Morin, L., Downey, P., French, K. y Virtue, J. (2009). Does invasive plant management aid the restoration of natural ecosystems? *Biological Conservation*, 142(10), 2342-2349. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.05.011>
- Rivera, L. F., Armbrrecht, I. y Calle, Z. (2013). Silvopastoral systems and ant diversity conservation in a cattle-dominated landscape of the Colombian Andes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 181, 188-194. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.011>
- Rivera, L. y Armbrrecht, I. (2005). Diversidad de tres gremios de hormigas en cafetales de sombra, de sol y bosques de Risaralda. *Revista Colombiana de Entomología*, 31(1), 89-96. <https://doi.org/10.25100/socolen.v31i1.9422>
- Sánchez-Azofeifa, A., Calvo-Alvarado, J., do Espírito-Santo, M. M., Fernandes, G. W., Powers, J. S., Quesada, M. (2013). Tropical dry forests in the Americas: The Tropi-Dry endeavor. En A. Sánchez-Azofeifa, J. S. Powers, G. Fernandes, y M. Quesada (Eds.), *Tropical Dry Forests in the Americas: Ecology, conservation and management*. CRC Press.
- Sánchez-Cuervo, A. M. y Aide, T. M. (2013). Consequences of the armed conflict, forced human displacement, and land abandonment on forest cover change in Colombia: A multi-scaled analysis. *Ecosystems*, 16(6), 1052-1070. <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9667-y>
- Society for Ecological Restoration (2004). SER international primer on ecological restoration. <http://floridalivingshorelines.com/wp-content/uploads/2015/05/Clewell.Aronson.Winterhalder.2004-SER-Primer.pdf>
- Ulloa Chacón, P., Osorio-García, A. M., Achury, R. y Bermúdez-Rivas, C. (2012). Hormigas (Hymenoptera: Formicidae) del bosque seco tropical (Bs-T) de la Cuenca alta del río Cauca, Colombia. *Biota Colombiana*, 13(2), 165-181.

- Vargas, W. y Ramírez, W. (2014). Lineamientos generales para la restauración del Bosque Seco Tropical en Colombia. En. C. Pizano, y H. García (Eds.), *El bosque seco tropical en Colombia*, (252-291). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Villacís, J., Armas, C., Hang, S. y Casanoves, F. (2016). Selection of Adequate Species for Degraded Areas by Oil-Exploitation Industry as a Key Factor for Recovery Forest in the Ecuadorian Amazon. *Land Degradation & Development*, 27(7), 1771-1780. <https://doi.org/10.1002/ldr.2511>
- Werden, L. K., Averill, C., Crowther, T. W., Calderón-Morales, E., Toro, L., Alvarado, J. P., Gutiérrez, L. M., Mallory, D. E. y Powers, J. S. (2023). Below-ground traits mediate tree survival in a tropical dry forest restoration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 378(1867). <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0067>