



Evaluación de los efectos producidos por los incendios forestales sobre la viabilidad y germinación del banco de semillas del bosque seco tropical

José David Barras Rodríguez

Universidad Magdalena

Facultad de Ciencias Básicas

Programa de Biología

Santa Marta, Colombia

2021



Evaluación de los efectos producidos por los incendios forestales sobre la viabilidad y germinación del banco de semillas del bosque seco tropical

José David Barras Rodríguez

Trabajo presentado como requisito parcial para optar al título de:

BIÓLOGO

Director: Bladimir Zúñiga Céspedes. PhD

Codirector: Jeiner De Jesús Castellanos Barliza. PhD

Línea de Investigación:

Restauración y conservación de ecosistemas

Grupo de Investigación:

Grupo de Investigación en Ecología Neotropical (GIEN)

Universidad del Magdalena

Facultad de Ciencias básicas

Programa de Biología

Santa Marta, Colombia

2021

Nota de aceptación:

Aprobado por el Consejo de Programa
en cumplimiento de los requisitos
exigidos por el Acuerdo Superior N° 11
de 2017 y Acuerdo Académico N° 41 de
2017 para optar al título de Biólogo

Jurado

Jurado

Santa Marta, ____ de ____ de _____

A mi familia, por todo su apoyo

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Universidad del Magdalena por permitirme el uso de sus instalaciones y por la financiación de este proyecto de investigación en marco de la 4ta convocatoria para apoyar el desarrollo de trabajos de grado de la Vicerrectoría de investigación.

A mi director Bladimir Zúñiga Céspedes y codirector Jeiner de Jesús Castellanos Barliza, por permitirme ser su tesista, por sus sabias recomendaciones a lo largo de todo el proceso, y en especial, por su gran dedicación, interés y compromiso en este proyecto.

A los integrantes del Grupo de Investigación en Ecología Neotropical (GIEN), quienes me acompañaron en las salidas de campo y fueron parte fundamental en la recolección de las muestras.

A la comunidad docente del programa de biología, quienes han sido parte fundamental en mi desarrollo académico y personal. Cuentan con toda mi admiración.

A Aldair De Jesús Castrillo Miranda, Gabriela Inés Pérez Reyes y María Isabel Maya Aguirre, por su colaboración en la recolección de semillas y prácticas de laboratorio.

A Angie Michell Chamorro Buelvas, Andrea Carolina Noreña Julio, Dayana Paola Páez De Avila y Jorge Andrés González González, quienes me han apoyado en todo el proceso.

Resumen

Los incendios forestales son perturbaciones frecuentes en los bosques secos tropicales que influyen en los procesos ecológicos y servicios ecosistémicos que estos proporcionan. Estos tienen la capacidad de alterar la viabilidad de las semillas presentes en el banco edáfico, reduciendo su potencia germinativa y la posterior emergencia de plántulas, los cuales son procesos claves para la regeneración natural del bosque. En este trabajo se evaluó el efecto de las temperaturas presentadas durante los incendios forestales en el banco de semillas de nueve especies representativas del bosque seco tropical. Su principal objetivo fue cuantificar la viabilidad y potencial germinativo del banco de semillas, de modo que pueda identificarse la efectividad de estas especies en programas de conservación y restauración de bosques secos con incendios recurrentes. Se observó que *Caesalpinia pulcherrima*, *Cordia alba*, *Crescentia cujete*, *Enterolobium cyclocarpium*, *Hura crepitans* y *Lonchocarpus* cf. *violaceus* pueden tolerar las condiciones que presentan los incendios forestales de baja intensidad; sin embargo, solo *H. crepitans* pudo soportar las temperaturas más altas, propias de incendios de alta intensidad. En contraste, las especies *Pithecellobium dulce*, *Tabebuia rosea* y *Tecoma stans* resultaron ser vulnerables a las altas temperaturas relacionadas al paso del fuego, por lo que sus bancos de semillas podrían desaparecer a causa de los incendios forestales. En conclusión, se considera el uso prioritario de *C. pulcherrima*, *E. cyclocarpium*, *C. alba*, *C. cujete*, *L.* cf. *violaceus* y *H. crepitans* en programas de restauración ecológica de bosques secos con alta incidencia de incendios forestales, debido a que estas especies generan bancos de semillas que garantizan la continuidad de sus poblaciones.

Palabras claves: Bosque seco tropical, incendios forestales, banco de semillas, choque térmico, restauración ecológica.

Abstract

Forest fires are frequent disturbances in tropical dry forests that influence the ecological processes and ecosystem services they provide. These can alter the viability of the seeds present in the edaphic bank, reducing their germination potential and the subsequent emergence of seedlings, which are key processes for the regeneration of the natural forest. In this work, the effect of temperatures presented during forest fires in the seed bank on nine representative species of the tropical dry forest were evaluated. My main objective was to quantify the viability and germination potential of the seed bank so that the effectiveness of these species can be identified in programs of conservation and restoration of dry forests with recurrent fires. I observed that *Caesalpinia pulcherrima*, *Cordia alba*, *Crescentia cujete*, *Enterolobium cyclocarpium*, *Hura crepitans*, and *Lonchocarpus* cf. *violaceus* may tolerate the conditions of low intensity forest fires; however, only *H. crepitans* may resist higher temperatures which are typical of high-intensity fires. In contrast, the species *Pithecellobium dulce*, *Tabebuia rosea* and *Tecoma stans* turned out to be highly vulnerable to high temperatures related to the effect of fire, so their seed banks could disappear due to forest fires. In conclusion, the priority use of *C. pulcherrima*, *E. cyclocarpium*, *C. alba*, *C. cujete*, *L. cf. violaceus* and *H. crepitans* in programs of ecological restoration of dry forests with a high incidence of forest fires, due to these species might generate seed banks that guarantee the continuity of their populations.

Keywords: Tropical dry forest, forest fires, seed bank, thermal shock, ecological restoration.

Contenido

	Pág.
Resumen	VI
Abstract	VII
Contenido	VIII
Lista de figuras	IX
Lista de tablas	X
Lista de símbolos	XI
Introducción	13
Objetivos	17
Materiales y métodos	18
1. Área de estudio.....	18
2. Recolección de semillas	18
3. Choques térmicos	20
4. Germinación de semillas.....	21
5. Prueba de viabilidad	22
6. Análisis de datos.....	23
6.1 Banco de semillas	23
6.2 Parámetros germinativos.....	24
Resultados	28
Discusión	33
Conclusiones	38
A. Anexo: Datos descriptivos	40
B. Anexo: Datos estadísticos	49
Bibliografía	52

Lista de figuras

	Pág.
Figura 1. Localización de los fragmentos de bosque seco donde se realizaron las recolectas del material vegetal.....	19
Figura 2. Fotografía de las semillas de cada una de las especies estudiadas. a: <i>Caesalpinia pulcherrima</i> ; b: <i>Lonchocarpus cf. violaceus</i> ; c: <i>Tecoma stans</i> ; d: <i>Crescentia cujete</i> ; e: <i>Hura crepitans</i> ; f: <i>Enterolobium cyclocarpium</i> ; g: <i>Cordia alba</i> ; h: <i>Tabebuia rosea</i> ; i: <i>Pithecellobium dulce</i>	20
Figura 3. Representación gráfica del vigor en función al periodo de días en el que fueron dejadas las semillas en germinación.....	26
Figura 4. Curvas de germinación promedio acumulada de las distintas especies estudiadas bajo los diferentes tratamientos térmicos	29
Figura 5. Potencia germinativa de las semillas de las especies sujetas a los tratamientos térmicos. Letras distintas indican diferencias entre los tratamientos ($P < 0,05$).	30
Figura 6. Distribución del estado del lote de semillas de las especies sujetas a los tratamientos térmicos.....	31

Lista de tablas

	Pág.
Tabla 1. Características físicas de las semillas de las diferentes especies estudiadas, junto a su tipo de bosque relacionado y fecha de recolección.	20
Tabla 2. Procedimiento utilizado para la preparación de las semillas y el desarrollo de la prueba de tetrazolio de las especies presentes en este estudio.	23
Tabla 3. Escala del vigor de réplica adaptada al diseño de clasificación categórica asignado de acuerdo con el periodo de días totales en el que fueron dejadas las semillas en germinación.	26
Tabla 4. Densidad y tipos de distribución espacial del banco semillas de las especies de bosque seco tropical estudiadas.....	28
Tabla 5. Probabilidad de la viabilidad del banco de semillas de las nueve especies según las pruebas de tetrazolio realizadas con los diferentes tratamientos térmicos. Letras distintas indican diferencias entre los tratamientos ($P < 0,05$).....	29
Tabla 6. Parámetros germinativos de las especies estudiadas en función a los tratamientos térmicos y el testigo. Letras distintas indican diferencias entre los tratamientos ($P < 0,05$).....	32

LISTA DE SÍMBOLOS

Símbolo	Significado
%	Porcentaje
msnm	Metros sobre el nivel del mar
N	Norte
W	Oeste
±	Mas o menos
°C	Grados Celsius
mm	Milímetros
cm	Centímetros
m	Metros
g	Gramos
min	Minutos
m²	Metros cuadrados
>	Mayor a
<	Menor a
ha	Hectárea

Introducción

Los incendios forestales son disturbios conocidos como fuegos que se propagan sin control, deteriorando las zonas boscosas y afectando los procesos ecológicos de los ecosistemas terrestres a nivel mundial (Argañaraz et al., 2015; Gómez et al., 2017; Pausas y Keeley, 2019). Además, son considerados como uno de los principales motores evolutivos de las poblaciones vegetales y como factores que influyen en la conversión de las condiciones físicas y químicas del suelo (Cochrane, 2001; FOPAE, 2002; Otterstrom et al., 2006; Chuvieco et al., 2014). En los ecosistemas boscosos, el fuego puede originarse por medio de diversos factores como la topografía del terreno y las condiciones físicas y químicas de la hojarasca (Parisien et al., 2018). No obstante, Rodríguez y Fulé (2003) afirman que la influencia humana es la causa principal de la formación de los incendios forestales, principalmente relacionada a la deforestación generada en prácticas industriales como la ganadería y el uso agrícola (Andela et al., 2017).

De acuerdo con Pausas y Ribeiro (2017) y He y colaboradores (2019), existe una relación positiva entre la actividad del fuego y la biodiversidad de las áreas afectadas dado que los incendios promueven la formación de un mayor número de hábitats y nichos, permitiendo que se amplíen las zonas utilizadas para el establecimiento de nuevas especies. Sin embargo, las condiciones generadas por el cambio climático han incrementado la formación de incendios forestales e intensificado el daño producido en los bosques, generando a su paso daños sociales, económicos, ecológicos y produciendo impactos negativos dentro de las comunidades vegetales que repercuten directamente en nuestra calidad de vida y en los servicios ambientales que los bosques proporcionan, como son la provisión de alimentos y recursos (Melo, 2010; Costa, 2011; Arenas y Noy, 2019; Díaz Timoté; 2019). En ese sentido, según el rol del régimen natural del fuego, las poblaciones vegetales pueden ser clasificadas como dependientes e independientes a los incendios (Myers, 2006; Shlisky et al., 2007; Pausas y Ribeiro, 2017).

El bosque seco tropical es considerado como un ecosistema altamente vulnerable a los incendios forestales debido a sus condiciones ambientales y baja pluviosidad (Pausas, 2012). Según el sistema de clasificación de zonas de vida Holdridge (1967), el bosque seco se caracteriza por presentar una precipitación promedio anual entre 250 y 2000 mm, y por tener mayor presencia en tierras bajas donde la temperatura oscila entre los 17°C y 35°C (Ramjohn, 2004; Pennington y Ratter, 2006). Sin embargo, pese al amplio rango que abarcan estas condiciones ambientales, se estima que quedan alrededor de un millón de kilómetros cuadrados a nivel mundial, de los cuales un poco más de la mitad (54.2 %) se encuentran en América del Sur, siendo Bolivia, Brasil, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela, los países que cuentan con la mayor área de su cobertura vegetal (Portillo y Sánchez, 2010; Pizano y García, 2014).

Según el Plan Nacional de Prevención, Control de Incendios Forestales y Restauración de Áreas Afectadas (2002), se afirma que casi la totalidad de los eventos reportados de incendios en bosques colombianos tienen orígenes antrópicos y según la intensidad de estos incendios, los efectos negativos en la flora local y en el suelo podrían ser más duraderos de lo normal o irreversibles (Kennard y Gholz., 2001; Burel y Baudry, 2002; Bowman et al., 2011; Archibald et al., 2013; Chuvieco et al., 2014). Estas alteraciones en el régimen del fuego pueden disminuir a corto o a mediano plazo la capacidad de regeneración natural del bosque, razones por las cuales el bosque seco tropical se encuentra catalogado dentro de la Lista Roja de Ecosistemas (Ferrer et al., 2019; Cárdenas y Pizano, 2019; Pausas y Keeley, 2019).

De acuerdo con García y González (2019), en Colombia solo queda el 8% del bosque seco inicial (cerca de 705 000 ha) correspondiente a los 9 millones de hectáreas estimadas en 1980, los cuales representaban cerca del 7% de todo el territorio nacional (Díaz, 2006; García et al., 2014; Pizano et al., 2016; González et al., 2018). Actualmente, este ecosistema contiene aproximadamente el 10% de toda la biodiversidad colombiana, con cerca de 2,569 especies vegetales descritas, de las cuales el 87% de sus especies leñosas son consideradas raras o de distribución restringida (Pizano et al., 2014; Norden et al., 2018; Moreno et al., 2019). No obstante, pese a ser considerado un ecosistema estratégico, solo el 6.4% de este ecosistema se encuentra designado dentro de alguna área protegida (MADS, 2012; García y González, 2019). Esto ha llevado a los gobiernos

locales y diversas organizaciones ambientales a realizar planes de manejo para la conservación y óptima restauración de estos bosques en programas de restablecimiento y sostenibilidad de la fauna y flora local (DNP, 2010; Vargas-Figueroa et al., 2015; MADS, 2019).

Uno de los puntos prioritarios para enriquecer el conocimiento de las dinámicas de las poblaciones vegetales en el bosque seco son los estudios en los bancos de semillas del suelo, los cuales están conformados por cúmulos de semillas viables con el potencial de reemplazar las plantas anuales o perennes (Montenegro et al., 2006; Cárdenas y Pizano, 2019). Este almacenamiento de semillas en el suelo es una característica natural de una vasta diversidad de plantas de diferentes zonas climáticas, incluidas las especies de bosque seco (Simpson, 1989; Baskin y Baskin, 2004); además, es una estrategia esencial en la recuperación natural del bosque (Bedoya et al., 2010). Sin embargo, diversos estudios han reportado que las temperaturas producidas durante los incendios forestales repercuten directamente en la supervivencia y viabilidad del banco de semillas, dado que la frecuencia e intensidad de los incendios pueden afectar negativamente su viabilidad y potencial germinativo (Auld y Depham, 2006; Iglesia, 2010; Maia et al., 2012).

El banco de semillas de los bosques secos suele estar presente, mayoritariamente, en los primeros centímetros de la columna vertical del suelo (Mayor et al., 2003; Menezes et al., 2019). No obstante, estas zonas del suelo más cercana a la superficie tienden a ser la más afectada por las altas temperaturas producidas durante los incendios forestales (Iglesia, 2010; Ríos, 2020). A pesar de esto, algunas especies vegetales con semillas tolerantes a estas temperaturas pueden verse favorecidas a estas condiciones post-incendio (Cárdenas y Pizano, 2019). De hecho, estudios realizados por Otterstrom y colaboradores (2006) demostraron que en bosques secos de Nicaragua se logró aumentar la densidad de plántulas después de algunos incendios forestales experimentales, indicando que ciertas semillas de algunas especies poseen estrategias adaptativas para la recolonización, como tolerancia a la deshidratación y la presencia de tegumentos gruesos y resistentes a las altas temperaturas (Bhadouria et al., 2016).

Dichos cambios en la formación y desarrollo de plántulas pueden modificar a mediano plazo la estructura del bosque, reduciendo o aumentando la biodiversidad y estructura de la comunidad vegetal local (Arcenegui et al., 2007; Maia et al., 2012; Gutiérrez, 2019). Por

consiguiente, los trabajos enfocados en el banco de semillas del suelo se convierten en elementos importantes para realizar planes de gestión y mejoramiento de áreas afectadas por incendios forestales, dado que dichas semillas representan las futuras generaciones de las comunidades vegetales y contribuyen en la regeneración de la vegetación autóctona después de los incendios forestales (Khurana y Singh, 2001; Cárdenas y Pizano, 2019).

La presente tesis de investigación hace un aporte sobre el estudio de los efectos ecológicos de los incendios forestales en la germinación y viabilidad de las semillas presentes en el suelo de cuatro bosques secos estacionales en el departamento del Magdalena, Colombia. En ese sentido, se plantearon las siguientes hipótesis. 1: las semillas de las especies de la familia Fabaceae podrán tolerar la exposición a los choques térmicos propuestos en este estudio, dada su alta resistencia a las altas temperaturas (Hernández, 2021). 2: los choques térmicos generan un efecto reductor en la viabilidad del banco de semillas de todas las especies evaluadas; sin embargo, semillas con tejidos protectores blandos podrían verse eliminadas completamente del suelo, como es el caso de *Tabebuia rosea* y *Tecoma stans* (Ernst et al., 2015). De este modo, esperamos que los resultados de este estudio sean de utilidad para evaluar el potencial de estas especies en programas de conservación, manejo y restauración ecológica de la flora silvestre del bosque seco del departamento del Magdalena.

Objetivos

General

Evaluar el potencial del banco de semillas de nueve especies dominantes de bosque seco tropical para germinar y restablecer de forma natural sus poblaciones ante el efecto producido por la exposición de temperaturas que simulan las condiciones presentadas durante los incendios forestales.

Específicos

- Analizar la tolerancia de las semillas a la exposición de diferentes temperaturas que se presentan en los incendios forestales de baja, media y alta intensidad.
- Determinar la viabilidad de las especies vegetales en relación con efecto producido por los diferentes tratamientos térmicos.
- Cuantificar la densidad de semillas presentes en el suelo de cada una de las especies evaluadas.

Materiales y métodos

1. Área de estudio

El material biológico utilizado para la realización de este estudio fue recolectado en el banco de semillas de cuatro áreas pertenecientes a bosques secundarios del departamento del Magdalena. Las zonas se encuentran distribuidas en los municipios de Aracataca, Plato y Santa Marta. Esta última corresponde a una parcela de bosque seco urbano situado en el campus de la Universidad del Magdalena ($11^{\circ}13'18.31''$ N, $74^{\circ}11'8.80''$ W), presentando una elevación de 21 metros sobre el nivel del mar (msnm), temperaturas medias que oscilan entre 32.6°C y 23°C , y precipitación promedio mensual de 578 mm (Strewe et al., 2009). En Plato, el área de estudio se ubica en una finca conocida como Tacaloa ($09^{\circ}46.910'$ N, $74^{\circ}35.271'$ W), la cual se encuentra ubicada en el suroeste del Magdalena a una altitud de 75 msnm. El resto de las zonas hacen parte de fincas en áreas rurales a faldas de la Sierra Nevada de Santa Marta, al noreste del departamento del Magdalena, conocidas como Finca Monato ($10^{\circ}32'34.0''$ N, $74^{\circ}4'00.3''$ W) y Finca Villa Lorena ($10^{\circ}31'19''$ N, $74^{\circ}4'36.7''$ W), abarcando altitudes máximas de 157 msnm y 175 msnm, respectivamente (Figura 1).

2. Recolección de semillas

Las especies de este trabajo fueron seleccionadas de acuerdo con la disponibilidad de sus semillas en el suelo y su representatividad en las zonas estudiadas. En total, se escogieron nueve especies reconocidas para el bosque seco tropical (Figura 2), las cuales presentan sus periodos de fructificación dentro del rango temporal comprendido entre el mes de noviembre del 2020 y febrero del 2021 (Véase la descripción y usos de cada una de las especies en la sección de anexos descriptivos).

La recolecta de las semillas para cada una de las especies se llevó a cabo mediante un diseño completamente aleatorio y en diferentes puntos estratégicos de las áreas de estudio de las zonas muestreadas, las cuales se destacan por su gran cantidad de árboles maduros (Úbeda, 2001). La recolección de semillas fue realizada en el momento en que las semillas se encontraban en su estado óptimo de maduración, lo cual fue comprobado con la realización de seguimientos previos a los frutos, observaciones directas con lupas

oculares y con la verificación de la literatura para estado físico de las semillas, donde se tuvo en cuenta la forma, peso y tamaño (Way y Gold, 2014).

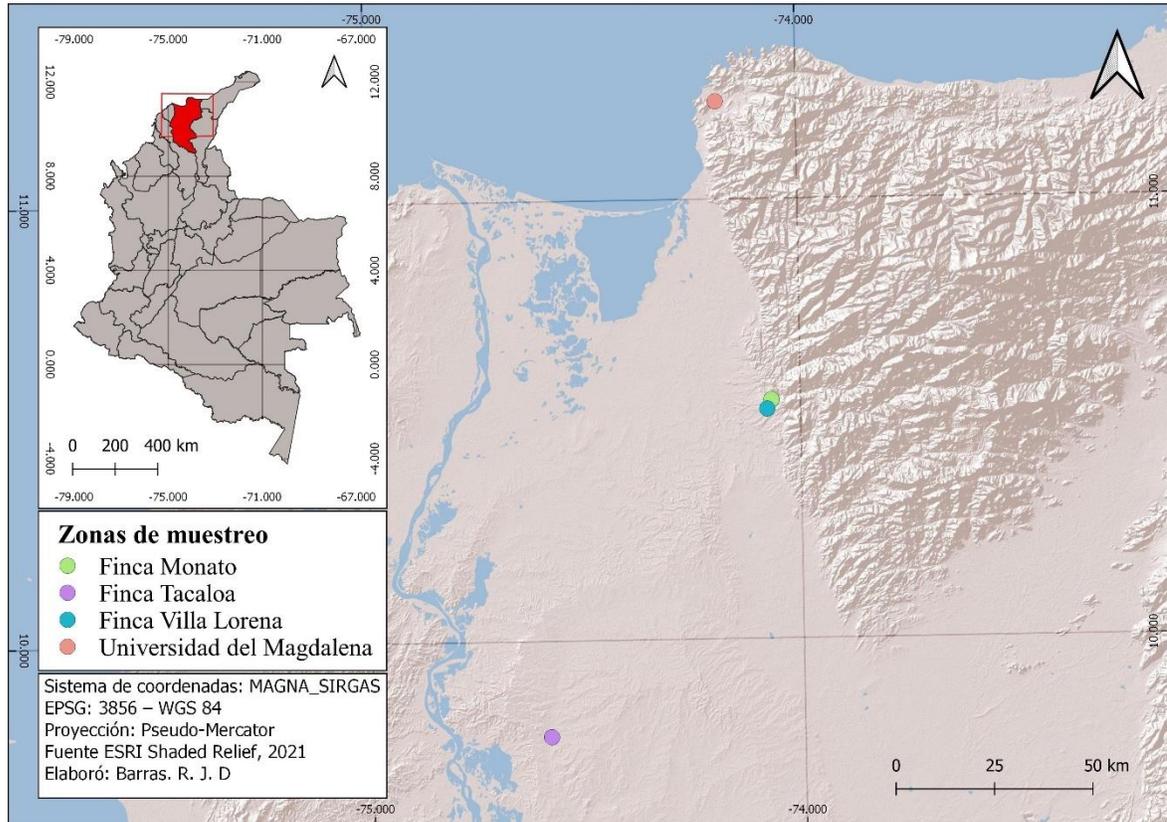


Figura 1. Localización de los fragmentos de bosque seco donde se realizaron las recolecciones del material vegetal (realizado en QGIS versión 3.14.16-Pi).

El proceso de recolección se realizó mediante un equipo de jardinería y con el uso de cuadrantes con medidas de 25 cm × 25 cm, teniendo en cuenta los primeros 3 cm de profundidad. Según Zuloaga (2010) y Escobar (2019) esta profundidad oferta una mayor densidad total de semillas dentro del banco edáfico. Los cuadrantes fueron distribuidos de modo que presentaran una distancia mínima de 10m entre estos, repitiendo el procedimiento ocho veces por cada zona de estudio. Las muestras de suelo fueron almacenadas en bolsas plásticas y separadas en laboratorio con el uso de tamices de 2mm de luz. Posteriormente, se seleccionaron las semillas de cada especie para ser desinfectadas, medidas (calibrador digital Ubermann modelo RM813), pesadas en una báscula analítica (OHAUS Explore modelo E12140) y almacenadas en bolsas de papel Kraft, donde se conservaron en lugares frescos y oscuros hasta su uso en los bioensayos (Gold et al., 2004; Ferrandis, 2019). Las mediciones de la masa y longitud fueron promediadas de una muestra total de un total de 100 semillas para cada especie (Tabla 1).

Tabla 1. Características físicas de las semillas de las diferentes especies estudiadas, junto a su tipo de bosque relacionado y fecha de recolección.

Especies	Familia	Longitud (mm)	Masa (g)	Tipo de bosque	Fecha de colecta
<i>Caesalpinia pulcherrima</i>	Fabaceae	8,8 ± 0,3	0,1507 ± 0,0158	SP/SS	5/Ene/2021
<i>Cordia alba</i>	Boraginaceae	10,3 ± 0,5	0,1425 ± 0,0147	SS	21/Feb/2021
<i>Crescentia cujete</i>	Bignoniaceae	5,9 ± 0,3	0,0224 ± 0,0033	SS	6/Ene/2021
<i>Enterolobium cyclocarpium</i>	Fabaceae	16,1 ± 1,1	0,63138 ± 0,1149	SP/SS	16/Ene/2021
<i>Hura crepitans</i>	Euphorbiaceae	21,3 ± 1,1	1,1091 ± 0,3632	SP/SS	16/Ene/2021
<i>Lonchocarpus cf. violaceus</i>	Fabaceae	9,9 ± 0,7	0,0925 ± 0,0203	SP/SS	6/Ene/2021
<i>Pithecellobium dulce</i>	Fabaceae	9,2 ± 0,4	0,1378 ± 0,0178	SP/SS	14/Nov/2020
<i>Tabebuia rosea</i>	Bignoniaceae	10,7 ± 1,4	0,0148 ± 0,0018	SP/SS	17/Dic/2021
<i>Tecoma stans</i>	Bignoniaceae	7,7 ± 0,9	0,0041 ± 0,0007	SP/SS	21/Dic/2020

Nota: SP = Sucesión Primaria. SS = Sucesión Secundaria. EE = Error Estándar



Figura 2. Fotografía de las semillas de cada una de las especies estudiadas. a: *Caesalpinia pulcherrima*; b: *Lonchocarpus cf. violaceus*; c: *Tecoma stans*; d: *Crescentia cujete*; e: *Hura crepitans*; f: *Enterolobium cyclocarpium*; g: *Cordia alba*; h: *Tabebuia rosea*; i: *Pithecellobium dulce*.

3. Choques térmicos

Las semillas de las diferentes especies fueron sometidas a tratamientos térmicos con temperaturas de 100°C, 150°C y 200°C (Kennard y Gholz, 2001; Kennard et al., 2002; Busse et al. 2005; Sawczuk, 2009). Para ello, las semillas de las diferentes especies fueron

separadas de acuerdo con su disponibilidad total (Di Sacco et al., 2018). Para *C. pulcherrima*, *C. cujete*, *P. dulce* y *T. stans*, fueron utilizadas 6 réplicas en cada tratamiento, de las cuales cada uno contenía 30 semillas. Para las especies *C. alba* y *T. rosea* fueron utilizadas 4 réplicas por tratamiento con 16 semillas en cada uno; en *H. crepitans* fueron utilizadas 4 réplicas por tratamiento con 20 semillas en cada uno; y finalmente para *L. cf. violaceus* y *E. cyclocarpium* fueron utilizadas 5 réplicas por tratamiento con 24 semillas en cada uno. Posteriormente las semillas fueron empacadas en papel aluminio (el cual es un buen conductor de calor) y rotulados según el tratamiento que les fue aplicado. En total, para este estudio fueron utilizadas 4,432 semillas, las cuales están distribuidas en 46 réplicas para cada uno de los tratamientos.

El choque térmico se llevó a cabo en una estufa universal UF450 de la gama Memmert, a la cual se le introdujo unas bandejas de aluminio con arena en su interior previamente recolectada en los sitios donde fueron realizados los muestreos. La arena fue precalentada durante dos horas a la temperatura requerida para cada tratamiento térmico con el fin de que se homogeneizara completamente la temperatura exacta para el choque térmico que sería aplicado en las semillas de las diferentes especies. Consecutivamente, las semillas fueron cubiertas por la arena durante, 10 minutos, repitiendo este mismo procedimiento hasta abarcar todas las réplicas de los diferentes tratamientos (Escudero et al., 1999; Iglesia, 2010; Maia et al., 2012). Este procedimiento simula el tiempo y las condiciones ambientales que experimentan las semillas dentro de los primeros 3 centímetros de profundidad en los bosques secos tropicales durante los incendios forestales (Bradstock y Auld, 1995; Kennard y Gholz, 2001; Kennard et al., 2002; Cawson et al., 2016).

4. Germinación de semillas

Tras los tratamientos térmicos, los lotes de semillas fueron sembrados en bandejas plásticas de germinación a 1.5 cm de profundidad (a excepción de *Enterolobium cyclocarpium* y *Hura crepitans*, las cuales fueron sembradas a una profundidad de 2 cm) Las bandejas fueron previamente desinfectadas con alcohol y organizadas por tratamiento y especie (Álvarez y Martínez, 2000); además, se le añadió un sustrato arenoso tomado del suelo recolectado en los muestreos. Posteriormente, las semillas fueron colocadas en un invernadero a temperatura ambiente, propia de la ciudad de Santa Marta, Magdalena (Colombia). Finalmente, se les fue realizado un seguimiento diario durante 60 días, correspondientes a los meses de marzo y abril de 2021, en el cual se evaluaron y contabilizaron las plántulas emergentes (Di Sacco et al., 2018). Cabe resaltar que en esta práctica se tuvo en cuenta la definición de germinación desde el ámbito productivo y agroforestal, en la cual considera que la germinación ha finalizado hasta que se produce la emergencia de una plántula normal con la capacidad de valerse por sí misma; es decir, la emergencia del hipocótilo por encima de la superficie del suelo (Villamil y García 1998; Lallana et al., 2005).

Finalizado el periodo de germinación, las semillas que no germinaron fueron separadas y clasificadas siguiendo los criterios establecidos por la asociación internacional de pruebas de semillas (ISTA, 2020): (i) semillas duras: son aquellas que no absorbieron agua, son fácilmente identificables por su testa altamente endurecida, similar a la presentada antes del proceso de germinación; (ii) semillas frescas: son aquellas que absorbieron agua, pero sin presentar signos de un desarrollo germinativo exitoso, aunque permanecieron firmes y con la capacidad de formar una plántula normal; y finalmente (iii) semillas muertas: son aquellas que al final del ensayo no mostraron signos del desarrollo de plántulas y que usualmente presentaron tejidos descoloridos, blandos y olores putrefactos. En esta última categoría también fueron incluidas las semillas vacías, aquellas que por dentro estaban totalmente huecas, sin embrión, con un endospermo relativamente sano pero sin una aparente cavidad embrionaria, y también aquellas semillas infectadas por insectos u hongos.

5. Prueba de viabilidad

Las semillas que no germinaron dentro del tiempo destinado para el proceso de germinación (es decir, las semillas duras y frescas), fueron evaluadas mediante un análisis bioquímico con el uso del reactivo 2,3,5-trifenil cloruro de tetrazolio (ISTA, 2020). Esta prueba es ampliamente reconocida por su alta eficiencia y por hacer una rápida estimación de la viabilidad de las semillas, (Pedrini y Dixon, 2020). Su mecanismo de actuación permite diferenciar los tejidos vivos de las semillas mediante un proceso de tinción, en donde las sales de tetrazolio, en acción con los hidrógenos liberados en el curso de la respiración celular, generan un proceso de reducción, y a su vez, originan la formación de una sustancia roja-rosada no difusible y fácilmente identificable (França y Krzyzanowski, 2019). Esto se realizó con el objetivo de identificar las semillas viables no-germinadas por su permanencia dormancia hasta el final del ensayo de germinación y diferenciarlas de aquellas que no produjeron plántulas por estar muertas.

Previo a la tinción, se realizó un acondicionamiento de las semillas, siendo estas colocadas en papel húmedo y embebidas en agua destilada. De acuerdo con Ruiz (2009) y França y Krzyzanowski (2019) esta fase permite hidratar las semillas para promover la activación de enzimas deshidrogenasas y ablandar los tejidos externos, facilitando los cortes y remoción del tegumento. Ulteriormente, las semillas se cortaron longitudinalmente con la ayuda de un bisturí, tratando de que el corte se acercara a los tejidos embrionarios; de este modo, la parte de la semilla que mantenía el embrión fue conservada mientras que la restante fue desechada para evitar confusiones. Continuamente, se prepararon las placas de Petri con un papel absorbente de fondo, el cual fue humedecido con la solución de tetrazolio al 1% para posteriormente ir colocando las semillas de modo que la parte cortada tuviera mayor contacto con el reactivo (Tabla 2). Las placas, previamente rotuladas, se protegieron de la luz con papel aluminio y se colocaron a una temperatura de 30°C en un horno de aire

caliente mermert modelo 854 Schwabach durante 18 horas. Finalizado el proceso de tinción, las semillas se enjuagaron con agua y se colocaron sobre papel absorbente, donde fueron analizadas en un estereoscopio.

Tabla 2. Procedimiento utilizado para la preparación de las semillas y el desarrollo de la prueba de tetrazolio de las especies presentes en este estudio.

Especies	p / t	P
<i>Caesalpinia pulcherrima</i>	W/24	Corte longitudinal junto al embrión
<i>Cordia alba</i>	W/24	Corte longitudinal junto al embrión
<i>Crescentia cujete</i>	W/18	Corte longitudinal junto al embrión
<i>Enterolobium cyclocarpium</i>	W/24	Corte longitudinal junto al embrión
<i>Hura crepitans</i>	W/18	Corte longitudinal junto al embrión
<i>Lonchocarpus cf. violaceus</i>	W/18	Corte longitudinal junto al embrión
<i>Pithecellobium dulce</i>	W/24	Corte longitudinal junto al embrión
<i>Tabebuia rosea</i>	BP/4	Semillas intactas
<i>Tecoma stans</i>	BP/4	Semillas intactas

Nota: p = pretratamiento; t = tiempo del pretratamiento en horas; W = semillas embebidas en agua a 20°C; BP = semillas mojadas entre papeles húmedos; P = preparación antes de la tinción.

Las semillas fueron clasificadas como latentes o muertas tienen en cuenta los patrones de tinción y la calidad de sus tejidos (ISTA, 2020). Las semillas latentes se caracterizaron por presentar tejidos embrionarios completamente teñidos; sin embargo, con aquellas semillas que se tiñeron parcialmente, se verificó si sus estructuras esenciales para la germinación estaban viables; en contraste, las semillas muertas presentaban tejidos embrionarios sin teñir, ya sea porque dichos tejidos estaban localizados en zonas necrosadas o porque estaban ausentes, lo cual es común en semillas que no finalizan su estado de maduración o en aquellas que fueron depredadas por insectos (Elizalde et al., 2017; Parra-Gil et al., 2020). El anterior procedimiento fue realizado en cada una de las 9 especies, debido a que todas presentaron semillas restantes al final del proceso de germinación.

6. Análisis de datos

6.1 Banco de semillas

Para determinar la densidad del banco de semillas se cuantificó el número total de semillas y se calculó el promedio y la desviación estándar de las réplicas obtenidas en los muestreos para cada una de las especies estudiadas en este trabajo. Además, se estableció el patrón de distribución espacial de las semillas de cada especie (aleatoria, agregada o uniforme). Según Vargas y Campos (2020), estos datos son útiles a la hora de conocer los efectos que sufre el banco de semillas durante los incendios forestales debido a que representan la referencia real de los sistemas boscosos.

6.1.1 Índice de Cox

Se basa en la estimación de la razón mediante la varianza sobre la media de los elementos. Si valor *Cox* resulta igual a uno, se establece que la distribución es aleatoria; en cambio, de ser la media menor que la varianza, o el valor $Cox < 1$, el banco de semillas presentaría una distribución homogénea; así mismo, si la varianza presenta valores mayores a $Cox > 1$, su distribución será agregada (Cox, 1971; Ledo et al., 2012; Hernández et al., 2018).

$$Cox = \frac{S^2}{\bar{X}}$$

Donde *Cox* = Es el índice de Cox S^2 = la varianza; y \bar{X} = la media del banco de semillas de cada especie.

6.2 Parámetros germinativos

A cada una de las especies estudiadas se les realizó un análisis integro de los resultados obtenidos tras la prueba de viabilidad y las germinaciones de los distintos tratamientos térmicos, donde se utilizaron diferentes variables a medir como la velocidad de germinación (VG), tiempo medio de germinación (TMG), potencial germinativo (PG) y el vigor de réplica propuesto por Khandakar y Bradbeer (1983). Además, los datos obtenidos de cada especie permitieron mostrar la evolución del proceso de germinación a lo largo de todo el periodo de estudio (curvas germinativas). Los anteriores índices y métodos han sido ampliamente utilizados en estudios en donde se estén comparando los efectos de la germinación con distintos tratamientos (Reyes y Quintero, 2001; Iglesia, 2010; Martinat y Fuentes, 2016).

6.2.1 Velocidad media de germinación

Fue calculado usando la fórmula de Maguire (1962). Este índice permite relacionar el número de semillas totales con el tiempo en el que fueron dejadas las semillas para la germinación (González y Orozco, 1996). Se calcula por medio de la siguiente ecuación:

$$VG = \sum \left(\frac{n_i}{t} \right)$$

Donde *VG* = velocidad de germinación; *n* = al número de semillas germinadas en el día *i* y *t* = al tiempo de germinación, desde la siembra hasta la última semilla germinada.

6.2.2 Potencia germinativa

Relaciona la cantidad de plántulas emergidas con el total de semillas puestas a germinar en los diferentes tratamientos de cada una de las especies. El resultado se obtiene por el promedio de las repeticiones y se expresa en una escala porcentual (Bareke, 2018; Di Sacco, 2018).

$$PG = \left(\frac{N}{N_t} \right) \times 100$$

Donde PG = potencia germinativa; N = semillas germinadas; N_t = número de semillas totales puestas a germinar por especie.

6.2.3 Tiempo medio de germinación

Conocido como el tiempo necesario para dar origen al proceso de germinación y reflejándose con el efecto de los tratamientos en el rompimiento de la latencia, dando inicio al desarrollo de la plántula (Côme, 1968; Bachetta et al., 2008).

$$TMG = \frac{\sum(n_i t_i)}{\sum n_i}$$

Donde TMG = tiempo medio de germinación; n_i = número de semillas germinadas en el día i y t_i = número de días después de la siembra.

6.2.4 Vigor por réplica (Khandakar y Bradbeer)

La prueba de vigor brinda información sobre el potencial de emergencia de plántulas bajo los diferentes tratamientos térmicos a las que fueron sometidas las semillas de cada una de las especies estudiadas. La presente variable relaciona la sumatoria del número de semillas germinadas durante el periodo de germinación (Bradbeer, 1988).

$$V = \frac{a/1 + b/2 + c/3 \dots + x/n}{s} \times 100$$

Donde, V = vigor de réplica; $a, b, c \dots x$ = número de semillas que germinaron; $1,2,3 \dots n$ = días correspondientes a las semillas germinadas; y s = número de semillas totales que germinaron por replica.

El análisis de vigor fue realizado por medio de una escala de valores hipotéticos que este parámetro toma en función a la totalidad de las germinaciones con los días máximos (60 días) que fueron dejadas las semillas para evaluar las germinaciones de los diferentes tratamientos de especies. Además, compara el resultado con valores categóricos de acuerdo con la velocidad en la que van emergiendo las plántulas. Este índice puede tomar

valores de 0 (si ninguna semilla germina durante el experimento) y 100 (si todas las semillas germinan en el primer día), como se muestra en la figura 3. Las categorías para la representación de vigor en esta experiencia fueron adaptadas de trabajos similares realizados por López y colaboradores (1999) e Iglesia (2010) (Tabla 3).

Tabla 3. Escala del vigor de réplica adaptada al diseño de clasificación categórica asignado de acuerdo con el periodo de días totales en el que fueron dejadas las semillas en germinación.

Vigor			
Grado	Días	Escala	Categoría
4	6	[16.66 -100]	Muy alto
3	18	[5.55 - 16.66)	Alto
2	40	[2.5 – 5.55)	Medio
1	60	(0 – 2.5)	Bajo
0	60	0	Nulo

Los valores de vigor de las cinco categorías son representados por números, los cuales describen la capacidad que pueden presentar las diferentes plántulas, de cada una de las especies, para establecerse en el suelo.

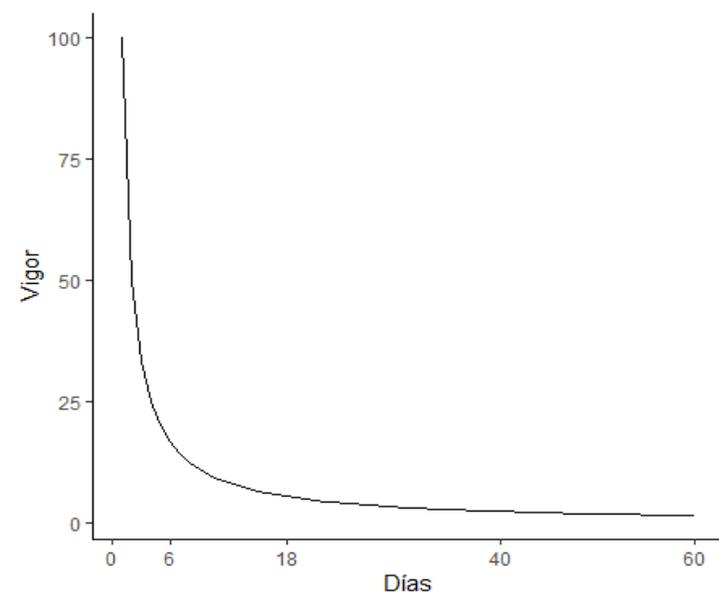


Figura 3. Representación gráfica del vigor en función al periodo de días en el que fueron dejadas las semillas en germinación.

Los datos empleados para el análisis estadístico que fueron obtenidos de los ensayos de germinación se tabularon en hojas de cálculos de Excel (versión 2104), en la que se recogían la información resultante de cada réplica junto con sus respectivos tratamientos térmicos, a partir de los cuales se desarrollaron los valores medios de la densidad y distribución del banco de semillas. Para conocer si existían diferencias significativas entre los tratamientos, los resultados fueron analizados con la ayuda de los programas estadísticos SPSS (versión 1.0.0.1447) y R (versión 4.0.4 para Windows), haciendo uso del paquete ggplot2 para la creación de las gráficas.

Previamente, la normalidad y homocedasticidad de los datos obtenidos en la germinación del tratamiento control y de las diferentes temperaturas fueron verificados mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov y Levene respectivamente. Para asegurar que se cumplieran los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, los datos de germinación para cada especie fueron transformados $\arcsin(\sqrt{p})$, siendo p la proporción entre las semillas germinadas de cada tratamiento (Iglesia, 2010). Los resultados correspondientes a la potencia germinativa y viabilidad se sometieron a un ANOVA de una vía (definido por los tratamientos térmicos como los factores). Continuamente, se utilizó la prueba de HSD Tukey empleando un nivel de significancia del 95% para establecer cuáles de los tratamientos presentaban diferencias significativas. Finalmente, los índices de vigor, tiempo medio de germinación y velocidad de germinación fueron evaluados con la prueba de Kolmogorov-Smirnov y Levene, seguida de la prueba de Dunnett ($\alpha=0.05$) como estadístico para el contraste de hipótesis (Wickham, 2016).

Resultados

El 78% de las especies mostraron un patrón dominante de distribución agregada y el 22% aleatoria. Por otro lado, las especies *Pithecellobium dulce*, *Cordia alba* y *Caesalpinia pulcherrima* registraron la mayor densidad de semillas en el banco, los cuales representaron el 29%, 27% y 17%, respectivamente. La menor densidad fue registrada para *Tecoma stans* (0,7%) y *Tabebuia rosea* (0,6%) (Tabla 4).

Tabla 4. Densidad y tipos de distribución espacial del banco semillas de las especies de bosque seco tropical estudiadas.

Especies	Densidad \pm EE	Índice de Cox	Distribución
<i>Caesalpinia pulcherrima</i>	276 \pm 42	44,9 > 1	Agregada
<i>Cordia alba</i>	431 \pm 119	231,9 > 1	Agregada
<i>Crescentia cujete</i>	101 \pm 65	295,4 > 1	Agregada
<i>Enterolobium cyclocarpium</i>	126 \pm 16	13,7 > 1	Agregada
<i>Hura crepitans</i>	22 \pm 2	1,3 \approx 1	Aleatoria
<i>Lonchocarpus</i> cf. <i>violaceus</i>	170 \pm 41	70,3 > 1	Agregada
<i>Pithecellobium dulce</i>	464 \pm 163	399,7 > 1	Agregada
<i>Tabebuia rosea</i>	10 \pm 1	1,2 \approx 1	Aleatoria
<i>Tecoma stans</i>	11 \pm 1	1,3 \approx 1	Aleatoria

La densidad está representada con el promedio de las semillas presentes por metro cuadrado \pm EE.

Diferencias significativas fueron observadas en la respuesta germinativa con respecto al tratamiento control ($P < 0,05$), indicando que, en la mayoría de los casos las temperaturas superiores a 100°C son determinantes en la germinación y en la posterior emergencia de plántulas. Los resultados reflejados en las curvas de germinación acumulada de las especies *Cordia alba*, *Crescentia cujete* y *Lonchocarpus* cf. *violaceus* mostraron patrones semejantes en la dinámica germinativa (Figura 4), siendo el tratamiento control el que presentó un mayor porcentaje de semillas germinadas por día, lo cual estuvo estrechamente relacionado con una menor velocidad de germinación y una reducción en la respuesta vigorosa de las semillas en los resultados obtenidos de los tratamientos térmicos (Tabla 6).

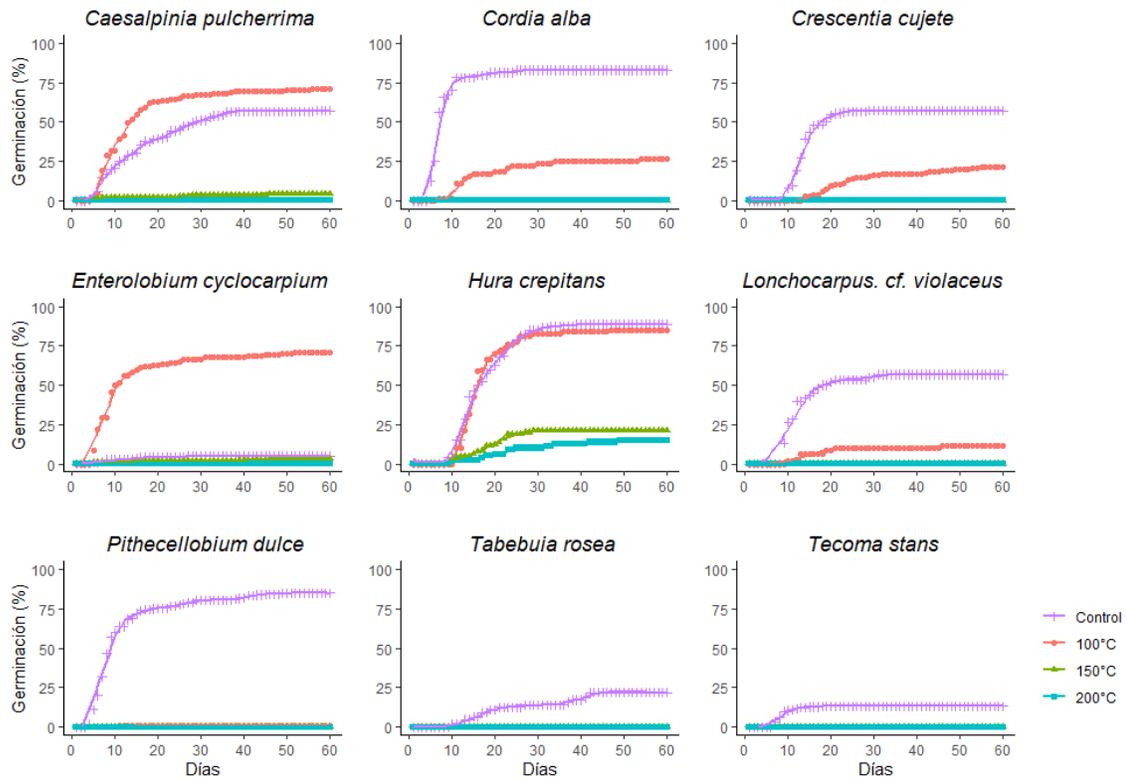


Figura 4. Curvas de germinación promedio acumulada de las distintas especies estudiadas bajo los diferentes tratamientos térmicos

Tabla 5. Probabilidad de la viabilidad del banco de semillas de las nueve especies según las pruebas de tetrazolio realizadas con los diferentes tratamientos térmicos. Letras distintas indican diferencias entre los tratamientos ($P < 0,05$).

Especies	Tratamientos			
	Control	100°C	150°C	200°C
<i>Caesalpinia pulcherrima</i>	0,89 ± 0,2 (a)	0,76 ± 0,13 (a)	0,04 ± 0,02 (b)	0 ± 0 (b)
<i>Cordia alba</i>	0,84 ± 0,04 (a)	0,38 ± 0,31 (b)	0 ± 0 (c)	0 ± 0 (c)
<i>Crescentia cujete</i>	0,69 ± 0,29 (a)	0,29 ± 0,11 (b)	0,04 ± 0,08 (c)	0,02 ± 0,04 (c)
<i>Enterolobium cyclocarpium</i>	0,85 ± 0,18 (a)	0,85 ± 0,15 (a)	0,15 ± 0,18 (b)	0,09 ± 0,2 (b)
<i>Hura crepitans</i>	0,89 ± 0,13 (a)	0,89 ± 0,09 (a)	0,44 ± 0,19 (b)	0,25 ± 0,14 (b)
<i>Lonchocarpus cf. violaceus</i>	0,58 ± 0,2 (a)	0,22 ± 0,1 (b)	0 ± 0 (c)	0 ± 0 (c)
<i>Pithecellobium dulce</i>	0,85 ± 0,1 (a)	0,07 ± 0,1 (b)	0,04 ± 0,1 (b)	0 ± 0 (b)
<i>Tabebuia rosea</i>	0,23 ± 0,16 (a)	0 ± 0 (b)	0 ± 0 (b)	0 ± 0 (b)
<i>Tecoma stans</i>	0,13 ± 0,09 (a)	0 ± 0 (b)	0 ± 0 (b)	0 ± 0 (b)

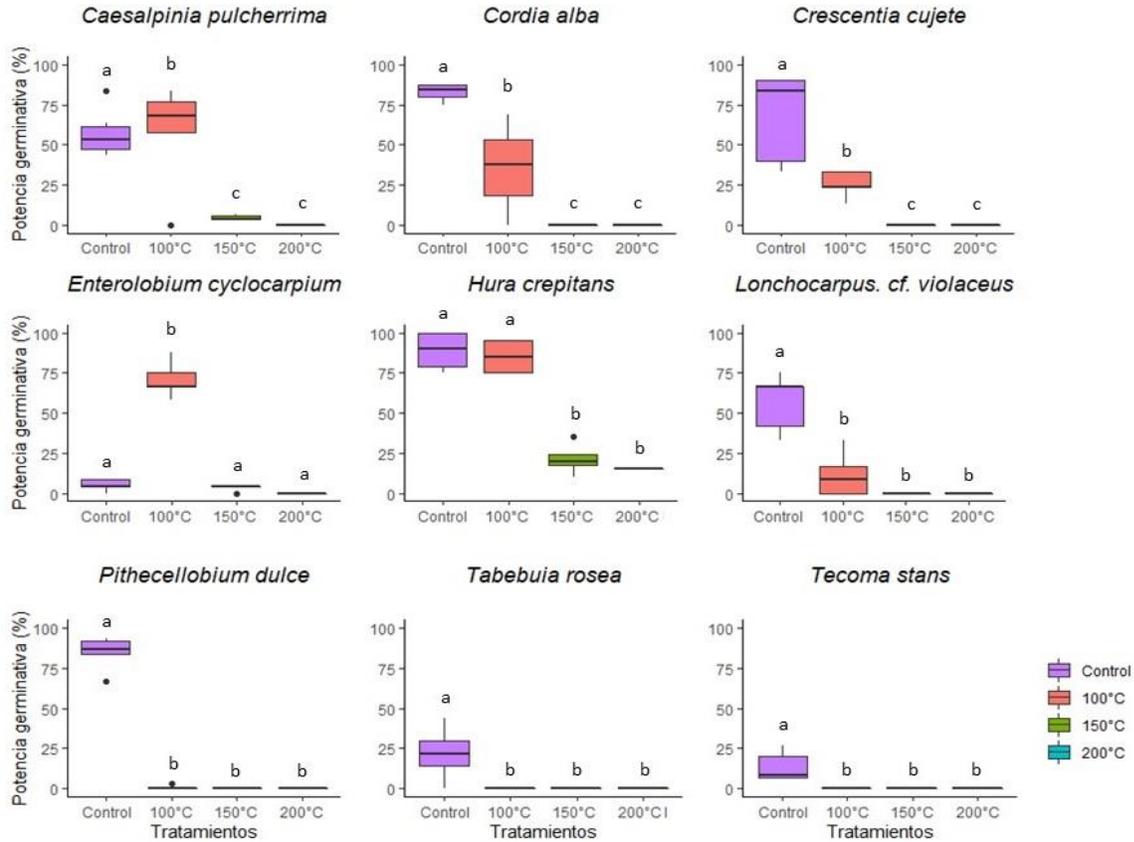


Figura 5. Potencia germinativa de las semillas de las especies sujetas a los tratamientos térmicos. Letras distintas indican diferencias entre los tratamientos ($P < 0,05$).

En términos generales, seis de las nueve especies evaluadas en este trabajo lograron germinar bajo los tratamientos térmicos. De hecho, la especie *Hura crepitans* no presentó diferencias significativas en la germinación del tratamiento a 100°C y el control. Además, la germinación de las semillas de *Caesalpinia pulcherrima* y *Enterolobium cyclocarpium* se estimularon al sometimiento del tratamiento térmico a 100°C (Figura 5), presentando un vigor significativamente mayor a las generadas en el tratamiento control (Tabla 6). Por otro lado, se encontró que la viabilidad de las semillas de todas las especies disminuyeron con el incremento de la temperatura, a excepción de *H. crepitans* y *E. cyclocarpium*, dado que no se registraron cambios significativos entre la viabilidad de las semillas que fueron expuestas a 100°C y el control (Figura 6).

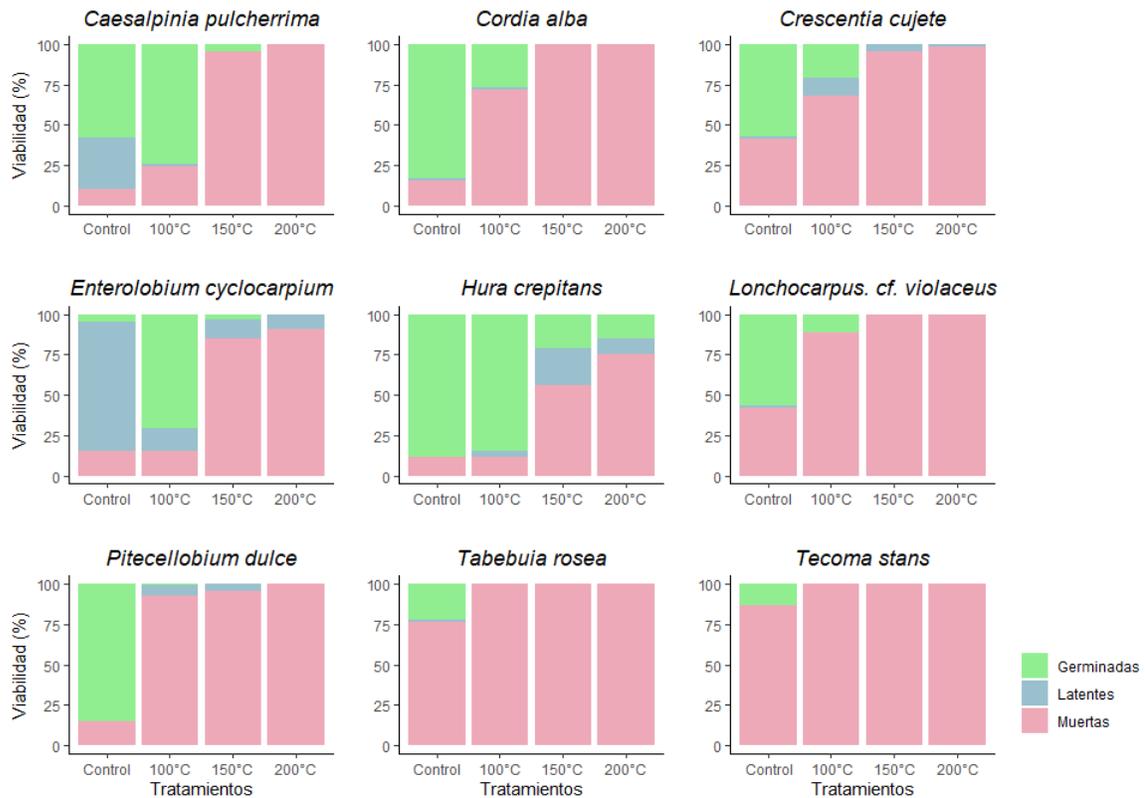


Figura 6. Distribución del estado del lote de semillas de las especies sujetas a los tratamientos térmicos.

El establecimiento demostrado en los perfiles de vigor indicó que, en las semillas de la mayoría de las especies analizadas, las temperaturas superiores a 150°C son críticas para el desarrollo óptimo de plántulas. Aunque los resultados revelados en *Pithecellobium dulce*, *Tabebuia rosea* y *Tecoma stans*, mostraron que estas especies son altamente vulnerables a todos los tratamientos térmicos utilizados en este estudio (Tabla 5).

Por otro lado, los resultados obtenidos en el tiempo medio de germinación evidenciaron que la duración de 60 días propuesta para el periodo de siembra fue suficiente para observar el inicio de las germinaciones (las cuales comenzaron en momentos anteriores al día 25) y la posterior estabilización de las curvas de germinación acumulativas mostradas para cada especie en la figura 3. Sin embargo, la especie *Enterolobium cyclocarpium* presentó en el tratamiento control una mayor cantidad de semillas viables que no germinaron al finalizar la fase de siembras, indicando que dicho periodo de tiempo propuesto podría resultar escaso en estudios o programas de siembra donde se requiera un porcentaje de germinación mayor sin el uso de tratamientos pre-germinativos.

Tabla 6. Parámetros germinativos de las especies estudiadas en función a los tratamientos térmicos y el testigo. Letras distintas indican diferencias entre los tratamientos ($P < 0,05$).

Especies	Tratamientos	Vigor \pm EE	TMG \pm EE	VG \pm EE
<i>Caesalpinia pulcherrima</i>	Control	(3) 5,73 \pm 1,02 a	5,00 \pm 0,44 a	0,55 \pm 0,07 a
	100°C	(3) 7,96 \pm 0,57 a	4,80 \pm 0,37 a	0,64 \pm 0,11 a
	150°C	(1) 0,57 \pm 0,20 b	15,50 \pm 5,08 b	0,16 \pm 0,05 b
	200°C	(0) 0,00 \pm 0,00 b	-	-
<i>Cordia alba</i>	Control	(3) 7,33 \pm 0,64 a	4,50 \pm 0,50 a	0,99 \pm 0,21 a
	100°C	(1) 1,45 \pm 0,96 b	26,50 \pm 17,7 b	0,13 \pm 0,06 b
	150°C	(0) 0,00 \pm 0,00 b	-	-
	200°C	(0) 0,00 \pm 0,00 b	-	-
<i>Crescentia cujete</i>	Control	(2) 5,44 \pm 1,27 a	10,80 \pm 0,92 a	1,01 \pm 0,22 a
	100°C	(1) 1,18 \pm 0,27 b	16,40 \pm 1,66 b	0,16 \pm 0,02 b
	150°C	(0) 0,00 \pm 0,00 b	-	-
	200°C	(0) 0,00 \pm 0,00 b	-	-
<i>Enterolobium cyclocarpium</i>	Control	(1) 0,61 \pm 0,13 a	8,00 \pm 2,41 a	0,13 \pm 0,04 a
	100°C	(3) 7,87 \pm 0,37 b	4,40 \pm 0,24 a	0,43 \pm 0,06 b
	150°C	(1) 0,31 \pm 0,17 a	24,8 \pm 9,91 a	0,09 \pm 0,05 a
	200°C	(0) 0,00 \pm 0,00 a	-	-
<i>Hura crepitans</i>	Control	(2) 4,11 \pm 0,46 a	8,25 \pm 0,25 a	0,64 \pm 0,09 a
	100°C	(2) 3,89 \pm 0,35 a	10,00 \pm 0,00 a	0,61 \pm 0,11 a
	150°C	(1) 0,91 \pm 0,29 b	13,50 \pm 4,17 b	0,19 \pm 0,05 b
	200°C	(1) 0,52 \pm 0,09 b	15,70 \pm 1,06 b	0,09 \pm 0,01 b
<i>Lonchocarpus cf. violaceus</i>	Control	(1) 2,13 \pm 0,38 a	8,40 \pm 0,24 a	0,33 \pm 0,07 a
	100°C	(1) 0,54 \pm 0,13 b	11,00 \pm 1,00 b	0,10 \pm 0,01 a
	150°C	(0) 0,00 \pm 0,00 b	-	-
	200°C	(0) 0,00 \pm 0,00 b	-	-
<i>Pithecellobium dulce</i>	Control	(3) 11,96 \pm 0,74 a	3,83 \pm 0,30	1,18 \pm 0,27
	100°C	(0) 0,00 \pm 0,00 b	-	-
	150°C	(0) 0,00 \pm 0,00 b	-	-
	200°C	(0) 0,00 \pm 0,00 b	-	-
<i>Tabebuia rosea</i>	Control	(1) 0,62 \pm 0,27 a	11,67 \pm 1,45	0,11 \pm 0,02
	100°C	(0) 0,00 \pm 0,00 b	-	-
	150°C	(0) 0,00 \pm 0,00 b	-	-
	200°C	(0) 0,00 \pm 0,00 b	-	-
<i>Tecoma stans</i>	Control	(1) 1,72 \pm 0,47 a	6,40 \pm 0,24	0,36 \pm 0,10
	100°C	(0) 0,00 \pm 0,00 b	-	-
	150°C	(0) 0,00 \pm 0,00 b	-	-
	200°C	(0) 0,00 \pm 0,00 b	-	-

Nota: Vigor = vigor por replica; TMG = tiempo medio de germinación; VG = velocidad de germinación; EE = el error estándar. Los números entre paréntesis del 0 al 3 corresponden al grado del vigor propuesto en la tabla 3.

Discusión

Comprender la respuesta de la vegetación a las condiciones presentadas por la ocurrencia de los incendios forestales, es una de las estrategias primordiales para evaluar la vulnerabilidad de los ecosistemas más propensos al fuego, como el bosque seco tropical (Keeley et al., 2011; Armenteras et al., 2021). En ecosistemas con incendios recurrentes se han identificado que algunas plantas presentan mecanismos que les aportan ventajas adaptativas, las cuales les permiten contrarrestar los efectos de las altas temperaturas y de aquellos residuos provenientes de la combustión de la biomasa, como el humo y las cenizas (Lamont y He, 2017; Çatav et al., 2018). De hecho, se ha documentado que las temperaturas alcanzadas en el suelo durante los incendios forestales pueden influir en la ruptura de la latencia y en el reclutamiento de plántulas, los cuales representa una de las principales estrategias regenerativas en las zonas afectadas (Otterstrom et al., 2006; Cárdenas y Pizano, 2019).

Los resultados hallados en este estudio muestran que las temperaturas evaluadas cumplen una función determinante en la germinación y que el vigor del banco de las semillas de algunas especies puede verse estimulado en escenarios post-incendio. En cuanto a la hipótesis de que las especies de la familia Fabaceae presentarían un aumento en la germinación por la exposición de los choques térmicos, pudo cumplirse parcialmente debido a que dos de las cuatro especies evaluadas, *Lonchocarpus* cf. *violaceus* y *Pithecellobium dulce*, mostraron afectaciones negativas por los choques térmicos, reflejando una disminución estadísticamente significativa en la viabilidad y en su potencia germinativa. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Pereira y colaboradores (2015) para *P. dulce*, quienes también obtuvieron valores germinativos nulos al exponer las semillas a altas temperaturas, lo cual indica que los choques térmicos generan alteraciones que podrían influir en la muerte del embrión (Smiderlez y Schwengber, 2011).

En cambio, en *Caesalpinia pulcherrima* y *Enterolobium cyclocarpium*, el choque térmico causado por las temperaturas de 100°C influenciaron el rompimiento de la latencia,

registrando valores más altos en la potencia germinativa y velocidad de germinación. De acuerdo con la clasificación propuesta por Luna y colaboradores (2007), estas dos especies estarían incluidas dentro de la categoría I, donde se encuentran las especies caracterizadas por presentar semillas que estimulan su germinación en función de los choques térmicos. Sin embargo, en un estudio realizado por Hernández (2021) para *E. cyclocarpium*, se encontró que las temperaturas cercanas e iguales a 100°C con tiempos de exposición de 1, 3 y 5 minutos no fueron suficientes para acelerar el rompimiento de la latencia indicando que, en este caso, el aumento de la potencia germinativa pudo estar determinada por el mayor tiempo de exposición al calor propuesto en este estudio (10 minutos), el cual se presenta comúnmente en épocas de sequía y en zonas del suelo más expuesto a la superficie durante los incendios forestales (Busse et al., 2005).

Este incremento en la germinación inducida por las altas temperaturas ha sido igualmente estudiado en otras especies de la familia Fabaceae (Martinat, y Fuentes, 2016). Generalmente, esta familia presenta tolerancia a las altas temperaturas debido a la presencia rasgos morfológicos y físicos en sus semillas, tales como coberturas protectoras altamente endurecidas, exocarpos impermeables y resistencia a las condiciones de sequía, los cuales son elementos que les permiten formar bancos de semillas más abundantes y persistentes (Keeley et al., 2011; Londoño, 2018; Zironi et al., 2019). Es más, Gómez y colaboradores (2017) describen estos mecanismos como adaptaciones que ayudan a contrarrestar los efectos ambientales que se pueden presentar por el fuego, como la pérdida de algunos nutrientes volátiles y la disminución de la biota del suelo, como los insectos y microorganismos (Bodí et al., 2012; Rosero y Osorio, 2013), lo que puede explicar el establecimiento exitoso de las Fabaceae en los bosques secos y otros ecosistemas boscosos (Morrison et al, 1998; Vargas et al., 2015; Romero y Pérez, 2016; Daibes et al., 2019).

Por otro lado, la segunda hipótesis fue parcialmente corroborada debido a que no todos los tratamientos térmicos influyeron negativamente en la viabilidad del banco de semillas, ya que las especies *Enterolobium cyclocarpium* y en *Hura crepitans* no mostraron diferencias entre las semillas expuestas al choque térmico de 100°C y el control. Según Kennard y Gholz (2001), temperaturas de 100°C suelen presentarse comúnmente en el suelo de los bosques secos durante los incendios de baja intensidad, y en algunos casos

pueden que no sean muy perjudiciales para el banco de semillas (Zuleta y Bravo, 2019). Sin embargo, la reducción de la viabilidad fue más evidente en tratamientos con choques térmicos superiores a los 150°C, los cuales son temperaturas comunes en incendios ocurridos en épocas de sequía de zonas áridas y semiáridas (Beadle, 1940; DeBano et al., 1998; Busse et al., 2005). En ese sentido, de acuerdo con Luna y colaboradores (2007), estas dos especies presentan bancos de semillas tolerantes a los choques térmicos, específicamente de fuegos superficiales o prescritos (Mataix et al., 2011).

En consecuencia, el mecanismo que explica el reservorio de semillas resilientes a los tratamientos térmicos en *E. cyclocarpium* y *H. crepitans* es la estrategia Bet-hedging. Esta señala que en algunas especies que generan bancos de semillas, una porción de estas permanece latente pese a que cuenten con las condiciones óptimas para germinar, disminuyendo así el riesgo de extinción y manteniendo la persistencia de sus poblaciones en el hábitat a pesar de sufrir eventos desfavorables en el ambiente; no obstante, esta estrategia adaptativa podría verse limitada en zonas con incendios forestales recurrentes (Ooi et al., 2009; Sánchez et al., 2021). De acuerdo con un estudio realizado por Vargas y Campos (2020) en el bosque seco tropical, se observó que la regeneración natural de las áreas quemadas no es tan evidente en zonas donde han ocurrido más de dos incendios forestales en periodos cortos de tiempo, ya que la recuperación del banco de semillas es un proceso lento que puede limitar el desarrollo de las poblaciones y generar extinciones locales en las especies más vulnerables a las altas temperaturas (Bond y Keane, 2016; He et al., 2019).

De acuerdo con lo planteado por Jaureguiberry y Díaz (2015), las especies *Cordia alba*, *Crescentia cujete*, *Lonchocarpus* cf. *violaceus*, *Pithecellobium dulce*, *Tabebuia rosea* y *Tecoma stans* son sensibles o vulnerables al calor, dado que presentaron índices de vigor bajos y nulos en todos los tratamientos térmicos evaluados. Sin embargo, con base en los resultados obtenidos en este estudio es probable que, ante escenarios post-incendio, el banco de semillas de las especies *C. alba*, *C. cujete* y *L. cf. violaceus* sigan reclutando plántulas (Moreira y Pausas, 2012; Bravo et al., 2014). Según con la nomenclatura propuesta por Pausas y colaboradores (2004), estas especies podrían ser catalogadas como “propágulo-persistente”, dada la persistencia del banco de semillas después del

tratamiento térmico a 100°C, lo que les permitiría mantener sus poblaciones a pesar de tener un reclutamiento escaso posterior al incendio (Zuleta y Bravo, 2019).

Con respecto a *P. dulce*, *T. rosea* y *T. stans*, es necesario resaltar que aunque sean consideradas como especies pioneras, es muy probable que sus bancos de semillas desaparezcan en las zonas que hayan sido afectadas por los incendios, y que en el caso de *T. rosea* y *T. stans*, la recolonización de sus poblaciones se deba al arribo de semillas por procesos de dispersión aérea (anemócora) (Socolowski y Takaki, 2007; Vargas-Figueroa, 2015; Vargas y Torres, 2018). Según Pausas y Keeley (2014), este tipo de plantas carecen de un mecanismo de persistencia local post-incendio, pero tienen la capacidad de reclutar plántulas por medio de las semillas dispersadas en parches de bosque fuera del perímetro incendiado. No obstante, las extinciones locales podrían ser más evidentes en especies que no tienen un mecanismo efectivo de dispersión, como es el caso de *P. dulce* (Pausas, 2012; Cai et al., 2013; jaksetick et al., 2018; Bin et al., 2019) permitiendo plantear la hipótesis de que la falta de establecimiento de plántulas después de un incendio podría poner en peligro la persistencia de algunas especies, sin importar su dominancia en el banco de semillas.

De lo anterior se desprende que, la recuperación exitosa del bosque seco por especies con bancos de semillas tolerantes y/o estimulados por las altas temperaturas, requieren también de un plan de gestión forestal que permita disminuir alta frecuencia de los incendios y prevenir la probabilidad de incendios de alta intensidad, de modo que se permita un rango de tolerancia y de tiempo aceptable para la restauración de la parte aérea y del banco de semillas, sin alterar los procesos ecológicos del fuego (Zuleta y Bravo, 2019). Puesto que, los bosques secos con más de dos incendios consecutivos generan alteraciones en el banco de semillas, que deriva en un escaso reclutamiento de especies forestales y aumenta la dominancia de las plantas de hábito herbáceo (Vargas y Campos, 2020), generando un proceso de sabanización del bosque seco ligado a una mayor ocurrencia de incendios de alta intensidades (Cárdenas y Pizano, 2019; Armenteras et al., 2021).

El grupo de plantas evaluadas en este trabajo, como ejemplos de la flora del bosque seco que presentan rompimiento de su latencia física con las altas temperaturas, no son

consideradas dependientes a los incendios forestales para su normal reclutamiento de plántulas pese al aumento del vigor que sufren en los tratamientos a 100°C. Esto se debe a que en estas especies, el proceso evolutivo que generaron estas cualidades provienen como consecuencia del efecto de los cambios estacionales y al aumento de la aridez (Baskin et al., 2000; Jaganathan et al., 2016). Lo que sugiere que el posible efecto filogenético que determinó la tolerancia a los choques térmicos y estimuló el vigor germinativo en *C. pulcherrima* y *E. cyclocarpium* no fueron moldeados por la historia reciente de los incendios (Gómez et al., 2017).

En ese sentido, considerando los crecientes esfuerzos en el desarrollo de procesos de restauración ecológica en el bosque seco tropical colombiano (Alencar et al., 2015; Diaz et al., 2019; Torres et al., 2019). Se recomienda que los efectos contemporáneos del fuego sobre la germinación en las especies *C. alba*, *C. cujete* y *L. cf. violaceus* se examinen también desde una perspectiva histórica y filogenética, debido a que sus poblaciones podrían estar sufriendo procesos de selección natural a consecuencia de incendios forestales recurrentes (Herrero et al., 2016; Daibes et al., 2019). Además, sabiendo que todas las especies evaluadas presentan diferentes historias evolutivas, sería necesario profundizar las adaptaciones morfofisiológicas que contienen las semillas estudiadas en este trabajo, ya que las especies nativas de zonas boscosas con incendios recurrentes tienden a presentar mayor tolerancia al régimen del fuego local (Funes et al., 2009).

Conclusiones

Las temperaturas producidas durante los incendios forestales pueden ejercer un efecto selectivo en la composición del banco de semillas y en el establecimiento de las especies vegetales que representan las futuras generaciones del bosque seco. Los resultados de este estudio permiten concluir que la temperatura de 100°C, alcanzada comúnmente en el suelo durante los incendios de baja intensidad, puede estimular el vigor de algunas especies de la familia Fabaceae, como es el caso de *Caesalpinia pulcherrima* y *Enterolobium cyclocarpium*, y reducir la potencia germinativa del banco de semillas de especies como *Cordia alba*, *Crescentia cujete* y *Lonchocarpus* cf. *violaceus*. Además, temperaturas de 100°C no presentaron alteraciones en el banco de semillas de *Hura crepitans*, pero sí una disminución de su viabilidad y potencia germinativa a la exposición de choques térmicos superiores a 150°C.

De manera general, los resultados indican que las temperaturas de 100°C reducen la viabilidad del banco de semillas (a excepción de *Caesalpinia pulcherrima*, *Enterolobium cyclocarpium* y *Hura crepitans*) y eliminan completamente las semillas del suelo de especies altamente sensibles a los choques térmicos, como *Pithecellobium dulce*, *Tabebuia rosea* y *Tecoma stans*. Sin embargo, temperaturas superiores a 150°C pueden eliminar localmente el banco de semillas de la mayoría de las especies del bosque seco. Cabe resaltar que *H. crepitans* fue la única especie que presentó semillas viables a la exposición de choques térmicos superiores a 150°C, lo cual indica que, de las especies estudiadas, esta sería la única con semillas capaces de reclutar plántulas en escenarios post-incendio de media y alta intensidad.

Se recomienda la priorización de *C. pulcherrima*, *E. cyclocarpium*, *C. alba*, *C. cujete*, *L.* cf. *violaceus* y *H. crepitans* en programas de restauración de bosques secos, dada la eficiencia que presentan en el reclutamiento de plántulas y por la garantía que ofrecen en el restablecimiento y mantenimiento de la vegetación autóctona, lo que permite generar

ecosistemas capaces de resistir mejor las condiciones que puedan surgir en los escenarios futuros relacionados con el paso del fuego. Por otra parte, los resultados de este estudio aportan una mayor comprensión sobre los efectos abióticos presentados por los incendios forestales en la viabilidad y germinación del banco de semillas, y constituyen el primer aporte en trabajos de este estilo para las especies *C. pulcherrima*, *C. alba*, *C. kujete*, *H. crepitans*, *L. cf. violaceus*, *T. rosea*, *T. stans*.

A. Anexo: Datos descriptivos

Caesalpinia pulcherrima L. Sw. (Clavelino).



Figura 1. Emergencia y desarrollo de plántulas de la especie *Caesalpinia pulcherrima*, familia Fabaceae.

Es una especie de hábito arbustivo con un estado actual de preocupación menor en su conservación y está ampliamente distribuida en regiones tropicales y subtropicales, donde es probablemente originaria (Bernal et al., 2016). En América suele presentarse comúnmente en ecosistemas como bosques secos y pastizales, entre un rango altitudinal de 0 a 650 msnm). Sin embargo, en Colombia han sido encontradas en elevaciones que van desde 0 hasta 1700 msnm y dentro de una amplia diversidad de suelos, incluidos aquellos con moderadas concentraciones de sales (Castro y Ceroni, 2015). Por otro lado, esta especie ornamental suele ser utilizada para combatir enfermedades inflamatorias, microbianas, gastro intestinales, entre otras (Marqués et al, 2019; Moteriya y Chanda, 2020; Ogbeide et al., 2020). Así mismo, en la industria agroforestal como cercas vivas. En los bosques secos tropicales, esta especie es considerada dentro de las que presentan un crecimiento más rápido en programas y planes de restauración (González et al., 2017); ejerciendo funciones estratégicas en el ecosistema como biocontrolador de la calidad del aire y en restablecimiento de insectos como los Lepidópteros (Manjunath y Reddy, 2017; Solis et al., 2017).

***Cordia alba* Jacq. Roem y Schult. (Uvito)**



Figura 2. Emergencia y desarrollo de plántulas de la especie *Cordia alba*, familia Boraginaceae.

Es una especie arbórea que se distribuye en regiones tropicales del continente americano, en donde se les puede ver frecuentemente en zonas de bosque seco de países como México, Panamá, Colombia y Venezuela y en archipiélagos como las Antillas (Bernal et al., 2016). Comúnmente, esta especie puede ubicarse en altitudes que varían entre 0 y 700 msnm, donde se desarrolla mejor en suelos arenosos con pH básico; además, puede soportar inundaciones temporales. Sin embargo, esta especie presenta problemas de adaptabilidad al sitio debido a su poca tolerancia a suelos ácidos y con pendientes muy pronunciadas, por lo que es comúnmente encontrada en bosques secundarios (Cordero, 2003). Por otro lado, en esta especie se han registrado una gran cantidad de usos domésticos, dentro de los cuales se destacan aquellos con fines estructurales, en la construcción; cercas vivas, en fincas y carreteras; y medicinales, en la posible extracción de sustancias cicatrizantes y para enfermedades como la diarrea (Chízmar, 2009; Cova et al., 2016). En los ecosistemas forestales puede presentar importantes contribuciones en la producción de hojarasca y aportes en la cantidad de nutrientes del suelo, como nitrógeno y fósforo. Así mismo, el fruto suele presentar funciones alimenticias para mamíferos como murciélagos, primates; y reptiles como las iguanas. Además, sus hojas pueden servir de soporte para el desarrollo de algunos insectos (Benítez et al., 2003; García et al., 2009; Castellanos et al., 2018; Tejeda et al., 2019; Estrada et al., 2020).

Crescentia kujete L. (Totumo)



Figura 3. Emergencia y desarrollo de plántulas de la especie *Crescentia kujete*, familia Bignoniaceae.

Es una especie arbórea ampliamente distribuida en regiones tropicales de América central y presenta actualmente un estado de conservación de preocupación menor (Bernal et al., 2016). Sus ejemplares se desarrollan en altitudes que van desde 0 a 1000 msnm, con precipitaciones de 1000 a 2500 mm y con temperaturas promedios que oscilan entre 16 y 33°. Son árboles con porte pequeño que pueden tolerar ecosistemas con suelos pobres en nutrientes, inundaciones temporales y suelos con aguas estancadas. No obstante, prefieren los suelos húmedos bien drenados con textura arcillosa (Cordero, 2003; Bernal et al., 2016; Paniagua y Bussmann, 2020). Esta especie representa una de las que pueden aportar un mayor número de servicios (Pérez et al., 2012). Sus frutos pueden ser usados en sistemas silvopastoriles para la alimentación del ganado, cabras y caballos; utensilios de cocina, como cucharas y platos; instrumentos musicales, como maracas; extracción de componentes medicinales, como partículas de oro para terapias cancerosas; y artesanías turísticas, en el caso de las manualidades; entre otros. Por otro lado, sus semillas pueden ser utilizadas para la extracción de biocombustible (Montealegre, 2017; Gaibor, 2020). En los ecosistemas boscosos, los individuos de *C. kujete* son preferidos por las aves para su dieta y el establecimiento de sus nidos, recurso que comparten con los murciélagos. Además, se han registrado muchas especies de hormigas de los géneros *Cephalotes*, *Cremanogaster*, *Azteca* y *Pseudomyrex* asociadas a esta planta (Mancina et al., 2006; Díaz et al., 2009; Illescas y Montiel, 2018).

***Enterolobium cyclocarpium* (Jacq.) Griseb. (Orejero)**



Figura 4. Emergencia y desarrollo de plántulas de la especie *Enterolobium cyclocarpium*, familia Fabaceae.

Es una especie de bosques secundarios originaria de áreas tropicales del continente americano. Tiene una extensión geográfica que va desde el sur de México hasta países de Centroamérica como Brasil, Colombia y Venezuela (Bernal et al 2016). Sin embargo, también ha sido introducida en otros países tropicales como Jamaica y Cuba. *E. cyclocarpium* puede desarrollarse bien en altitudes comprendidas entre 0 y 1200 msnm; en suelos arenosos-arcillosos, arcillosos y negros; y puede soportar condiciones presentes en bosques primarios o perturbados (Serratos et al., 2008; Calle y Murgueitio, 2009). Por otra parte, las semillas de esta especie presentan un alto contenido proteico, necesario en la dieta de especies como la ardilla de cola roja (*Sciurus granatensis*, Sciuridae) y como buena estrategia en la alimentación de bovinos (López et al 2016; Márquez., 2020). La corteza puede utilizarse para aliviar enfermedades como el salpullido y la goma de su sabia puede calmar la bronquitis y resfriados. En los ecosistemas boscosos ayuda en la fijación de nitrógeno en el suelo, controla la erosión e influye en la recuperación de terrenos degradados. Adicionalmente, presenta relaciones simbióticas con cepas micorrícicas de la especie *Glomus aggregatum* (Glomeraceae) (Dewi, 2014).

Hura crepitans L. (Ceiba de leche)

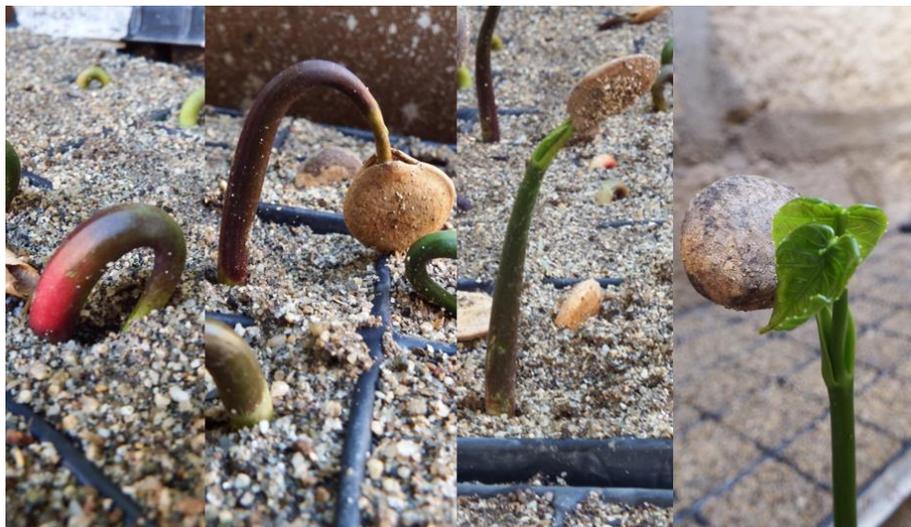


Figura 5. Emergencia y desarrollo de plántulas de la especie *Hura crepitans*, familia Euphorbiaceae.

Es un árbol originario de regiones tropicales del continente americano, donde presenta una distribución geográfica que se extiende desde Costa Rica hasta el sur de Brasil. No obstante, se ha naturalizado en otras zonas con ambientes similares como el occidente del continente africano. Esta especie puede estar presente en bosques primarios y secundarios con altitudes comprendidas entre 0 y 1550 msnm, siempre y cuando el ambiente presente condiciones de precipitación promedio de 1500 mm anual. Este árbol prefiere suelos arenosos y arcillosos ricos en nutrientes y minerales, donde puede tolerar condiciones de pH entre 5.0 y 8.0, inundaciones temporales y cerros inclinados (SENMA-BID, 1991; Francis, 2000). La Ceiba de leche (también llamada “Molinillo”), tiene diferentes usos de los cuales destaca por ser materia prima en productos maderables, en carpintería y ebanistería; medicinales, como laxantes, aliviar dolores, purgante; industriales, en la elaboración de jabón, linóleo y barniz. En los ecosistemas boscosos, esta planta sirve como refugio a diversas especies de guacamayas del género *Ara* (Psittaciformes), las cuales también consumen regularmente sus semillas. Además, influyen en la respiración del suelo y controlan el crecimiento de las bacterias y hongos (Abelho et al., 2005; López et al., 2016; Callisaya et al., 2017; Romero, 2019).

Anexo: *Lonchocarpus cf. violaceus* (Bentham.) DC. (Carnevaca)



Figura 6. Emergencia y desarrollo de plántulas de la especie *Lonchocarpus cf. violaceus*, familia Fabaceae.

Es un árbol originario de las regiones tropicales del continente americano, el cual se encuentra relacionado a zonas caribeñas pertenecientes al sur de México, Guatemala, Colombia Venezuela, Brasil y en archipiélagos como las Antillas. Esta especie se encuentra en altitudes comprendidas entre 0 y 1200 msnm, donde generalmente se crecen en bosques asociados con las orillas de los ríos (Silva y De Azevedo, 2012; Parker y Rousteau, 2014; Bernal et al., 2016). La corteza de esta especie se utilizaba en la cultura Maya en la fabricación de bebidas como “el balché”, el cual era un componente importante para sus ceremonias religiosas debido a que presenta una acción psicoactiva (Ott, 1998; Morales, 2007). Este árbol puede estar presente en bosques altamente fragmentados, donde puede desarrollarse en comunidades con formaciones tempranas preselváticas y secundarias; y cumplir funciones ecosistémicas en establecimiento de la fauna y su diversidad (McTaggart et al, 2011; Joseph, 2014; Viña y Estévez, 2019).

***Pithecellobium dulce* (Roxb.) Benth. (Chiracó)**



Figura 7. Emergencia y desarrollo de plántulas de la especie *Pithecellobium dulce*, familia Fabaceae.

Es una especie de hábito arbóreo presente en bosques secos tropicales y montes espinosos del continente americano, que comprende áreas boscosas que van desde México hasta la parte norte de América del sur. No obstante, fue introducido en países como India y Filipinas (Bernal et al., 2016). Esta especie, tiene un estado actual de conservación de preocupación menor, se encuentra presente en altitudes comprendidas entre 0 y 2130 msnm, con una precipitación anual entre 500 mm y 1000 mm. Sin embargo, se han documentado individuos en zonas con límites inferiores a 400 mm y superiores a 1775 mm. El Chiracó, puede tolerar los suelos con bajos nutrientes y salobres con textura rocosa, arcillosa, arenosa (Parrotta, 2000; Cordero, 2003;). Su madera puede ser usada para la construcción de cajas, postes; y sus flores, frutos y semillas tienen actividad antioxidante, antiinflamatoria, antibacteriana, entre otras. Además, sus semillas son útiles en la creación de alternativas energéticas como el biodiesel (Katekhaye y Kale, 2012; Hepziban et al., 2017; Kulkarni y Jamakhandi, 2018; Sekhar et al., 2018). En los bosques, esta planta está asociada a diversas especies de insectos y arácnidos del orden Aranae, Hymenoptera y Coleoptera (Camacho, 2017), y diversas especies de aves endémicas, residentes y migratorias (Torres et al., 2014). Así mismo, aporta al mejoramiento de los nutrientes en el suelo por medio de relaciones endosimbióticas con bacterias (*Rhizobium spp*), por lo que se puede considerar como opción en la regeneración de ecosistemas perturbados (Giri y Dhanalakshmi, 2015; López et al., 2016; Pandey et al., 2016).

***Tabebuia rosea* (Bertol.) DC. (Roble morado)**



Figura 8. Emergencia y desarrollo de plántulas de la especie *Tabebuia rosea*, familia Bignoniaceae.

Es una especie arbórea que se distribuye en regiones tropicales del continente americano, en donde se les puede ver frecuentemente en zonas de bosque seco de países como México, Ecuador, Colombia y Venezuela; y en archipiélagos como las Antillas. Regularmente, esta especie puede encontrarse en altitudes que varían entre 0 y 2000 msnm con precipitaciones anuales entre 1100 y 3000 mm, donde se desarrolla mejor en suelos arcillosos. No obstante, puede soportar suelos con pH alcalinos y ácidos de una gran variedad de texturas como calcáreas y cenagosas e inundaciones temporales de hasta 4 meses (Gómez y Toro, 2007; Rocas et al., 2010; Herrera, 2015). Por otra parte, en esta especie se han registrado una gran diversidad de usos, dentro de los cuales destacan aquellos con fines estructurales, en la construcción; ornamentales, en el embellecimiento de lugares públicos; y medicinales, como antiinflamatorio y en enfermedades como la diabetes, tifoidea y paludismo (Yanes et al., 1999, Jiménez et al., 2018). En los ecosistemas boscosos, esta especie destaca por presentar importantes interacciones con insectos herbívoros del orden Coleoptera, y con abejas melíferos pertenecientes al género *Centris*, orden Hymenoptera. (Paul et al., 2012; López et al., 2016). Así mismo, con diversas especies de líquenes y musgos (Idárraga, 2009).

***Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth. (Tronadora)**



Figura 9. Emergencia y desarrollo de plántulas de la especie *Tecoma stans*, familia Bignoniaceae.

La tronadora es una especie originaria de las regiones tropicales y subtropicales del continente americano, donde presenta una amplia área de distribución que comprende desde el sur de Estados Unidos hasta el norte de Argentina. No obstante, ha sido introducida en Suráfrica donde es considerada como invasora. Esta especie presenta una distribución altitudinal que va desde 0 hasta 2800 msnm, en lugares con una precipitación anual entre 250 y 2000 mm (Rocas et al., 2010; Dirzo et al., 2011; Madire et al., 2011; Rojas y Torres, 2012). Esta especie de hábito arbustivo o arbóreo puede presentar tolerancia a bajas concentraciones de sales, vientos fuertes, condiciones de sequía y estados de sucesión temprana en suelos arcillosos y rocosos bien drenados (Pelton, 1964; Lohmann, 2006; Orwa et al., 2009;). Adicionalmente, es una planta con importantes usos farmacológicos, dentro de los cuales se destaca en aquellos relacionados para aliviar malestares como úlceras gástricas y dolores en el estómago. Además, para tratar enfermedades como la hiperglicemia, gastritis, entre otras (Mishra, 2008; Aarland et al., 2015; Moe y Hlaing, 2019; Anand y Basavaraju, 2020). En los ecosistemas boscosos *T. stans* posee importantes interacciones con insectos del orden Hymenoptera como la especie *Xylocopa fimbriata*, los cuales a su vez cumplen funciones ecosistémicas como polinizadores (Curtí y Ortega, 2011; López et al., 2016).

B. Anexo: Datos estadísticos

Tabla 1. Resultados de los ANOVA y pruebas de Tukey de los análisis de potencia germinativa ($p < 0,05$). Los análisis descriptivos corresponden a la media, desviación estándar (D.E), y error estándar (E.E) de los datos sin transformación.

Especie	T	Descriptivo (%)			ANOVA		Tukey			
		Media	D.E	E. E	F	Sig	Control	100°C	150°C	200°C
<i>Caesalpinia pulcherrima</i>	Control	57,22	14,66	5,98	90,995	0,00	-	0,078	0,079	0
	100°C	71,33	10,69	4,78			0,078	-	0	0
	150°C	4,44	1,72	0,7			0	0	-	0,829
	200°C	0	0	0			0	0	0,829	-
<i>Cordia alba</i>	Control	82,81	5,98	2,99	27,286	0,00	-	0,008	0	0
	100°C	35,41	34,42	19,9			0,008	-	0,044	0,044
	150°C	0	0	0			0	0,044	-	1
	200°C	0	0	0			0	0,044	1	-
<i>Crescentia cujete</i>	Control	67,33	28,22	12,6	27,899	0,00	-	0,001	0	0
	100°C	25,33	8,36	3,74			0,001	-	0,034	0,034
	150°C	0	0	0			0	0,034	-	1
	200°C	0	0	0			0	0,034	1	-
<i>Enterolobium cyclocarpium</i>	Control	5	3,48	1,55	169,47	0,00	-	0	0,969	0,546
	100°C	70,33	11,02	4,93			0	-	0	0
	150°C	3,33	1,86	0,83			0,969	0	-	0,805
	200°C	0	0	0			0,546	0	0,805	-
<i>Hura crepitans</i>	Control	88,75	13,15	6,58	61,455	0,00	-	0,952	0	0
	100°C	85	11,54	5,77			0,952	-	0	0
	150°C	21,25	10,31	5,15			0	0	-	0,82
	200°C	15	0	0			0	0	0,82	-
<i>Lonchocarpus cf. violaceus</i>	Control	56,66	18,06	8,07	27,9	0,00	-	0	0	0
	100°C	11,66	13,94	6,23			0	-	0,398	0,398
	150°C	0	0	0			0	0,398	-	1
	200°C	0	0	0			0	0,398	1	-
<i>Pithecellobium dulce</i>	Control	85	9,83	4,01	438,12	0,00	-	0	0	0
	100°C	0,55	1,36	0,55			0	-	0,997	0,997
	150°C	0	0	0			0	0,997	-	1
	200°C	0	0	0			0	0,997	1	-
<i>Tabebuia rosea</i>	Control	21,87	18,04	9,02	5,88	0,01	-	0,022	0,022	0,022
	100°C	0	0	0			0,022	-	1	1
	150°C	0	0	0			0,022	1	-	1
	200°C	0	0	0			0,022	1	1	-
<i>Tecoma stans</i>	Control	13,33	9,18	3,75	12,632	0,00	-	0	0	0
	100°C	0	0	0			0	-	1	1
	150°C	0	0	0			0	1	-	1
	200°C	0	0	0			0	1	1	-

Tabla 2. Resultados de los ANOVA y pruebas de Tukey de la prueba de viabilidad por tetrazolio ($p < 0,05$). Los análisis descriptivos corresponden a la media, desviación estándar (D.E), y error estándar (E.E) de los datos sin transformación.

Especie	T	Descriptivos			ANOVA		Tukey			
		Media	D.E	E. E	F	Sig	Control	100°C	150°C	200°C
<i>Caesalpinia pulcherrima</i>	Control	0,89	0,20	0,08	91,38	0,00	-	0,270	0	0
	100°C	0,76	0,13	0,06			0,27	-	0	0
	150°C	0,04	0,02	0,01			0	0	-	0,914
	200°C	0,00	0,00	0,00			0	0	0,914	-
<i>Cordia alba</i>	Control	0,84	0,04	0,02	35,329	0,00	-	0,039	0,012	0,012
	100°C	0,38	0,31	0,18			0,004	-	0,017	0,017
	150°C	0,00	0,00	0,00			0	0,017	-	1
	200°C	0,00	0,00	0,00			0	0,017	1	-
<i>Crescentia cujete</i>	Control	0,69	0,29	0,13	22,339	0,00	-	0,030	0	0
	100°C	0,29	0,11	0,05			0,003	-	0,075	0,042
	150°C	0,04	0,08	0,03			0	0,075	-	0,989
	200°C	0,02	0,04	0,02			0	0,042	0,989	-
<i>Enterolobium cyclocarpium</i>	Control	0,85	0,18	0,08	28,019	0,00	-	1	0	0
	100°C	0,85	0,15	0,07			1	-	0	0
	150°C	0,15	0,18	0,08			0	0	-	0,954
	200°C	0,09	0,20	0,09			0	0	0,954	-
<i>Hura crepitans</i>	Control	0,89	0,13	0,07	19,998	0,00	-	1	0,04	0
	100°C	0,89	0,09	0,05			1	-	0,04	0
	150°C	0,44	0,19	0,10			0,004	0,04	-	0,305
	200°C	0,25	0,14	0,07			0	0	0,305	-
<i>Lonchocarpus cf. violaceus</i>	Control	0,58	0,20	0,09	30,953	0,00	-	0,03	0	0
	100°C	0,22	0,10	0,06			0,003	-	0,066	0,066
	150°C	0,00	0,00	0,00			0	0,066	-	1
	200°C	0,00	0,00	0,00			0	0,066	1	-
<i>Pithecellobium dulce</i>	Control	0,85	0,10	0,04	136,762	0,00	-	0	0	0
	100°C	0,07	0,10	0,04			0	-	0,905	0,476
	150°C	0,04	0,10	0,04			0	0,905	-	0,859
	200°C	0,00	0,00	0,00			0	0,476	0,859	-
<i>Tabebuia rosea</i>	Control	0,23	0,16	0,08	9	0,00	-	0,005	0,005	0,005
	100°C	0,00	0,00	0,00			0,005	-	1	1
	150°C	0,00	0,00	0,00			0,005	1	-	1
	200°C	0,00	0,00	0,00			0,005	1	1	-
<i>Tecoma stans</i>	Control	0,13	0,09	0,04	12,632	0,00	-	0	0	0
	100°C	0,00	0,00	0,00			0	-	1	1
	150°C	0,00	0,00	0,00			0	1	-	1
	200°C	0,00	0,00	0,00			0	1	1	-

Tabla 3. Resultados de los ANOVA y pruebas de Dunnett de las pruebas de Vigor, tiempo medio de germinación (TMG) y Velocidad de germinación (VG) ($p < 0,05$).

Especies	Tratamientos	Vigor		TMG		VG	
		ANOVA	Dunnett	ANOVA	Dunnett	ANOVA	Dunnett
<i>Caesalpinia pulcherrima</i>	Control		-		-		-
	100°C	0,000	0,051	0,045	0,999	0,002	0,656
	150°C		0,000		0,053		0,008
	200°C		0,000				-
<i>Cordia alba</i>	Control		-		-		-
	100°C	0,000	0,000	0,007	-	0,015	-
	150°C		0,000		-		-
	200°C		0,000		-		-
<i>Crescentia cujete</i>	Control		-		-		-
	100°C	0,000	0,000	0,018	-	0,005	-
	150°C		0,000		-		-
	200°C		0,000		-		-
<i>Enterolobium cyclocarpium</i>	Control		-		-		-
	100°C	0,000	0,000	0,053	-	0,003	0,007
	150°C		0,736		-		0,865
	200°C		0,201		-		-
<i>Hura crepitans</i>	Control		-		-		-
	100°C	0,000	0,933	0,326	-	0,000	0,993
	150°C		0,000		-		0,005
	200°C		0,000		-		0,001
<i>Lonchocarpus cf. violaceus</i>	Control		-		-		-
	100°C	0,000	0,001	0,017	-	0,055	-
	150°C		0,000		-		-
	200°C		0,000		-		-
<i>Pithecellobium dulce</i>	Control		-		-		-
	100°C	0,000	0,000		-		-
	150°C		0,000		-		-
	200°C		0,000		-		-
<i>Tabebuia rosea</i>	Control		-		-		-
	100°C	0,016	0,019		-		-
	150°C		0,019		-		-
	200°C		0,019		-		-
<i>Tecoma stans</i>	Control		-		-		-
	100°C	0,000	-		-		-
	150°C		-		-		-
	200°C		-		-		-

BIBLIOGRAFÍA

- Aarland, R.C., Peralta, G. S., Sánchez, C.M., Parra, B. F., Villa, J.M., de León, F.D., Pérez, L.J., Rivera, F., and Mendoza, J.A. 2015. *A pharmacological and phytochemical study of medicinal plants used in Mexican folk medicine*. *Ind. J. Trad. Know*, 14 (4), 550–557.
- Abelho, M., Cressa, C., and Graça, M. A. 2005. Microbial Biomass, Respiration, and Decomposition of *Hura crepitans* L. (Euphorbiaceae) Leaves in a Tropical Stream. *Biotropica: The Journal of Biology and Conservation*, 37(3), 397-402.
- Alencar, A. A., Brando, P. M., Asner, G. P., and Putz, F. E. 2015. Landscape fragmentation, severe drought, and the new Amazon Forest fire regime. *Ecological applications*, 25(6), 1493-1505.
- Álvarez, H. G., y Martínez, A. F. 2000. Germinación de semillas de 32 especies de plantas de la costa de Guerrero: su utilidad para la restauración ecológica. *Polibotánica*, (11), 1-29.
- Anand, M., and Basavaraju, R. 2020. A review on phytochemistry and pharmacological uses of *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth. *Journal of Ethnopharmacology*.
- Andela, N., Morton, D. C., Giglio, L., Chen, Y., van der Werf, G. R., Kasibhatla, P. S., DeFries, R. S., Collatz, G. J., Hantson, S., Kloster, S., Bachelet, D., Forrest, M., Lasslop, G., Li, F., Mangeon, S., Melton, J. R., Yue, C., and Randerson, J. T. 2017. A human-driven decline in global burned area. *Science*, 356 (6345), 1356-1362.
- Arcenegui, V., Gómez, I., Guerrero, C., Mataix-Solera, J., and Mataix-Beneyto, J. 2007. Near infrared spectroscopy to estimate the maximum temperatures reached on burned soils. *Soil Science Society of America Journal*, 71 (3), 1029– 1037.
- Archibald, S., Lehmann, C., Gómez-Dans, J., and Bradstock, R. 2013. Defining pyromes and global syndromes of fire regimes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110(16), 6442-6447.
- Arenas, C. J., y Noy Suárez, B. A. 2019. Análisis de la severidad de un incendio en un relicto de bosque seco tropical en Colombia. *Universidad Distrital Francisco José De Caldas*.

- Argañaraz, J.P., Gavier Pizarro, G., Zak, M., Bellis, L.M. 2015. Fire regime, climate, and vegetation in the Sierras de Córdoba, Argentina. *Fire Ecology*, 11(1): 55-73.
- Armenteras, D., Dávalos, L. M., Barreto, J. S., Miranda, A., Hernández-Moreno, A., Zamorano-Elgueta, C., González-Delgado, T., Meza-Elizalde, M., and Retana, J. 2021. Fire-induced loss of the world's most biodiverse forests in Latin America. *Science Advances*, 7(33).
- Auld, T.D., and Denham, A.J. 2006. How much seed remains in the soil after a fire? *Plant Ecology*, 187, 15–24
- Bachetta, G., Bueno, A., Fenu, G., Jimenez, B., Mattana, E., Piotto, B., and Virevaire, M. 2008. Conservación ex situ de plantas silvestres. La Caixa, Principado de Asturias, 378pp.
- Bareke, T. 2018. Biology of seed development and germination physiology. *Adv. Plants Agric. Res*, 8(4), 336-46.
- Baskin, J. M., and Baskin, C. C. 2004. A classification system for seed dormancy. *Seed Science Research*, 14:1-17.
- Baskin, J. M., and Baskin, C. C., Li, X. 2000. Taxonomy, anatomy, and evolution of physical dormancy in seeds. *Plant species biology*, 15(2), 139-152.
- Beadle, N. C. 1940. Soil temperatures during forest fires and their effect on the survival of vegetation. *Journal of Ecology*, 28(1), 180-192.
- Bedoya-Patiño, J. G., Estévez-Varón, J. V., and Castaño-Villa, G. J. 2010. Soil seeds bank and its role in the recovery of tropical forests. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 14(2), 77-91.
- Benítez-Malvido, J., Tapia, E., Suazo, I., Villaseñor, E., and Alvarado, J. 2003. Germination and seed damage in tropical dry forest plants ingested by iguanas. *Journal of Herpetology*, 37(2), 301-308.
- Bernal, R., Gradstein, S. R., y Celis, M. 2016. Catálogo de plantas y líquenes de Colombia. Universidad Nacional de Colombia, Sede Bogotá, *Facultad de Ciencias, Instituto de Ciencias Naturales, Bogotá. Colombia*.
- Bhadouria, R., Singh, R., Srivastava, P., and Raghubanshi, A. S. 2016. Understanding the ecology of tree seedling growth in dry tropical environment: a management perspective. *Energy, Ecology and Environment*, 1(5), 296-309.
- Bin, Y., Lin, G., Russo, S. E., Huang, Z., Shen, Y., Cao, H., Lian, J., and Ye, W. 2019. Testing the competition-colonization trade-off and its correlations with functional trait variations among subtropical tree species. *Scientific reports*, 9(1), 1-10.

- Bodí, M., Cerdá, A., Mataix-Solera, J., and Doerr, S. 2012. Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca mediterránea: revisión bibliográfica. *Boletín de la asociación de Geógrafos Españoles*, 58:33-55.
- Bond, W., and Keane, R. 2016. Fires, ecological effects of. Module in Life Sciences. *El sevier*, 1-11.
- Bowman, D., Balch, J., Artaxo, P., Bond, W., Cochrane, M., D'Antonio, C., De Fries, R., Johnston, F., Keeley, J., Krawchuk, M., Kull, C., Mack, M., Moritz, M., Pyne, S., Roos, C., Scott, A., Sodhi, N., and Swetnam, T. 2011. The human dimension of fire regimes on Earth. *Journal of Biogeography*, 38, 2223-2236
- Bradbeer, J. W. 1988. *Seed dormancy and germination*. Springer Science and Business Media.
- Bradstock, R. A., and Auld, T. D. 1995. Soil temperatures during experimental bushfires in relation to fire intensity: consequences for legume germination and fire management in south-eastern Australia. *Journal of Applied Ecology*, 76-84.
- Bravo, S., Kunst, C., Leiva, M., and Ledesma, R. 2014. Response of hardwood tree regeneration to surface fires, western Chaco region, Argentina. *Forest ecology and management*, 326, 36-45.
- Burel, F., y Baudry, J. 2002. *Ecología del paisaje: conceptos, métodos y aplicaciones*. Madrid: Mundi- Prensa. 353p.
- Busse, M. D., Hubbert, K. R., Fiddler, G. O., Shestak, C. J., and Powers, R. F. 2005. Lethal soil temperatures during burning of masticated forest residues. *International Journal of Wildland Fire*, 14(3), 267-276.
- Cai, W., Yang, J., Liu, Z., Hu, Y., and Weisberg, P. 2013. Post-fire tree recruitment of a boreal larch forest in Northeast China. *Forest Ecology and Management*, 307:20-29.
- Calle, Z. y E. Murgueitio. 2009. El Orejero: sombrío, frutos, madera y fertilidad para los paisajes ganaderos. *Carta Fedegan*, (113): 48-56.
- Callisaya, H., Maldonado, H., y Manzaneda, C. 2017. Control del Chinche del Cacao (*Monaloniondis simulatum* Dist.) con aplicación de bio-insecticidas en la región de los Yungas de Bolivia. *Revista de Investigación e Innovación Agropecuaria y de Recursos Naturales*, 4(1), 31-39.
- Camacho, M. 2017. *¿Hospedero o altitud?: análisis ecológico de redes de artrópodos asociados a semillas de leguminosas en un bosque seco tropical colombiano*.

- Cárdenas-Salgado, J. C., and Pizano, C. 2019. Effect of temperatures that simulate fire on seed germination in a tropical dry forest. *Colombia Forestal*, 22(2), 55- 66.
- Castellanos-Barliza, J., León-Peláez, J. D., Armenta-Martínez, R., Barranco-Pérez, W., y Caicedo-Ruíz, W. 2018. Contribuciones de materia orgánica y nutrientes a través de la hojarasca en un fragmento de bosque seco tropical urbano. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), 571-586.
- Castro-Cepero, V., y Ceroni-Stuva, A. 2015. Fenología de *Caesalpinia pulcherrima* (L.) Sw. en un jardín botánico urbano de Lima, Perú. *Ecología Aplicada*, 14(2), 201-209.
- Çatav, Ş.S., Küçükakyüz, K., Tavşanoğlu, Ç., and Pausas, J.G., 2018. Effect of fire-derived chemicals on germination and seedling growth in Mediterranean plant species. *Basic Appl. Ecol.* 30, 65–75.
- Cawson, J. G., Nyman, P., Smith, H. G., Lane, P. N., and Sheridan, G. J. 2016. How soil temperatures during prescribed burning affect soil water repellency, infiltration, and erosion. *Geoderma*, 278, 12-22.
- Chízmar, C. 2009. *Plantas comestibles de Centroamérica*. 1ª edición. Instituto Nacional de Biodiversidad. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica, pp. 360.
- Chuvieco, E., Martínez, S., Román, M., Hantson, S., and Pettinari, M. 2014. Integration of ecological and socio-economic factors to assess global vulnerability to wildfire. *Global Ecology and Biogeography*, 23(2), 245-258.
- Cochrane, M. A. 2001. Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. *Conservation Biology*, 15(6), 1515-1521.
- Côme, D. 1968. Problèmes de terminologie posés par la germination et ses obstacles. *Bulletin Société Française Physiologie Végétale*, 14(1), 3-9.
- Cordero, J. 2003. *Árboles de Centroamérica: un manual para extensionistas*.
- Costa, E. S. 2011. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010.
- Cova, M. G., Bruzual, H., Crescente, O., Liendo, G., Briceño, A., y Guzmán, W. H. 2016. Aislamiento y caracterización química de la alantoína a partir de flores de *Cordia alba* (jacq). *Saber*, 28(4), 775-783.
- Cox, F. 1971. Dichtebestimmung und strukturanalyse von Pflanzenpopulationen mit Hilfe von Abstandsmessungen: ein Beitrag zur methodischen Weiterentwicklung von Verfahren für Verjüngungsinventuren. Volume 87 of Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Reinbek: Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft. Wiedebusch. Reinbek bei Hamburg. 182 p.

- Curti, R. N., and Ortega-Baes, P. 2011. Relationship between floral traits and floral visitors in two coexisting *Tecoma* species (Bignoniaceae). *Plant systematics and evolution*, 293(1), 207-211.
- Daibes, L. F., Pausas, J. G., Bonani, N., Nunes, J., Silveira, F. A., and Fidelis, A. (2019). Fire and legume germination in a tropical savanna: ecological and historical factors. *Annals of botany*, 123(7), 1219-1229.
- DeBano, L. F., Neary, D. G., and Ffolliott, P. F. 1998. *Fire effects on ecosystems*. John Wiley and Sons.
- Dewi, W. 2014. *Utilization of arbuscular mycorrhizal fungi for remediation of opencast coal mining area in Kalimantan, Indonesia*.
- Di Sacco, A., Way, M., León, P., y Suarez, C. 2018. Manual de recolección, procesamiento y almacenamiento de semillas de plantas silvestres. *La Serena, Chile: Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro Regional de Investigación Intihuasi*. 63p.
- Díaz, J.M. 2006. Bosque Seco Tropical Colombia. Banco de Occidente, I/M Editores. Cali, Colombia.
- Díaz, P. J., Molano, P. C. E., y Gaviria, J. C. 2009. Diversidad genérica de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) en ambientes de bosque seco de los Montes de María, Sucre, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal*, 1(2), 279-285.
- Díaz-Timoté, J. J. 2019. Descripción del régimen de incendios del Bosque seco tropical de la cuenca alta del Río Magdalena y su relación con la variación climática.
- Dirzo, R., Young, H. S., Mooney, H. A., and Ceballos, G. 2011. *Seasonally dry tropical forests: ecology and conservation*. Island Press.
- DNP. 2010. Plan Nacional de Desarrollo. Prosperidad para Todos (2010-2014). República de Colombia.
- Elizalde, V., García, J. R., Peña-Valdivia, C. B., Ybarra, M., Leyva, O. R., y Trejo, C. 2017. Viabilidad y germinación de semillas de *Hechtia perotensis* (Bromeliaceae). *Revista de biología tropical*, 65(1), 153-165.
- Ernst, R., Morici, E., Estelrich, H., Muiño, W., y Ruiz, M. D. L. A. 2015. Efecto de la quema controlada sobre el banco de semillas de gramíneas en diferentes parches del bosque de caldén en la región semiárida central Argentina. *Archivos de zootecnia*, 64(247), 245-254.
- Escobar, H. O. 2019. Potencial de regeneración del bosque seco tropical del Jardín Botánico de Cartagena, Colombia.

- Escudero, A., Sanz, M. V., Pita, J. M., and Pérez-García, F. 1999. Probability of germination after heat treatment of native Spanish pines. *Annals of Forest Science*, 56(6), 511-52
- Estrada, L. G., Ortega, E., Vivero, R. J., Bejarano, E. E., and Cadena, H. 2020. Development of *Lutzomyia evansi* immature stages in peridomiliary environment in a leishmaniasis urban focus in the Colombian Caribbean. *Acta tropica*, 208, 105523.
- Ferrandis, P. 2019. La importancia de los bancos de semillas del suelo en los estudios ecológicos. *Revista Cubana de Ciencias Forestales*, 7(3), 276-282.
- Ferrer-Paris, J. R., Zager, I., Keith, D. A., Oliveira-Miranda, M. A., Rodríguez, J. P., Josse, C., González-Gil, M., Miller, R.M., Zambrana-Torrel, C., and Barrow, E. 2019. An ecosystem risk assessment of temperate and tropical forests of the Americas with an outlook on future conservation strategies. *Conservation Letters*, 12(2), e12623.
- FOPAE (Fondo de Prevención y Atención de Emergencias). 2002. Zonificación de Riesgo por Incendio Forestal y Diseño de las Medidas Preventivas y Operativas para los Cerros Orientales de Bogotá D.C. Bogotá D.C. 104 p.
- França-Neto, J., e Krzyzanowski, F. 2019. Tetrazólio: um teste de importância para a avaliação da qualidade fisiológica das sementes. *Journal of Seed Science*, 41(3), 359-366.
- Francis, J. K. 2000. *Hura crepitans* L. Molinillo, jabillo, sandbox. Bioecología de Árboles Nativos y Exóticos de Puerto Rico y las Indias Occidentales, 270
- Funes, G., Díaz, S., y Venier, P. 2009. La temperatura como principal determinante de la germinación en especies del Chaco seco de Argentina. *Ecología Austral*, 19:129-138.
- Gaibor Valverde, D. O. 2020. *Obtención de biocombustible a partir del aceite de semillas de Crescentia cujete L.*
- García, D. E., Medina, M. G., Cova, L. J., Clavero, T., Torres, A., Perdomo, D., y Santos, O. 2009. Evaluación integral de recursos forrajeros para rumiantes en el estado Trujillo, Venezuela. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 26(4), 555-582.
- García, H. y R. González-M., R. (eds). 2019. Bosque seco Colombia: biodiversidad y gestión. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia. 32 p.
- García, H., Corzo, G., Isaacs, P., y Etter, A. 2014. Distribución y estado actual de los remanentes del Bioma de Bosque Seco Tropical en Colombia: insumos para su gestión, pp. 228–251.
- Giri, R. S., and Dhanalakshmi, S. 2015. Isolation and characterization of endosymbiont of *Pithecellobium dulce* (Benth). *Journal of Medicinal Plants*, 3(3), 26-27.

- Gold, K.; León-Lobos, P; y Way, M. 2004. Manual de recolección de semillas de plantas silvestres para conservación a largo plazo y restauración ecológica. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro Regional de Investigación Intihuasi, La Serena, Chile. Boletín INIA N° 110, 62 p.
- Gómez, M. L., y Toro, J. L. 2007. Manejo de las semillas y la propagación de diez especies forestales del bosque húmedo tropical.
- Gómez, S., Paula, S., Cavieres, L., Pausas, J. 2017. Postfire responses of the woody flora of Central Chile: Insights from a germination experiment,12(7).
- González-M, R., García, H., Isaacs, P., Cuadros, H., López-Camacho, R., Rodríguez, N., Pérez, K., Mijares, F., Castaño-Naranjo. A., and Pizano, C. (2018). Disentangling the environmental heterogeneity, floristic distinctiveness, and current threats of tropical dry forests in Colombia. *Environmental Research Letters*, 13(4), 045007.
- González-Tokman, D. M., Barradas, V. L., Boege, K., Domínguez, C. A., del-Val, E., Saucedo, E., and Martínez-Garza, C. 2017. Performance of 11 tree species under different management treatments in restoration plantings in a tropical dry forest. *Restoration Ecology*, 26(4), 642-649.
- González-Zertuche, L., y Orozco-Segovia, A. 1996. Métodos de análisis de datos en la germinación de semillas, un ejemplo: *Manfreda brachystachya*. *Botanical Sciences*, (58), 15-30.
- Gutiérrez Rincón, A. S. 2019. Efecto del fuego sobre el reclutamiento de especies leñosas en un bosque seco de la cuenca alta del Río Magdalena.
- He, T., Lamont, B. B., and Pausas, J. G. (2019). Fire as a key driver of Earth's biodiversity. *Biological Reviews*, 94(6), 1983-2010.
- Hepzibah, W., Vajida, J., and Balaji, M. 2017. Studies on the Antibacterial activity of *Pithecellobium dulce* (Roxb.) Benth against the food pathogens Gram positive bacteria. *International Journal of Novel Trends in Pharmaceutical Sciences*, 7(3), 81-85.
- Hernández Cobos, J. A. 2021. Efecto del choque térmico en la germinación y establecimiento temprano de cinco especies de leguminosas de un bosque seco tropical.
- Hernández, F. J., Navarro Mata, C. B., Peña Montañez, R., y Nájera Luna, A. 2018. Patrón de distribución espacial de las especies arbóreas de la región de El Salto, Durango. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 9(47), 169-186.

- Herrera-Canto, E. E. 2015. *Tabebuia rosea* (Bertol) DC. Un árbol de color rosa y sus usos tradicionales. *Herbario CICY*, 7, 52-54.
- Herrero, M. L., Torres, R. C., and Renison, D. 2016. Do wildfires promote woody species invasion in a fire-adapted ecosystem? Post-fire resprouting of native and non-native woody plants in central Argentina. *Environmental management*, 57(2), 308-317.
- Holdridge, L. R. 1967. Life zone ecology. San José, Costa Rica: Tropical Science Center
- Idárraga Giraldo, J. 2009. Relaciones ecológicas entre las plantas en el ambiente urbano de Medellín.
- Iglesia Rodríguez, A. 2010. Efecto del fuego sobre la germinación y el banco de semillas edáfico de Ericáceas de Galicia.
- Illescas, J., y Montiel, S. 2018. Los nidos artificiales asociados al pago por servicios ambientales en una comunidad maya de Campeche: características y atributos sociales para su implementación. *Acta zoológica mexicana*, 34.
- ISTA (2020). International Rules for Seed Testing, International Seed Testing Association, Bassersdorf, Switzerland.
- Jaganathan, G. K., Yule, K., and Liu, B. 2016. On the evolutionary and ecological value of breaking physical dormancy by endozoochory. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 22, 11-22.
- Jaksetic, N., Foster, B. L., Bever, J. D., Schwarting, J., and Alexander, H. M. 2018. Sowing density effects and patterns of colonization in a prairie restoration. *Restoration Ecology*, 26(2), 245-254.
- Jaureguiberry, Pedro; Díaz, Sandra. 2015. Post-burning regeneration of the Chaco seasonally dry forest: germination response of dominant species to experimental heat shock. *Oecologia*, 177(3), 689–699.
- Jiménez-Gonzalez, F. J., Vélez-Gómez, J. M., Melchor-Moncada, J. J., Veloza, L. A., and Sepúlveda-Arias, J. C. 2018. Antioxidant, anti-inflammatory, and antiproliferative activity of extracts obtained from *Tabebuia Rosea* (Bertol.) DC. *Pharmacognosy Magazine*, 14(55), 25.
- Joseph, P. 2014. Structure of vegetation formations and floral dynamics in the Lesser Antilles: The example of the lower vegetation level of Martinique. *The Journal of Ecology*, 109, 375-400.
- Katekhaye, S. D., and Kale, M. S. 2012. Antioxidant and free radical scavenging activity of *Pithecellobium dulce* (Roxb) Benth wood bark and leaves. *Free radicals and antioxidants*, 2(3), 47-57.

- Keeley, Jon E., Pausas, J. G., Rundel, P. W., Bond, W. J., and Bradstock, R. A. 2011. Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends in Plant Science*, 16(8), 406–411.
- Kennard, D. K., and Gholz, H. L. 2001. Effects of high-and low-intensity fires on soil properties and plant growth in a Bolivian dry forest. *Plant and Soil*, 234(1), 119-129.
- Kennard, D. K., Gould, K., Putz, F. E., Fredericksen, T. S., and Morales, F. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest ecology and management*, 162(2-3), 197-208.
- Khandakar, A. L., and Bradbeer, J. W. 1983. Jute seed quality. *Bangladesh Agricultural Research Council, Dhaka*.
- Khurana, E. K. T. A., and Singh, J. S. 2001. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: a review. *Environmental conservation*, 39-52.
- Kulkarni, K. V., and Jamakhandi, V. R. 2018. Medicinal uses of *Pithecellobium dulce* and its health benefits. *Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry*, 7(2), 700-704.
- Lallana, V. H., Elizalde, J. H., y García, L. F. 2005. Germinación y latencia de semillas y yemas. *Concepción del Uruguay (Argentina): Informe de la Universidad Nacional de Entre Ríos*.
- Lamont, B.B., and He, T., 2017. Fire-proneness as a prerequisite for the evolution of fire-adapted traits. *Trends Plant Sci.* 22, 278–288.
- Ledo, A., Condés, S., and Montes, F. 2012. Review of spatial indices used in forest inventory and their application in tropical forests. *Revista Peruana de Biología*, 19(1), 113-124.
- Lohmann, L. G. 2006. Untangling the phylogeny of neotropical lianas (Bignoniaceae, Bignoniaceae). *American Journal of Botany*, 93(2), 304-318.
- Londoño Lemos, V. 2018. *Germination ecology in a Caribbean seasonally dry forest: on the Fabaceae seed germination niche hypothesis*.
- López Camacho, R., Sarmiento, C., Espitia, L., Barrero, A. M., Consuegra, C., y Gallego Castillo, B. 2016. *100 plantas del Caribe Colombiano. Usar para conservar: aprendiendo de los habitantes del bosque seco*. Fondo patrimonio natural.
- López, J., Devesa, J., Ruíz, T., and Ortega, A. 1999. Seed germination in Genisteeae (Fabaceae) from south-west Spain, 39 (1). 107-129.

- Luna, B., Moreno, J. M., Cruz, A., and Fernández-González, F. 2007. Heat-shock and seed germination of a group of Mediterranean plant species growing in a burned area: an approach based on plant functional types. *Environmental and Experimental Botany*, 60(3), 324-333.
- Madire, L.G., Wood, A.R., Williams, H.E., and Naser, S. 2011. Potential Agents for the Biological Control of *Tecoma stans* (L.) Juss ex Kunth var. *stans* (Bignoniaceae) in South Africa. *African Entomology*, 19(2), 434–442.
- MADS. 2012. Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos (PNGIBSE). Bogotá, D.C.: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- MADS. 2019. Informe de Gestión. 2018. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Bogotá.
- Maguire, J. D. 1962. Speed of germination Aid in selection and evaluation for seedling emergence and vigor 1. *Crop science*, 2(2), 176-177.
- Maia, P., Pausas, J. G., Arcenegui, V., Guerrero, C., Pérez-Bejarano, A., MataixSolera, J., and Keizer, J. J. 2012. Wildfire effects on the soil seed bank of a maritime pine stand the importance of fire severity. *Geoderma*, 191, 80-88.
- Mancina, C. A., García, L., Hernández, F., Muñoz, B., y Capote, R. 2002. Las plantas pioneras en la dieta de aves y murciélagos de la Reserva de la Biosfera Sierra del Rosario, Cuba. *Acta Botánica Cubana*, 193, 14-20.
- Manjunath, B. T., and Reddy, J. 2017. Assessment for Variation of Air Pollution Tolerance Index of Selected Plants in Bengaluru Urban. *Int. J. Life. Sci. Scienti. Res*, 3(6), 1522-1526.
- Marqués, R. F., Terra, M. D., Mantovani, V. A., Rodriguez, A. F., Pereira, G. A., Silva, R. A., and Mello, C. R. D. 2019. Rainfall water quality under different forest stands. *Cerne*, 25(1), 8-17.
- Márquez, M. U. C. 2020. Efecto de la inclusión de suplementos proteicos con niveles crecientes de vaina de parota (*Enterolobium cyclocarpum*) en la alimentación de becerros (Doctoral dissertation, universidad autónoma de guerrero).
- Martinat, J. E., y Fuentes, E. 2016. Efecto de las altas temperaturas en la germinación de Fabaceae forrajeras de las Sierras Chicas de Córdoba, Argentina. *Iheringia. Série Botânica.*, 71(1), 5-12.
- Mataix-Solera, J., Cerdá, A., Arcenegui, V., Jordán, A., and Zavala, L. 2011. Fire effects on soil aggregation: A review. *Earth-Science Reviews* 109:44- 60.

- MAVDT. 2002. Plan Nacional de Prevención, control de incendios forestales y restauración de áreas afectadas. Comisión Nacional Asesora para la Prevención y Mitigación de Incendios Forestales. Bogotá D.C. Colombia.
- Mayor, M. D., Bóo, R. M., Peláez, D. V., and Elia, O. R. 2003. Seasonal variation of the soil seed bank of grasses in central Argentina as related to grazing and shrub cover. *Journal of Arid Environments*, 53(4), 467-477.
- McTaggart, A. L., Quinn, D. P., Parmerlee, J. S., Henderson, R. W., and Powell, R. 2011. A rapid assessment of reptilian diversity on Union Island, St. Vincent, and the Grenadines. *South American Journal of Herpetology*, 6(1), 59-65.
- Melo A. 2010. Bosques, Mitigación y Adaptación al Cambio Climático. Diplomado de Incendios Forestales y restauración de Áreas afectadas. Convenio Universidad Distrital Francisco José de Caldas (UD)-Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT). Bogotá, Colombia. Modulo I, Unidad 1. 3.
- Menezes, J. C., Cruz Neto, O. C., Azevedo, I. F. P., Machado, A. O., and Nunes, Y. R. F. 2019. Soil Seed Bank at Different Depths and Light Conditions in a Dry Forest in Northern Minas Gerais. *Floresta e Ambiente*, 26(2).
- Mishra, S. B. 2008. Ethnomedicinal uses of some plant species by ethnic and rural peoples of the Salem district of Tamilnadu with special reference to the conservation of vanishing species. *Ethnobotanical Leaflets*, 2008(1), 119.
- Moe, T. M., and Hlaing, A. T. 2019. Some Useful of plants as traditional medicine in Kyaing Tong Township. *2nd Myanmar Korea Conference Research Journal*, 1, 406–413.
- Montealegre Olivares, J. E. 2017. Estado del arte de la utilización del totumo (*Crescentia cujete* L) como alternativa para la alimentación del ganado bovino.
- Montenegro, A. L., Parra, Y. A. A., Mendivelso-Ch, H. A., and 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, S. M. 2007. Manual de Trigonicultura para la Huasteca Tamaulipeca. México.
- Moreira, B., and Pausas, J. G. 2012. Tanned or burned: the role of fire in shaping physical seed dormancy. *PLoS One*, 7(12).
- Moreno, L. A, Andrade, G. I. y Gómez, M. F. (Eds.). 2019. Biodiversidad 2018. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia. 82 p.

- Morrison, D.A., McClay, K., Porter, C. and Rish, S. 1998. The role of the lens in controlling heat-induced breakdown of testa-imposed dormancy in native Australian legumes. *Annals of Botany*, 82, 35–40.
- Moteriya, P., and Chanda, S. 2020. Green synthesis of silver nanoparticles from *Caesalpinia pulcherrima* leaf extract and evaluation of their antimicrobial, cytotoxic and genotoxic potential (3-in-1 system). *Journal of Inorganic and Organometallic Polymers and Materials*, 30(10), 3920-3932.
- Myers, R. L. 2006. *Living with fire: sustaining ecosystems y livelihoods through integrated fire management*. Nature Conservancy, Global Fire Initiative.
- Norden, N., González, R., Avella, A., Castaño, A., Castellanos-Castro, C., Cuadrado, B., Franke, R., Hernández, E., Idárraga, Á., López, R., Naranjo, D., Pizano, C., Rodríguez-Buriticá, S., Salgado-Negret, B., Umaña, M.N., y García, H. 2018. Las plantas raras del bosque seco. Patrones de abundancia y distribución de las especies e implicaciones para su gestión en Colombia. *Biodiversidad*, 202.
- Ogbeide, O. K., Alao, E., and Jonathan, E. M. 2020. Phytochemical investigation and anti-inflammatory activity of stem bark of pride of Barbados (*Caesalpinia pulcherrima*). *Journal of Chemical Society of Nigeria*, 45(3).
- Ooi, M. K. J., Auld, T. D. and Denham, A. J. 2009. Climate change and bet-hedging: interactions between increased soil temperatures and seed bank persistence. *Global Change Biology* 15, 2375–2386.
- Orwa, C., Mutua, A., Kindt, R., Jamnadas, R., 2009. Database on *Tecoma Stans*, Argo Forestry Data Base: A Tree Reference and Selection Guide Version, vol. 40, pp. 1–5.
- Ott, J. 1998. The delphic bee: bees and toxic honeys as pointers to psychoactive and other medicinal plants. *Economic Botany*, 52(3), 260-266.
- Otterstrom, S. M., Schwartz, M. W., and Velázquez-Rocha, I. 2006. Responses to fire in selected tropical dry forest trees. *Biotropica*, 38(5), 592-598.
- Pandey, V. C., Bajpai, O., and Singh, N. 2016. Plant regeneration potential in fly ash ecosystem. *Urban Forestry y Urban Greening*, 15, 40-44.
- Paniagua-Zambrana, N. Y., Bussmann, R. W., and Romero, C. 2020. *Crescentia cujete* L. Bignoniaceae. *Ethnobotany of the Andes*, 1–7.
- Parisien, M. A., Batllori, E., Miller, C., and Parks, S. A. (Eds.). 2018. *Wildland Fire, Forest Dynamics, and Their Interactions*. MDPI.

- Parker, M. A., and Rousteau, A. 2014. Mosaic origins of Bradyrhizobium legume symbionts on the Caribbean Island of Guadeloupe. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 77(), 110–115.
- Parra-Gil, P. D. J., Baltazar-Meneses, K., Castellanos, I., Romero-Nápoles, J., Martínez-Morales, M. Á., y Cid-Becerra, J. A. 2020. Preference and predation of mesquite seeds by beetles (Coleoptera: Bruchidae). *Revista mexicana de biodiversidad*, 91.
- Parrotta, J. A. 2000. Pithecellobium dulce (Roxb) Benth. Guamúchil Leguminosae Familia de las leguminosas Mimosoideae Subfamilia de las mimosas. *Bioecología de Arboles Nativos y Exóticos de Puerto Rico y las Indias Occidentales*, 410.
- Paul, G. S., Montagnini, F., Berlyn, G. P., Craven, D. J., van Breugel, M., and Hall, J. S. 2012. Foliar herbivory and leaf traits of five native tree species in a young plantation of Central Panama. *New Forests*, 43(1), 69-87.
- Pausas, J. G., and Keeley, J. E. 2014. Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytologist*, 204(1), 55-65.
- Pausas, J. G., and Keeley, J. E. 2019. Wildfires as an ecosystem service. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(5), 289-295.
- Pausas, J. G., Bradstock, R. A., Keith, D. A., and Keeley, J. E. 2004. Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems. *Ecology*, 85(4), 1085-1100.
- Pausas, J., and Ribeiro, E. 2017. Fire and plant diversity at the global scale. *Global Ecology and Biogeography*, 26(8), 889–897.
- Pausas, J.G. 2012. *Incendios forestales: una visión desde la ecología*. Madrid, Spain: CSIC-Catarata, pp. 1–119.
- Pedrini, S., and Dixon, K. W. 2020. International principles and standards for native seeds in restoration. *Restoration Ecology*, rec.13155
- Pelton, J. 1964. A survey of the ecology of Tecoma stans. *Butler University Botanical Studies*, 14(11), 53-88.
- Pennington, R. T., and Ratter, J. A. (Eds.). 2006. Neotropical savannas and seasonally dry forests: plant diversity, biogeography, and conservation. CRC press.
- Pereira, F. E. C. B., Guimarães, I. P., Torres, S. B., e Benedito, C. P. 2015. Superação de dormência em sementes de Pithecellobium dulce (Roxb.) Benth. *Semina: Ciências Agrárias*, 36(1), 165-170.

- Pérez, D. C. S., Cárdenas, I. O., Medina, D. A. D., Escalante, R. H., y Trinidad, E. A. 2012. El manejo de la flora para la restauración ecológica en áreas protegidas de tope de collantes. *Desarrollo local sostenible*, (14).
- Pizano, C., González-M, R., López, R., Jurado, R.D., Cuadros, H., Castaño-Naranjos, A., Rojas, A., Pérez, K., Vergara-Varela, H., Idarraga, A. y García, H. 2016. El bosque seco tropical en Colombia: distribución y estado de conservación. En M. F. Gómez, L. A. Moreno, G. I. Andrade y C. Rueda (eds.), *Biodiversidad 2015. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia*. Bogotá: Instituto Alexander von Humboldt.
- Pizano, C., y García, H. 2014. *El bosque seco tropical en Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt, Bogotá (Colombia) Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Bogotá (Colombia).
- Portillo-Quintero, C. A., and Sánchez-Azofeifa, G. A. 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological conservation*, 143(1), 144-155.
- Ramjohn, I. A. 2004. The role of disturbed Caribbean dry forest fragments in the survival of native plant diversity. Michigan State University.
- Reyes, O., y Quintero, A. 2001. Influencia del fuego sobre el banco de semillas del suelo de leguminosas arbustivas de cinco comunidades vegetales. In *Congresos Forestales*.
- Ríos Sacramento, G. S. 2020. Efecto de la temperatura en el almacenamiento y estratos de cosecha en la viabilidad y vigor de semillas de bolaina negra (*Guazuma ulmifolia* Lam.) en Tingo María.
- Rocas, A. N., Torres, M. V., y Sánchez, O. S. 2010. *Árboles de Veracruz: 100 especies para la reforestación estratégica*. Comisión Organizadora del Estado de Veracruz de Ignacio de la Llave.
- Rodríguez-Trejo, D. A., and Fulé, P. Z. 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire*, 12(1), 23-37.
- Rojas-Rodríguez, F., y Torres-Córdoba, G. 2012. Árboles del Valle Central de Costa Rica: reproducción Candelillo (*Tecoma stans* (L.) Kunth). *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 9(23), ág-47.
- Romero, E. M. 2019. Efectos de cuatro tipos de vegetación sobre la respiración del suelo en la Universidad de Sucre. *Encuentro Internacional de Educación en Ingeniería*.
- Romero-Saritama, J. M., y Pérez-Ruíz, C. 2016. Seed morphological traits and their implication in the ex-situ conservation of woody species in Tumbesian dry forests. *Ecosistemas*, 25(2), 59-65.

- Rosero Cuesta, J., y Osorio Giraldo, I. 2014. Efectos de los incendios forestales en las propiedades del suelo. Estado del arte. *Cuaderno Activa*, 5(1), 59–67.
- Ruiz, M. A. 2009. El análisis de tetrazolio en el control de calidad de semillas. *Publicación técnica*, (77).
- Sánchez-Martín, R., Gómez, J. M., Cheptou, P. O., and Rubio de Casas, R. 2021. Differences in seed dormancy and germination in amphicarpic legumes: manifold bet-hedging in space and time. *Journal of Plant Ecology*, 14(4), 662-672.
- Sawczuk, N. 2009. Evaluación del efecto del tiempo de permanencia de las temperaturas máximas de quema sobre propiedades físicas y químicas de un Haplustol éntico de la región central del caldenal.
- Sekhar, S. C., Karuppasamy, K., Vedaraman, N., Kabeel, A. E., Sathyamurthy, R., Elkelawy, M., and Bastawissi, H. A. E. 2018. Biodiesel production process optimization from *Pithecellobium dulce* seed oil: Performance, combustion, and emission analysis on compression ignition engine fuelled with diesel/biodiesel blends. *Energy conversion and management*, 161, 141-154.
- SENMA-BID. 1991. Las especies forestales más comunes en el Parque Nacional Amboró. Sub-Secretaría de Protección de Etnias y Recursos Naturales-SENMA-BID. *Boletín Informativo*.
- Serratos Arévalo, J. C., Carreón Amaya, J., Castañeda Vázquez, H., Garzón De la Mora, P., y García Estrada, J. 2008. Composición químico-nutricional y de factores antinutricionales en semillas de parota (*Enterolobium cyclocarpum*). *Interciencia*, 33(11), 850-854.
- Shlisky, A., Waugh, J., Gonzalez, P., Gonzalez, M., Manta, M., Santoso, H., Alvarado, E., Nuruddin, A. A., Rodríguez-Trejo, D. A., Swaty, R., Schmidt, D., Kaufmann, M., Myers, R., Alencar, A., Kearns, F., Johnson, D., Smith, J., and Zollner, D. 2007. Fire, ecosystems, and people: threats and strategies for global biodiversity conservation. *Arlington: The Nature Conservancy*.
- Silva, M. J., e de Azevedo Tozzi, A. M. G. 2012. Revisão taxonômica de *Lonchocarpus* s. str. (Leguminosae, Papilionoideae) do Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, 26(2), 357-377.
- Simpson, R. L. 1989. Ecology of soil seed bank. *San Diego: Aca demic Press*, 149, 209.
- Smiderlez, O. J., e Schwengber, L. A. M. 2011. Superação da dormência em sementes de paricarana (*Bowdichia virgilioides* Kunth.). *Revista Brasileira de Sementes*, 33(3), 407-414.

- Socolowski, F., e Takaki, M. 2007. Germinação de sementes e emergência de plântulas de *Tabebuia rosea* (Bertoloni) AP De Candolle (Bignoniaceae), uma espécie exótica com potencial invasor. *Revista Árvore*, 31, 229-238.
- Solis-Gabriel, L., Mendoza-Arroyo, W., Boege, K., and Del-Val, E. 2017. Restoring lepidopteran diversity in a tropical dry forest: relative importance of restoration treatment, tree identity and predator pressure. *PeerJ*, 5, e3344.
- Strewe, R., Villa-De León, C., Alzate, J., Beltrán, J., Moya, J., Navarro, C., y Utria, G. 2009. Las aves del campus de la Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia. *Intropica*, 4(1), 79-91.
- Tejeda-Rico, G. E., González, S. J., Miranda, K. F., Palmera, K. J., Carbonó, E. C., y Sepúlveda-Cano, P. A. S. C. 2019. Flora con potencial apícola asociada a plantaciones orgánicas de palma de aceite (*Elaeis guineensis*) en el departamento del Magdalena. *Revista Palmas*, 40(4), 13-28.
- Torres, A. M., Vargas Figueroa, J. A., Guevara Ibarra, L., Llano Almario, M., Pineda, J. A. O., Duque Palacio, O. L., Moreno, M. P., and Ruiz Idarraga, J. M. 2014. Use of *Samanea saman* and *Pithecellobium dulce* (Fabaceae: Mimosoideae) by Birds in the University Botanical Garden, Cali, Colombia. *Revista de Ciencias*, 18(2), 63-78.
- Torres-Rodríguez S, Díaz-Triana JE, Villota A, y Gómez W, A.-M. 2019. Diagnóstico ecológico, formulación e implementación de estrategias para la restauración de un bosque seco tropical interandino (Huila, Colombia). *Caldasia*. 41 (1), 41(1), 42–59.
- Úbeda, X. 2001. Influencia de la intensidad de quemado sobre algunas propiedades del suelo después de un incendio forestal. *Revista de la sociedad española de la ciencia del suelo*, 8, 41-49
- Vargas Figueroa, J. A., Duque Palacio, O. L., y Torres González, A. M. 2015. Germinación de semillas de cuatro especies arbóreas del bosque seco tropical del Valle del Cauca, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 63(1), 249-261.
- Vargas G, G., Werden, L. K., and Powers, J. S. 2015. Explaining Legume Success in Tropical Dry Forests Based on Seed Germination Niches. *Biotropica*, 47(3), 277-280.
- Vargas, W. 2015. Una breve descripción de la vegetación, con especial énfasis en las pioneras intermedias de los bosques secos de La Jagua, en la cuenca alta del río Magdalena en el Huila. *Colombia Forestal*, 18(1), 47-70
- Vargas-Figueroa, J. A., and Torres-González, A. M. 2018. Germination and seed conservation of a pioneer species, *Tecoma stans* (Bignoniaceae), from tropical dry forest of Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), 918-936.

- Vargas-Sanabria, D., y Campos-Vargas, C. 2020. Comparación multitemporal de áreas quemadas en un bosque seco tropical utilizando el índice de área quemada (IAQ). *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 17(41), 29-36.
- Villamil, J. M. P., y García, F. P. 1998. *Germinación de semillas*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Viña, A., and Estévez-Varón, J. V. 2019. Effects of fragmentation on tree species diversity in a lowland tropical forest area of the andean foothills of Colombia. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 23(2), 109-132.
- Way, M., and Gold, K. 2014. Seed collecting techniques. London: Millennium Seed Bank Partnership.
- Wickham, H. 2016. *ggplot2: Elegant graphics for data analysis* (2nd ed.). New York, NY: Springer.
- Yanes, C. V., Muñoz, A. B., Alcocer, M. I., Silva, M. G. D. Y. C., y Dirzo, S. 2001. Árboles y arbustos nativos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. *México DF, México: Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México*.
- Zirondi, H. L., Silveira, F. A., and Fidelis, A. 2019. Fire effects on seed germination: Heat shock and smoke on permeable vs impermeable seed coats. *Flora*, 253, 98-106.
- Zuleta, K. O., y Bravo, S. J. 2019. Reclutamiento de especies leñosas en bosques tropicales expuestos a incendios: una revisión. *Revista Ecosistemas*, 28(1), 106-117.
- Zuloaga- Aguilar, S. 2010. Efecto del fuego sobre la germinación y el banco de semillas de bosques templados del occidente de México. Instituto de Ecología, A.C.