EFECTO DEL FUEGO SOBRE EL RECLUTAMIENTO DE ESPECIES LEÑOSAS EN UN BOSQUE SECO DE LA CUENCA ALTA DEL RÍO MAGDALENA.

MAESTRÍA EN MANEJO USO Y CONSERVACIÓN DEL BOSQUE

UNIVERSIDAD DISTRITAL FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS

FACULTAD DEL MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES

ESTUDIANTE

Anghy Sthephany Gutiérrez Rincón

Código: 20171021004

DIRECTORA

Ph. D. Ángela Parrado Rosselli.

TRABAJO DE GRADO

Presentado como requisito para optar al título de:

MAGISTER EN MANEJO, USO Y CONSERVACION DEL BOSQUE

Bogotá, D.C., julio de 2019

Esta tesis ha sido aprobada por el consejo curricular de la MAESTRIA EN MANEJO USO Y CONSERVACION DEL BOSQUE como requisito para optar por el grado de MAGISTER EN MANEJO, USO Y CONSERVACIÓN DEL BOSQUE

_____

Ph. D. Ángela Parrado Rosselli

Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales

Universidad Distrital Francisco José de Caldas

Directora

_____

Ph. D. Anselm Rodrigo Domínguez

Universidad Autónoma de Barcelona

Investigador del CREAF

Jurado

_____

Ph. D. Sandra Bravo

Facultad de Ciencias Forestales

Universidad Nacional de Santiago del Estero

Jurado

TABLA DE CONTENIDO

ÍNDICE DE TABLAS v

ÍNDICE DE FIGURAS vi

ÍNDICE DE ANEXOS vii

INTRODUCCIÓN GENERAL 1

CAPÍTULO I 4

POST FIRE REGENERATION OF WOODY SPECIES IN A COLOMBIAN TROPICAL DRY FOREST 4

ABSTRACT 4

Keywords 4

RESUMEN 5

INTRODUCTION 5

METHODS 7

Study site 7

Data collection 8

Data analysis 9

RESULTS 11

DISCUSSION 16

Considerations for forest management 19

CONCLUSION 20

CAPÍTULO II 21

DINÁMICA Y CRECIMIENTO DE LA REGENERACIÓN SEXUAL POST-FUEGO EN UN BOSQUE SECO INTERANDINO 21

RESUMEN 21

INTRODUCCIÓN 21

MÉTODOS 24

Área de estudio 24

Toma de datos 25

Análisis de datos 26

RESULTADOS 27

Mortalidad y reclutamiento 28

Estado fitosanitario 29

Crecimiento 30

Estructura y desarrollo de la regeneración 32
DISCUSIÓN 33
Dinámica de la regeneración post-fuego 33
Supervivencia y crecimiento post-fuego 34
Implicaciones para la restauración 36
CONCLUSION 38
CONCLUSIONES GENERALES 39
AGRADECIMIENTOS 42
BIBLIOGRAFÍA 44
ANEXOS 57

ÍNDICE DE TABLAS

Table 1. Summary of woody species (trees and shrubs) richness and diversity found in the burned forest, unburned forest and forest gaps. 12

Table 2. Abundance (number of individuals/100 m^2) of shared species (trees and shrubs) in the Burned forest, Unburned forest and Forest gaps. 13

Table 3. Abundance (number of individuals/100 m^2) of exclusive species (trees and shrubs) in the Burned forest, Unburned forest and Forest. 14

Table 4. Natural regeneration index of woody species per type of regeneration response in the face of fire (fire-stimulated, fire-tolerant; fire-sensitive). Probability value obtained by Duncan test. 16

Tabla 5. Parámetros de diversidad en la regeneración post-fuego, en un bosque seco tropical colombiano, al cabo de dos años de ocurrencia de un incendio accidental. 28

Tabla 6. Tasas de mortalidad y reclutamiento mensual post-incendio en un bosque seco tropical colombiano, para todas las especies y aquellas con más de cuatro individuos. 28

ÍNDICE DE FIGURAS

Figure 1. Study site, Sentinel-2A satellite imagery 2016 (RNSC JABIRÚ). The black line represents the Jabirú Natural Reserve of Civil Society with Imagery Digital Globe 2012-2013 from Basemap of ArcGis. The green areas represent the unburned forest and the red areas the burned forest and plots are represent by points..... 8

Figure 2. Diversity indexes: richness (q=0); Shannon (q=1); Simpson (q=2). Unburned forest (squares), burned forest (circles), forest gaps (triangles). 12

Figure 3. Jaccard similarity coefficient among sampling sites..... 14

Figura 4. Análisis de correspondencia simple entre reclutamiento, estado fitosanitario: 1. sin afectación (0 – 20%), 2. baja (20-40%), 3. media (40-60%), 4. alta (60-80%) y 5. muy alta (80-100%) y mortalidad. 30

Figura 5. Incrementos medios mensuales IMM en altura y diámetro por especie (se tomaron solo las especies que mantuvieron individuos durante las tres mediciones). 31

Figura 6. Distribución del número de individuos por clases de altura y diámetro en centímetros (cm) para cada una de las mediciones realizadas..... 32

ÍNDICE DE ANEXOS

Annex I.1 Floristic composition and abundance of sexual regeneration (seedlings from seeds) of woody species in burned forest (BF), unburned forest (UBF) and forest gaps (FG). 57

Annex I.2. Natural regeneration index -NRI- of woody species in burned forest (BF), unburned forest (UF) and forest gaps (FG). 59

Anexo II.1. Composición florística y abundancia de individuos por especie durante cada medición. 63

Anexo II.2. Incremento medio mensual en diámetro y altura, para las especies que sobrevivieron dos años después del incendio. 64

INTRODUCCIÓN GENERAL

El fuego es una perturbación que puede condicionar o promover la evolución de las plantas dentro de los ecosistemas (Gómez-González et al., 2017; J. Pausas & Keeley, 2019). Más aún, evidencia reciente sugiere que existe una relación positiva entre la diversidad de plantas y la actividad del fuego debido al mayor número de hábitats y nichos para las especies que este genera (J. Pausas & Ribeiro, 2017; He, Lamont, & Pausas, 2019). No obstante, la alteración de la frecuencia e intensidad de las temporadas secas y de las anomalías climáticas como el Fenómeno de El Niño, han modificado el régimen del fuego lo que genera que exista una mayor predisposición a los incendios y una menor capacidad de recuperación ante los mismos (Cochrane, 2009; J. G. Pausas & Keeley, 2014; Gómez-González et al., 2017).

Uno de los mecanismos que los ecosistemas poseen para tolerar el efecto del fuego, es la capacidad de algunas de sus especies para regenerarse después de un incendio (Kennard, Gould, Putz, Fredericksen, & Morales, 2002; Rodrigo, Retana, & Xavier, 2005; Otterstrom, Schwartz, & Velazquez-Rocha, 2006; Alanís-Rodríguez et al., 2010; J. G. Pausas et al., 2016). Esta capacidad de regeneración de las especies puede ser asexual, a partir del rebrote basal y/o epicórmico (Bravo et al., 2018; Ocampo-Zuleta & Bravo, 2019) y/o, sexual, a través de la germinación de semillas resistentes al fuego que se encuentran en el banco de semillas del suelo o en las copas de los árboles (Hardesty, Myers, & Fulks, 2005; J. G. Pausas & Keeley, 2014; J. G. Pausas et al., 2016). De igual forma, la llegada de semillas por medio de la dispersión desde áreas no disturbadas o a partir de individuos adultos que sobreviven luego del incendio y que ven estimulada su fructificación se considera también un mecanismo de regeneración post-fuego (J. G. Pausas, Bradstock, Keith, Keeley, & GCTE, 2004; J. G. Pausas et al., 2016; J. G. Pausas & Keeley, 2014). En este sentido, de acuerdo a la dominancia y abundancia de especies capaces de rebrotar, germinar y establecerse luego de un incendio, los ecosistemas tendrán una menor o mayor vulnerabilidad ante los incendios.

De acuerdo con Armenteras, González-Alonso, & Franco (2009), Pausas & Ribeiro (2017) y Hoyos et al. (2017), en Colombia los mayores índices de actividad del fuego se presentan en la Región Caribe, el Orinoco y en los valles interandinos de los ríos Cauca y Magdalena en donde se encuentran los principales relictos de bosque seco tropical del país (Torres G. et al., 2012; Pizano & García, 2014). Sin embargo, poco se conoce acerca de la capacidad de sus especies para resistir y sobrevivir ante este tipo de disturbios (Hoffmann, 2000; Kennard et al., 2002; Bhadouria, Singh, Srivastava, & Raghubanshi, 2016). Más aún, actualmente, es un debate si las especies asociadas a los ecosistemas de Los Andes, incluyendo los valles interandinos, tienen adaptaciones que les den la capacidad de regenerarse luego de un incendio. Y por lo general, tiende a considerarse al fuego como una perturbación que amenazaría su supervivencia (Kellman & Meave, 1997; Myers, 2006; Dirzo, Young, Mooney, & Ceballos, 2011; Gómez-González et al., 2017).

El bosque seco colombiano, siendo uno de los ecosistemas más amenazados y degradados del país (Pizano & García, 2014; Etter, Andrade, Saavedra, Amaya, & Arévalo, 2017; Pizano, González-M, Hernández-Jaramillo, & García, 2017), reportó un alto número de incendios luego del fuerte fenómeno del niño ocurrido entre 2015 – 2016 (Huang, L'heureux, Hu, & Zhang, 2016) en el que, el departamento del Tolima, ocupó el segundo lugar con aproximadamente 3.847 hectáreas afectadas (MinTic, 2016). Por tal razón, para el año 2017, se identificó una Agenda de Investigación de Ecología del Fuego para Colombia, donde se evidenció que en el bosque seco colombiano, las estrategias de planificación para la gestión del fuego han sido limitadas y dispersas, pues poco se ha contribuido a la comprensión del fuego como parte integral de la dinámica de los ecosistemas y, las medidas tomadas a corto plazo, han condicionado los avances en la restauración y conservación de áreas afectadas por incendios (Rodríguez-Buritica, Aguilar-Garavito, & Norden, 2017). En ese sentido, al no contar con información sobre cómo las comunidades, especies y/o individuos responderán a condiciones más extremas debidas al cambio climático (Allen et al., 2017) se hace necesario determinar la respuesta de las especies al fuego evaluando diferentes mecanismos de

regeneración, para establecer medidas de restauración eficientes que permitan el manejo de las comunidades post-incendio. Así mismo, proponer especies que le confieran a las áreas restauradas mayor capacidad de recuperación post-incendio.

Esta tesis tuvo como objetivo general evaluar el efecto de un incendio sobre el reclutamiento y establecimiento de plántulas de especies leñosas de un bosque seco tropical interandino. El incendio forestal ocurrió en agosto de 2016, en la cuenca alta del Río Magdalena al norte del departamento del Tolima en el municipio de Armero-Guayabal durante la sequía generada por el fenómeno del Niño 2015 – 2016, que ha sido el más fuerte registrado hasta la fecha (Huang et al., 2016). Según las comunidades locales, la fuente de ignición fue un fallo en una línea de tensión eléctrica y que ocasionó, según Arenas & Noy (2019), un incendio de severidad media a media-alta. Para tal fin, como primer objetivo específico que se presenta en el primer capítulo, se evaluó la composición de la regeneración por semillas y su diferencia entre sitios quemados, no quemados y claros naturales. A través del segundo objetivo específico, que se presenta en el capítulo II, se caracterizó la eficiencia en el establecimiento y el crecimiento de las plántulas en el ambiente post-fuego.

CAPÍTULO I

POST FIRE REGENERATION OF WOODY SPECIES IN A COLOMBIAN TROPICAL DRY FOREST[1]

ABSTRACT

In fire-influenced ecosystems some plant species have the ability to germinate, resprout and to establish after a fire; however, their proportion and dominance varies between sites due to fire frequency and severity. The objective of this research was to evaluate sexual regeneration following a wildfire in a tropical dry forest located in the Upper Magdalena River Valley in Colombia. In that way, all seedlings between 0.1 – 3 m of woody species were recorded, in 75 2x2-m plots installed in burned and unburned forest sites, as well as in forest gaps along 18 months after the fire. Results showed that although overall abundance was higher in the burned sites, the species richness was lower than in unburned areas. Based on the sexual regeneration response of the species we identified three groups of plants: 1) fire-stimulated, 2) fire-tolerant and 3) fire sensitive species, which means that this tropical dry forest has species with the ability to recover, germinate and establish after a fire. These three groups of plant species should be considered in restoration programs considering the climate change and fire regime alterations.

Keywords

Fire-stimulated species, Fire-sensitive species, Fire-tolerant species, Sexual regeneration, Floristic composition, Vegetation structure, Natural regeneration index, Richness, Seedlings.

[1] Manuscrito en proceso de revisión para publicación como capítulo de libro en Bhadouria, R., Tripathi, S., Srivastava, P., & Singh, P. (2020). Handbook of Research on the Conservation and Restoration of Tropical Dry Forests (pp. 1-140). Hershey, PA: IGI Global. doi:10.4018/978-1-7998-0014-9.

RESUMEN

En los ecosistemas influenciados por el fuego, algunas especies de plantas tienen la capacidad de recuperarse, ya sea al germinar y/o rebrotar para establecerse después de un incendio; sin embargo, su proporción y dominancia varía entre ecosistemas debido a la frecuencia y severidad del incendio. El objetivo de esta investigación fue evaluar la regeneración sexual después de un incendio en un bosque seco tropical ubicado en la cuenca alta del valle del Río Magdalena. Para tal fin, todas las plántulas de especies leñosas, entre 0.1 – 3m de altura, se registraron en 75 parcelas de 2x2-m instaladas en bosques quemados y no quemados, así como en claros naturales dentro del bosque, 18 meses después del incendio. Los resultados mostraron que, aunque la abundancia fue mayor en los sitios quemados, la riqueza de especies fue menor que en los bosques no quemados y claros naturales. Con base en la respuesta de regeneración sexual de las especies, se identificaron tres grupos de plantas: 1) especies estimuladas por el fuego, 2) tolerantes al fuego y 3) sensibles al fuego, lo que significa que este bosque seco tropical tiene especies con la capacidad de germinar y establecerse después de un incendio. Estos tres grupos de plantas deben considerarse en programas de restauración considerando el cambio climático y las alteraciones del régimen de incendios.

INTRODUCTION

Fire has been considered an important disturbance agent that influences composition and structure of plant communities in several ecosystems of the world (Rodrigues, Martins, & Matthes, 2005; Alanís-Rodríguez et al., 2012; Oliveira et al., 2014; Salazar & Goldstein, 2014; Bhadouria et al., 2017; Young et al., 2018; He et al., 2019; Koontz, North, Werner, Fick, & Latimer, 2019). In fire-influenced ecosystems some plant species have the ability to resprout, germinate and to establish after fire (Hoffmann, 2000; J. E. Keeley & Fotheringham, 2000; Rodrigues et al., 2005; J. G. Pausas et al., 2016; Ocampo-Zuleta & Bravo, 2019). Thus, depending on the proportion of these species in comparison with others that do not have such adaptations, some ecosystems will have a greater or lesser capacity to recover from the occurrence of forest fires (J. G. Pausas & Lavorel, 2003; J. G.

Pausas et al., 2004, 2016; Hardesty et al., 2005; Myers, 2006). Moreover, in the particular case of germination, based on the plant's capacity to germinate after being exposed to fire or heat, different studies have all proposed three categories of germination: fire/heat-tolerant, stimulated and sensitive (Otterstrom et al., 2006; Griscom & Ashton, 2011; Jaureguiberry & Díaz, 2015). These classifications have also been used for seedlings found in the understory after a fire (Rocca, 2009).

Mechanisms of post-fire plant regeneration have been widely studied in Mediterranean ecosystems, temperate zones and tropical savannas (J. G. Pausas et al., 2004; Rodrigo, Retana, & Picó, 2004; Hardesty et al., 2005; Shlisky, A. et al., 2007; Gómez-González et al., 2017). In contrast, in tropical dry forests, (hereafter TDF) information is more limited (Snook, 1993; Kellman & Meave, 1997; Myers, 2006; Bhadouria et al., 2017), and most of the studies have been carried out in the Brazilian Cerrado, Mexico and Bolivia (*e.g*. Fredericksen & Mostacedo, 2000; Rodrigues et al., 2005; Alanís-Rodríguez et al., 2010; Carón, Dalmasso, Ortín, & Verheyen, 2015; Gómez-González et al., 2017). Additionally, several studies have focused on invasive species while very little is known about the native ones of dry forests (Hoffmann, 2000; Lahoreau et al., 2006; Gómez-González et al., 2017).

During the last 20 years in Colombia, the majority of fire activity has been associated with the tropical dry forests cover of the inter-Andean valleys, the Orinoco and the Caribbean region (Armenteras et al., 2009, 2011; Pizano & García, 2014; Etter, Andrade, Amaya, & Arévalo, 2015; J. Pausas & Ribeiro, 2017). However, little is known about the capacity of Colombian TDF species to regenerate after wildfires (Vieira & Scariot, 2006; Pizano & García, 2014; Rodríguez-Buritica et al., 2017). Therefore, the objective of this research was to characterize floristic composition and structure of the sexual regeneration of woody species (trees and shrubs), 1.5 years after a fire in a TDF of the upper Magdalena River basin. Firstly, floristic composition and dominance of seedlings between burned and unburned forest sites, including forest gaps were compared. Secondly, based on the abundance, frequency and size classes of seedlings, the natural regeneration index (hereafter NRI) for each

species was obtained. Considering that the TDF of the study site includes many genera and species that have been described as fire-tolerant and fire-stimulated in other tropical dry forests (*e.g. Astronium graveolens, Aspidosperma polyneuron, Celtis iguanaea, Trichilia pallida and Casearia sylvestris;* Rodrigues et al., 2005; Villanueva, Melo, & Rincón, 2015; Aguilar et al., 2016; Melo, Fernandez-Méndez, & Villanueva, 2017; Pizano, González-M, Hernández-Jaramillo, & García, 2017) it is expected to find a great number of species with the ability to regenerate after a fire.

METHODS

Study site

The study was carried out in a tropical dry forest of the Jabirú Natural Reserve of Civil Society RNSC located in the upper basin of the Magdalena River, in the municipality of Armero, Tolima, Colombia (**Figure 1**). The reserve has 670 ha of which 250 ha are tropical dry forest fragments (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2014). Mean annual temperature is 28 °C and mean annual precipitation is 1387 mm, with three months of drought (less than 60 mm per month) between July and September. Altitude ranges between 280 - 420 m characterized by a flat to undulating topography. On August 24, 2016, a forest fire burned approximately 90 ha of primary and secondary forests, grass and crop areas (Arenas & Noy, 2019). Although the severity of the fire varied throughout the study site, the fire affected the canopy and the undergrowth leaving alive and dead trees standing. Through the use of a 10-m resolution Sentinel-2A satellite imagery, areas of burned forest, unburned forest and forest gaps were selected for this study (Fernández-Manso, Fernández-Manso, & Quintano, 2016; Navarro et al., 2017).

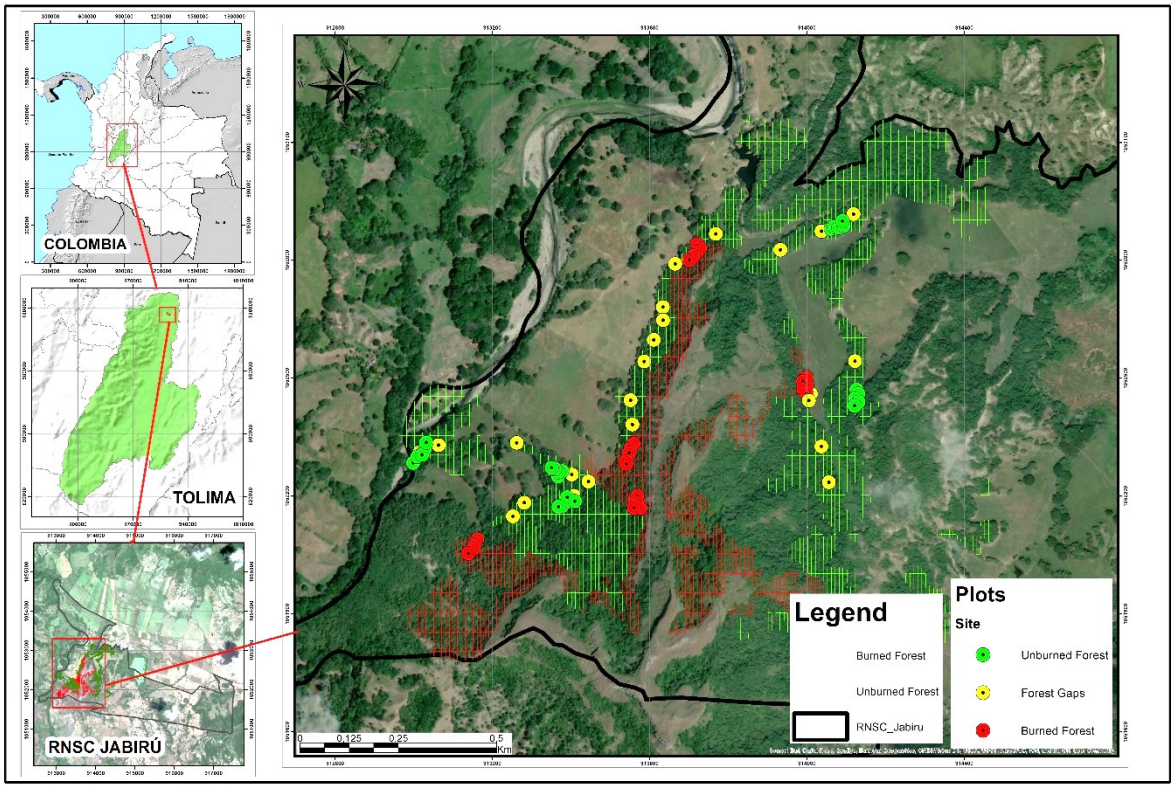


Figure 1. Study site, Sentinel-2A satellite imagery 2016 (RNSC JABIRÚ). The black line represents the Jabirú Natural Reserve of Civil Society with Imagery Digital Globe 2012-2013 from Basemap of ArcGis. The green areas represent the unburned forest and the red areas the burned forest and plots are represent by points.

Data collection

Eighteen months after the wildfire, 25 2 x 2 m plots were randomly installed in each sampling site (75 plots in total) nested in 10 x 50 m plots and spatially referenced. In each plot, all individuals of woody species regenerated from seeds between 0.1 – 3.0 m height and with < 2,5 cm diameter at the base were recorded and identified (Mostacedo, Fredericksen, Gould, & Toledo, 1999; Kennard et al., 2002; Melo & Vargas, 2003; Norden et al., 2009; González-M., Avella, & Díaz-Triana, 2015). The sampling was carried out a year and a half after the fire where live adult individuals were found and the areas that were not affected by the fire were less than 2 km away, therefore, it is possible that some of the individuals come from the dispersion. To confirm that the individuals were seedlings from seed banks or dispersal of living individuals or undisturbed areas, visual inspections and analysis

of proximity to trunks or roots of living and dead trees were performed during the sampling process to verify that they were not resprouts.

Only individuals as trees and shrubs were considered, while liana and herbaceous individuals were not included in the analysis. Height was measured from the base to the apical meristem, while diameter was measured in the base of individual. Samples of specimens were collected for later identification at the Herbario Forestal (UDBC) of the Universidad Distrital Francisco Jose de Caldas.

Data analysis

Sampling representativeness was estimated using various species accumulation curves (Mostacedo et al., 1999; Alanís-Rodríguez et al., 2010; Chao & Jost, 2012). Although no resampling was performed, according to what was developed by Chao et al. (2014) the prolongation of the curve was determined from the extrapolation of the results obtained for different sample sizes based on abundance, it was estimated up to a value of 800 individuals for each site. Diversity curves for order cero (0 - species richness); one (1 - Shannon diversity) and two (2 - the inverse of Simpson's concentration) were estimated for each site (burned forest, unburned forest, forest gaps; Chao et al., 2014; Hsieh, Ma, & Chao, 2016). Jaccard similarity coefficient was also calculated among sites (Hammer et al, 2001; Zuloaga-Aguilar, 2010). Prior to analyses, the data were tested for normality, variance and autocorrelation using Kolmogorov-Smirnov, Levenne and Fligner-Killeen, and Durbin-Watson tests, respectively (Amat, 2016). Analyses were calculated in PAST software and R-Studio (Hammer et al, 2001; R Core Team, 2018). Other indices were not considered because they are usually sensitive to the marked differences in the abundance of the species, in the case of the dry forest, it has been reported that despite having high wealth, the abundance is represented by few species and many species can present less than three individuals.

One-way analysis of variance was performed to identify the normality of the data, although they were not normal they presented homogeneous variances, thus, we used non-parametric test Kruskal-Wallis test to evaluate whether the abundance and species richness differed between sites (Amat, 2016). In order to assess vegetation structure of seedlings between 0.1 – 3 m height, we calculate a natural regeneration index -NRI- (Rangel-Ch & Velázquez, 1997; Cantillo-H & Rangel–CH, 2002; Lezama, 2018), which reflects the importance of a species within the community by considering its abundance, frequency and proportion of individuals in a given size class, as follows:

Eq. 1 $$\mathrm{NRI}(\%) = \frac{\mathrm{RA}(\%)+\mathrm{RF}(\%)+\mathrm{SC}(\%)}{3}$$

Eq. 2 $$\mathrm{RA}(\%) = \frac{\text{Number of individual by specie}}{\text{Total number of individuals}} \times 100$$

Eq. 3 $$\mathrm{RF}(\%) = \frac{\text{AF by specie}}{\sum \text{AF of all species}} \times 100$$

Eq. 4 $$\mathrm{AF} = \frac{\text{Number of samples where the species appears}}{\text{Total number of sampling units}}$$

Eq. 5 $$\mathrm{SC}(\%) = \frac{\text{SC by specie}}{\sum \text{SC of all species}} \times 100;$$

Eq. 6 $$\mathrm{SC} = (Ind.\ SC_1 \cdot (\textstyle\sum SC_1/\sum Ind.)) + (Ind.\ SC_2 \cdot (\sum SC_2/\sum Ind.)) + (Ind.\ SC_3 \cdot (\sum SC_3/\sum Ind.))$$

Where, NRI is the natural regeneration index. RA% is relative abundance (Eq. 2). RF% is relative frequency (Eq. 3) and AF being absolute frequency (Eq. 4). The equation (5) shows the proportion of the number of individuals in a given size class (SC%, relative size class), absolute size class by specie (SC; Eq. 6) is calculated with number of individuals in the size class one ($Ind.SC_1$) multiplied by the sum of individuals of all species in size class one $\sum SC_1$ divided by number of total individuals

($\sum Ind.$). The size class is determinate by the height as follows: seedlings 0 – 0.3 m (SC_1), low saplings 0.3 – 1.5 m (SC_2) y tall saplings 1.5- 3.0 m (SC_3).

Based on the differences in this index and the abundance of the species for each sites, using a Duncan Test, all species with more than twelve individuals (minimum number of individuals who presented the shared species, above the ten necessary for the test, to the species with zero individuals in some site the test was not applied) were classified within three possible regeneration responses to the fire: fire-stimulated, fire-tolerant and fire-sensitive regeneration (Otterstrom et al., 2006; Rocca, 2009; Jaureguiberry & Díaz, 2015). Thus, if in the burned plots a particular species exhibited a NRI and abundance significantly higher than in the unburned ones, the species was classified as fire-stimulated. If the natural regeneration index was similar between burned and unburned forest plots (including forest gaps) the species was considered fire-tolerant. Finally, if the natural regeneration index was higher in the unburned plots the species was considered fire-sensitive.

RESULTS

A total of 1053 seedlings belonging to 78 species, 58 genera and 33 families were recorded in both burned and unburned sites (Table 1). The families Leguminosae, Malpighiaceae and Malvaceae were the overall diverse families in terms of species richness (**Annex I.1**). The highest number of individuals was observed in the burned forest, while greater species richness was found in the unburned forests followed by the forest gaps. On the other hand, 50 species were exclusive of a particular site. The Shannon Index was also greater in the UBF than in the FG and BF (Figure 2). In contrast, the inverse of Simpson's concentration index was similar between BF and FG, in terms of the probability that any two individuals drawn randomly from a sample belong to the same species (Figure 2).

Table 1. Summary of woody species (trees and shrubs) richness and diversity found in the burned forest, unburned forest and forest gaps.

Indicator	Burned forest	Unburned forest	Forest gaps	Total
No. Families	21	23	21	33
No. Genera	30	33	30	58
No. Species	34	44	40	78
No. Individuals	454	323	276	1053
No. Shared species	17	25	26	28*
No. Exclusive species	17	19	14	50

* Species that were reported in at least two of the three sites.

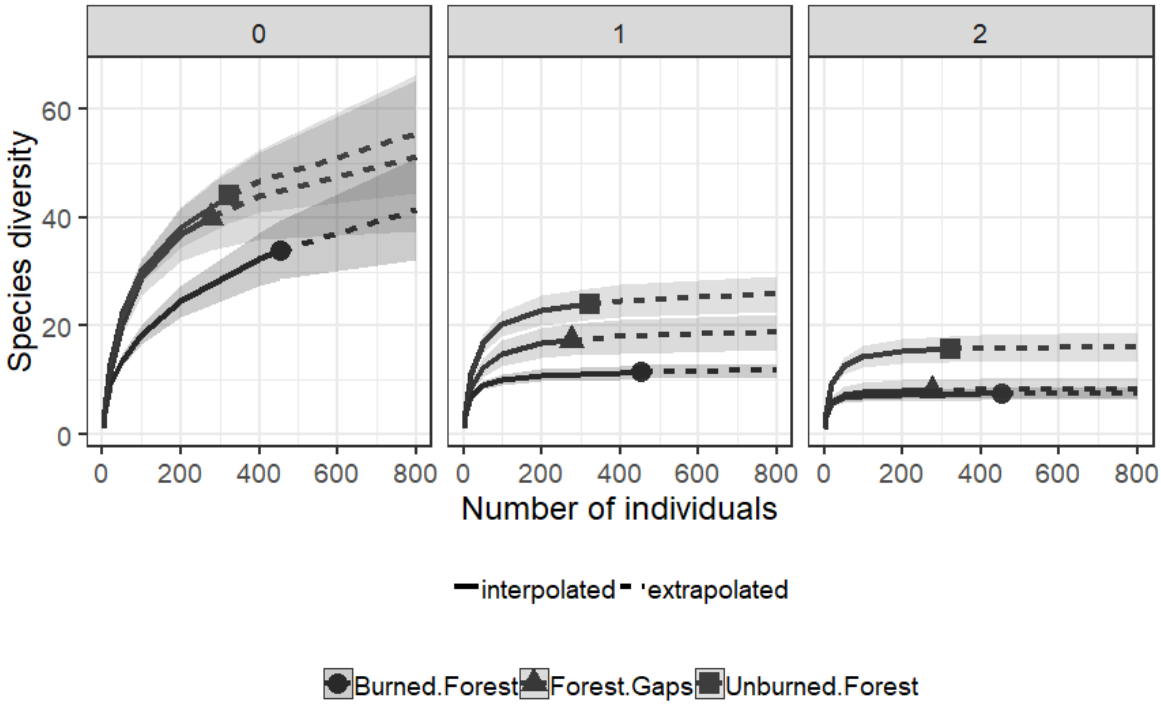


Figure 2. Diversity indexes: richness (q=0); Shannon (q=1); Simpson (q=2). Unburned forest (squares), burned forest (circles), forest gaps (triangles).

Out of the 78 species, 28 were found in at least two of the three treatments (burned, unburned and forest gaps), so they were called shared species (**Table 2**). In that way, the unburned forest and the

forest gaps, shared 23 woody species, exhibiting a higher similarity in relation to the burned forest which is very dissimilar (**Figure 3**). Twelve species were shared among the three sites, but abundance was significantly higher at the burned forest ($p = 0.00353$), except for *Albizia* sp. which was higher in the unburned sites plots (*i.e.* unburned forest and forest gaps). *Casearia corymbosa, Cordia alliodora*, *Machaerium capote* and *Astronium graveolens* were the most abundant shared species (Table 2). No trends were found in the trees or shrubs habit since some species have both habits (e.g. *Casearia corymbosa*).

Table 2. Abundance (number of individuals/100 m^2) of shared species (trees and shrubs) in the Burned forest, Unburned forest and Forest gaps.

Species	Burned forest	Unburned forest	Forest gaps
Casearia corymbosa	121	54	86
Machaerium capote	62	16	10
Cordia alliodora	56	8	25
Eugenia micrantha	50	5	3
Astronium graveolens	44	32	12
Eugenia procera	26	11	3
Swartzia trianae	18	14	8
Albizia sp.	10	26	21
Triplaris americana	9	5	5
Cupania latifolia	8	1	3
Bunchonsia nitida	4	3	5
Sorocea sprucei	1	4	4
Posoqueria sp.	7	18	-
Acalypha diversifolia	1	8	-
Guazuma ulmifolia	4	-	4
Piptadenia sp.	2	-	14
Ampelocera sp.	1	-	2
Triplaris melaenodendron	-	16	1
Cordia sp1.	-	9	3
Leguminoseae sp4	-	8	6
Cupania sp.	-	8	4
Cupania cinerea	-	7	1
Albizia sp2.	-	6	7
Gustavia sp1.	-	6	3
Guarea guidonia	-	3	9
Acanthaceae sp1.	-	2	4
Machaerium biovulatum	-	2	3

Species	Burned forest	Unburned forest	Forest gaps
Cordia sp2.	-	1	1
Total	424	273	247

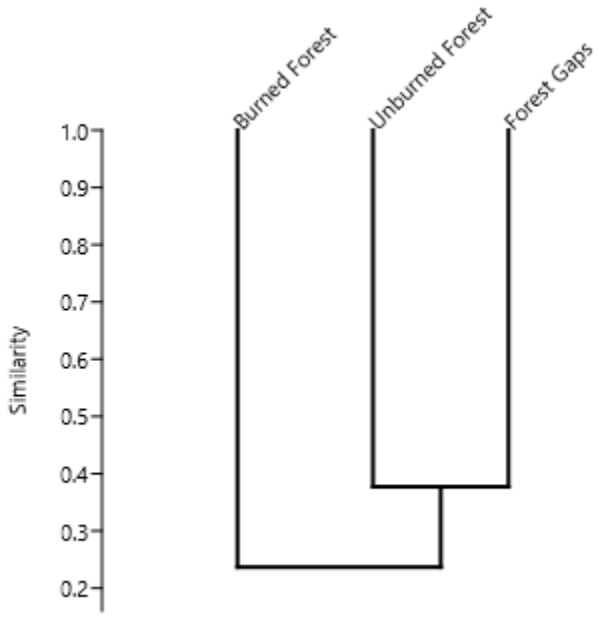


Figure 3. Jaccard similarity coefficient among sampling sites.

In terms of exclusive species (**Table 3**), many of them exhibited a low number of individuals; thus, it was not possible to analyze statistically for differences between the three treatments. However, for those with more than four individuals, it was found that *Bunchonsia* sp. and *Piper angustifolium* were exclusive to the unburned sites; *Aphelandra barkleyi, Celtis iguanaea* and *Handroanthus ochraceus* to the forest gaps, and *Aphelandra glabrata,* sp. to the burned forest.

Table 3. Abundance (number of individuals/100 m^2) of exclusive species (trees and shrubs) in the Burned forest, Unburned forest and Forest.

Species	Burned Forest	Unburned forest	Forest Gaps
Aphelandra glabrata	6	-	-
Machaerium goudotii	3	-	-
Acalypha sp.	3	-	-

Species	Burned Forest	Unburned forest	Forest Gaps
Bunchosia sp.	-	11	-
Piper angustifolium	-	11	-
Nectandra sp.	-	4	-
Sapindus saponaria	-	4	-
Calliandra sp.	-	3	-
Aphelandra barkleyi	-	-	4
Celtis iguanaea	-	-	4
Handroanthus ochraceus	-	-	4
Croton schiedeanus	-	-	3
Petiveria alliacea	-	-	3

The natural regeneration structure varied between sites. At the burned forest, 50% of the regeneration was concentrated in only three species (*Casearia corymbosa, Cordia alliodora, Machaerium capote*) that exhibited the highest values of abundance and frequency (**Annex I.2**). In contrast, at the unburned forest, rare species represented 30.5% of the species recorded, while in the forest gaps 27.5%. *Casearia corymbosa* showed the highest NRI in all sites, but its abundance was significantly higher in the burned forest and forest gaps ($p = 0,0445$). Similarly, *Machaerium capote* showed a higher NRI in the burned forest ($p = 0,0236$). NRI of *Astronium graveolens* was high in both the burned and unburned forest (**Table 4**).

Based on abundance and the NRI shared species were classified in three groups of sexual regeneration in the face of fire (**Table 4**). The first group of species was best represented in burned forests compared to unburned forests, including forest gaps. Thus, this group was called Fire stimulated within this group, species such as *Cordia alliodora, Machaerium capote, Eugenia micrantha* and *Casearia corymbosa* are found. The second group included all species that were not negatively affected by the fire and showed similar abundances between burned and unburned sites. This group was called as fire-tolerant species, such as *Eugenia procera, Cupania latifolia, Astronium graveolens.* Finally, the third group, fire-sensitive regeneration species, were those with a significant decline in their abundance in the burned forest, or those that were not recorded in the burned forest despite being

well represented in the unburned one (*e.g. Posoqueria* sp., *Guarea guidonia, Triplaris melaenodendron*).

Table 4. Natural regeneration index of woody species per type of regeneration response in the face of fire (fire-stimulated, fire-tolerant; fire-sensitive). Probability value obtained by Duncan test.

Regeneration response	Species	Natural regeneration index*			P-value
		BF	UBF	FG	
Fire-Stimulated regeneration	*Cordia alliodora*	13,18[a]	3,45[b]	10,32[b]	3,15e^{-05}
	Machaerium capote	12,13[a]	5,34[b]	4,95[b]	0,0236
	Eugenia micrantha	9,40[a]	2,10[b]	1,59[b]	0,0413
	Casearia corymbosa	23,77[a]	15,28[ab]	26,41[b]	0,0445
Fire – Tolerant regeneration	*Eugenia procera*	5,60[a]	4,45[a]	1,48[a]	0,12
	Cupania latifolia	2,23[a]	0,46[a]	1,56[a]	0.176
	Astronium graveolens	7,67[a]	7,39[a]	3,86[a]	0,45
	Albizia sp.	2,81	7,99	5,81	0,529
	Swartzia trianae	4,91[a]	3,73[a]	3,26[a]	0,549
	Triplaris americana	2,13[a]	1,42[a]	2,25[a]	0,787
	Bunchosia nitida	1,56[a]	0,88[a]	2,01[a]	0,866
Fire – sensitive regeneration	*Posoqueria* sp.	2,03[ab]	5,40[a]	0,00[b]	0,0581
	Guarea guidonia	0,00[b]	1,06[ab]	3,45[a]	0,091
	Piptadenia sp.	0,80	-	3,87	-
	Leguminoseae sp4	-	2,53	2,13	-
	Triplaris melaenodendron	-	3,97	0,57	-
	Cupania sp.	-	2,65	1,69	-
	Albizia sp2.	-	2,10	1,97	-

DISCUSSION

The results of this research show that there are important differences in the composition of sexual regeneration of woody species in the tropical dry forest of the Upper Magdalena River basin between burned and unburned sites. Although seedling diversity was lower in the burned forest, the total abundance of individuals was significantly higher than in the unburned forest (**Table 1**). This coincides with other studies of post-fire regeneration that have found greater abundances in burned sites, mainly due to certain species that are highly favored by fire (Kellman & Meave, 1997; Gould

et al., 2002; Kennard et al., 2002; Safford & Harrison, 2004; Otterstrom et al., 2006; Alanís-Rodríguez et al., 2012; Oliveira et al., 2014; Young et al., 2018) and resource release after disturbance. In the TDF studied *Casearia corymbosa, Cordia alliodora, Machaerium capote* and *Astronium graveolens* were favored by the fire as their abundance was significantly higher in the burned forest plots. This is similar to that reported in other studies for the species of the genera *Casearia* and *Astronium* where a good post-fire regeneration capacity has been reported (Gould et al., 2002; Griscom & Ashton, 2011).

These similarities can be found due to the resprout capacity and the characteristics of the seeds of each species, the *Casearia* genus species have been reported as good post-fire resprouts, being a genus with generalist, pioneer or early secondary species with short periods fruiting (Rodrigues et al., 2005; Dirzo et al., 2011; Griscom & Ashton, 2011; Oliveira et al., 2014). In our study, *Casearia corymbosa* presented a high number of individuals being twice the unburned sites, if, in addition to this, this species in this forest will present resprouts and other mechanisms to regeneration post-fire will be potential for the restoration of dry forests affected by fires. Significant increases in abundance have positive implications in the conservation and restoration of the Colombian dry forest, as similar to that described by Otterstrom et al. (2006), although many of the most abundant seedlings are early colonizers (*Casearia corymbosa*, *Machaerium capote, Cordia alliodora)*, there were also late successional species (*Swartzia trianae*) and of understory *(Eugenia procera, Eugenia micrantha*).

Besides usual differences in the successional process as the stagnation of regeneration by the arrival of exotic species and the abundance of herbs and lianas (Jon E. Keeley, Lubin, & Fotheringham, 2003; Rodrigues et al., 2005; Gandiwa, 2011), the presence of both shared species between burned and unburned sites, and exclusive species, suggests three distinct groups of plants regarding their regeneration response to fire: 1) fire-stimulated, 2) fire-tolerant and 3) fire-sensitive regeneration (Otterstrom et al., 2006; Rocca, 2009; Griscom & Ashton, 2011; Jaureguiberry & Díaz, 2015). The

species were considered with sexual regeneration stimulated by fire when there was a significantly higher abundance in the burned sites (Gould et al., 2002; Kennard et al., 2002). According to Pausas & Ribeiro (2017), the advantage of the species with sexual regeneration stimulated by fires is that their rapid regeneration after a fire will allow the formation of an understory capable of providing proper conditions for late-successional species, and hence, these species provide the forest with a high post-fire regeneration capacity.

The second type of species is those with fire-tolerant regeneration (Chang, 1996; Cochrane, 2009; Rocca, 2009; Jaureguiberry & Díaz, 2015). Pioneer and early successional species also belonged to this group, such as *Eugenia procera* and *Cupania latifolia* that were dominant both in the forest gaps and burned sites (**Table 4**). Also, mid-late successional species such as *Astronium graveolens* were assigned to this regeneration type as it was both dominant in the burned and unburned forest sites. Other studies have also reported high density of post-fire seedlings of the *Astronium* genus (Gould et al., 2002; Kennard et al., 2002; Rodrigues et al., 2005), suggesting that this genus has successful post-fire regeneration mechanisms as it tolerates or can be stimulated by fire.

The fire-sensitive regeneration group includes species with little or no representativeness in the burned sites but outstanding in the unburned sites. The low numbers or absence of *Posoqueria* sp, *Guarea guidonia, Triplaris melaenodendron* in the burned forest indicates that they might be negatively affected by recurrent fires, and hence, their recruitment will depend on resprouting or seed dispersal from distant areas in order to avoid local extinction (Lloret, 2004; Fernández et al., 2010; Rutherford, Powrie, Husted, & Turner, 2011; Moreira, Arianoutsou, Corona, & De las Heras, 2012). Since pioneer, early and late secondary species were found in all groups, it is possible that post-fire regeneration strategies are associated with other factors such as dispersion or fire severity. Therefore, further studies should focus on other post-fire regeneration mechanisms such as resprouting and seed

dispersal for both tolerant and sensitive species, in order to gain a better understanding of the recovering capacity of TDF after wildfires.

Considerations for forest management

Bearing in mind that forest fires are increasing in frequency and intensity as the global climate changes, the plant species whose sexual regeneration showed a positive response to fire should be considered in restoration programs in order to increase the capacity of TDF to overcome future forest fires (Bhadouria et al., 2016, 2017; Allen et al., 2017). For instance, these species can be used in mixed native species plantations at forest edges, in order to protect forests from the fire that comes from the agricultural matrix or other transformed areas (Kellman & Meave, 1997; Vieira & Scariot, 2006). In contrast, the maintenance of fire-sensitive species must be managed both through forest enrichment and forest corridors that promote post-fire establishment by seed dispersal.

Finally, similar to other studies which found greater diversity in unburned areas, in this study, fire affected negatively the diversity of regeneration (Salazar & Goldstein, 2014). However, other studies have reported greater diversity in burned areas (Galvão de Melo, Durigan, & Romero Gorenstein, 2007). Therefore, future studies should include other life forms such as lianas, vines and herbs that were not included in this study, and hence can under or over-estimate post-fire diversity measurements (Oliveira et al., 2014). Moreover, in this investigation the short distance of the Jaccard similarity index between burned and unburned sites suggest that, over time, the former could take a successional trajectory similar to the unburned ones due to seed dispersal processes, , because being a probabilistic process there is an equal probability that species will be found in all sites (Jon E. Keeley et al., 2003; Rodrigues et al., 2005; Cárdenas-Arévalo & Vargas-Ríos, 2008; Gandiwa, 2011; Calama et al., 2017). Consequently, longer term monitoring should be done in order to evaluate if post-fire establishment reaches pre-disturbance diversity levels or if the system develops into a

different plant community (J. G. Pausas et al., 2004; Rodrigues et al., 2005; Young et al., 2018; Koontz et al., 2019).

CONCLUSION

Although research on post-fire regeneration has been done in different tropical dry forests, the results of this study are the first data on post-fire sexual regeneration of Colombian tropical dry forests. It was found that species such as *Cordia alliodora, Machaerium capote, Eugenia micrantha* and *Casearia corymbosa* have the capacity to germinate and establish after a fire. In contrast, some others, such as *Posoqueria* sp., *Guarea guidonia*, and *Piptadenia* cf. *uliginosa*, showed high sensitivity to this disturbance. Therefore, further research should focus on the effect of recurrent fire on sensitive species and how compositional and functional diversity of plant communities' changes under high fire-frequencies.

CAPÍTULO II

DINÁMICA Y CRECIMIENTO DE LA REGENERACIÓN SEXUAL POST-FUEGO EN UN BOSQUE SECO INTERANDINO

RESUMEN

Los incendios forestales causan diferentes efectos sobre la estructura y composición de las comunidades vegetales. Una vez ocurrido un incendio, la aparición de especies en la regeneración dependerá de su presencia en el banco de semillas, su capacidad de tolerar la exposición al calor, la llegada de propágulos por dispersión y/o su capacidad de rebrote. En el caso de la germinación, las especies que logran germinar no necesariamente esto garantiza su supervivencia y permanecía en el tiempo. Por lo tanto, el objetivo de esta investigación fue evaluar la dinámica y el crecimiento de las especies leñosas establecidas dos años después de un incendio un bosque seco interandino. Para tal fin, se realizaron tres monitoreos de la regeneración a los 18, 21 y 24 meses en 25 parcelas de 2x2m. En dichas parcelas se registró reclutamiento, incrementos en diámetro y altura, estado fitosanitario de las plántulas y mortalidad. Los resultados muestran que, la comunidad aumenta el número de especies e individuos en el tiempo, encontrando así, y que la tasa de reclutamiento fue mayor a la de mortalidad. Esta última estuvo asociada a la depredación y daños físicos causados por patógenos y por la caída de ramas y troncos muertos como producto del incendio. Las tasas de crecimiento fueron similares entre las especies y los valores de diversidad alcanzados a los 24 meses luego del incendio son similares a lo reportado en bosques sin disturbio. Estos resultados sugieren un buen establecimiento después del incendio, así como un proceso dinámico en el que la comunidad puede regresar a la condición predisturbio.

INTRODUCCIÓN

El fuego es considerado como un disturbio que afecta la composición y estructura de las comunidades vegetales (Alanís-Rodríguez et al., 2012; Salazar & Goldstein, 2014; Koontz et al., 2019). En los

ecosistemas influenciados por el fuego, algunas especies de plantas han desarrollado características que les permiten resistir o tolerar el efecto del fuego, tales como, cortezas gruesas, regeneración asexual por rebrotes o sexual por semillas almacenadas bien sea en la copas de los árboles o en el banco de semillas del suelo (Brown & Smith, 2000; J. G. Pausas et al., 2004, 2016; Moreira et al., 2012).

En el caso particular de la germinación y regeneración posterior a un incendio, Otterstrom, Schwartz, & Velazquez-Rocha (2006), y Jaureguiberry & Díaz (2015), a partir de ensayos de shock térmico en laboratorio y quemas experimentales han clasificado las especies según la capacidad que tienen las semillas para germinar y establecerse luego de un incendio. No obstante, pocos estudios han evaluado esta capacidad de tolerancia al fuego en la regeneración por semillas directamente establecida en campo post-fuego (Rocca, 2009).Así, las especies pueden verse estimuladas por el calor cuando germinan y se establecen de forma abundante, o, pueden ser tolerantes cuando el calor no afecta la germinación y logran establecerse sin modificar el reclutamiento normal, o por el contrario, se consideran sensibles cuando no toleran el fuego y por ende, su germinación y establecimiento se ven comprometidos (Gutiérrez-Rincón & Parrado-Rosselli, 2019 - Capitulo I). No obstante, una vez superada la barrera de la germinación y establecimiento temprano, el crecimiento de dichas plántulas y la dinámica del proceso sucesional subsecuente también puede reflejar nuevos efectos del fuego (Mostacedo et al., 1999; Danthu et al., 2003; Verma, Singh, Mani, & Jayakumar, 2017). Por ejemplo, aunque algunas semillas no hayan germinado inmediatamente después del incendio, estas pueden conservar su viabilidad y germinar una vez haya mejores condiciones microclimáticas (Rodrigo, Arnan, & Retana, 2012). Sin embargo, el fuego puede haber afectado los embriones haciendo que estos mueran al germinar o sean menos resistentes ante la competencia y la depredación (J. E. Keeley & Fotheringham, 2000). Por otro lado, en los claros que genera el fuego, pueden ser colonizados por especies sensibles por medio de dispersión de semillas o dar lugar a que se establezcan especies exóticas, lianas y herbáceas o que la sucesión temprana quede detenida (Brown & Smith, 2000;

Rodrigues et al., 2005). Por tal razón, es importante evaluar no solo qué especies germinan y se establecen de forma temprana después de un incendio, sino cómo se recuperan los ecosistemas en el tiempo, teniendo en cuenta que las plántulas representan uno de los estadíos más vulnerables en el desarrollo de una planta (Norden, 2014; Bhadouria et al., 2017).

Los bosques secos tropicales (bs-T) colombianos han mostrado una alta actividad de incendios forestales de forma reciente (J. Pausas & Ribeiro, 2017; Díaz-Timote & Parrado-Rosselli, 2019). Sin embargo, hay muy poca información sobre la respuesta de la vegetación ante los recientes y recurrentes fenómenos de incendio (Pizano et al., 2017; Rodríguez-Buritica et al., 2017). En el capítulo anterior se describe que, año y medio después de un incendio en un bs-T del valle del Magdalena, algunas especies presentaron una regeneración sexual estimulada o tolerante al fuego (Gutiérrez-Rincón & Parrado-Rosselli, 2019); no obstante, no se conoce si estas especies se establecen de forma exitosa, ni cómo es el proceso de sucesión post-fuego durante los primeros años. Por ejemplo, en bosques secos del Cerrado Brasilero se realizó el seguimiento de la regeneración post-fuego entre los primeros 27 y 41 meses después de un incendio forestal y encontraron que la riqueza de especies aumentó con el tiempo alcanzando valores similares a los bosques más preservados de la zona (Rodrigues et al., 2005). Por tal razón, resulta necesario conocer, si las especies reportadas con capacidad de germinación post fuego continúan su establecimiento de forma exitosa y si los bosques del área de estudio presentan potencial para una auto sucesión (Trabaud, 1998; Rodrigo et al., 2004; Arnan, Rodrigo, & Retana, 2007). En este sentido, la hipótesis sobre la cual se construye este trabajo es si las especies del bs-T presentan rasgos de tolerancia al fuego, que les otorga elevada capacidad de reclutamiento post - fuego alcanzando niveles de riqueza específica semejantes a la condición predisturbio.

El objetivo de esta investigación fue caracterizar la dinámica del reclutamiento post-fuego, el crecimiento y la mortalidad de plántulas de especies leñosas, (árboles y arbustos), durante el segundo

año posterior a un incendio accidental que se presentó en un bosque seco tropical de la cuenca alta del Río Magdalena. Esta investigación es novedosa para el bs-T colombiano pues los estudios relacionados con la dinámica post-disturbio y más aún, con los procesos sucesionales, son escasos si se compara con ecosistemas más húmedos (Mendoza-C., 1999; Kennard et al., 2002; Melo et al., 2017; Avella-M., García-G., Fajardo-Gutiérrez, & González-Melo, 2019). En ese sentido, se espera generar información que contribuya a los crecientes planes de la restauración ecológica del bs-T, en escenarios con disturbios y probablemente de cambio climático (Young et al., 2018; Avella-M. et al., 2019; Koontz et al., 2019; Suárez-R. & Vargas-R., 2019; Torres-Rodríguez, Díaz-Triana, Villota, Gómez, & Avella-M., 2019).

MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en un relicto de bosque seco tropical interandino ubicado en la Reserva Natural de la Sociedad Civil Jabirú, en la cuenca alta del Río Magdalena, al norte del departamento del Tolima en el municipio de Armero-Guayabal (5°04'07.5'' N, 74°51'22.1'' W). La reserva posee 670 hectáreas de las cuales 250 ha corresponden a fragmentos de bosque tropical (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2014). La reserva se encuentra entre 280 – 420 m de altitud, con un relieve que oscila entre plano, ondulado y escarpado. La temperatura promedio es de 28°C y precipitación media anual es de 1387 mm con un régimen bimodal de estaciones secas marcadas entre diciembre-enero y julio-agosto (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2014; Aguilar et al., 2016). El 24 de Agosto de 2016, un incendio forestal con una severidad moderada a moderada - alta, afectó aproximadamente 90 hectáreas de bosque seco primario y secundario, pastos y cultivos (Arenas & Noy, 2019). El incendio fue causado por una falla en una línea de tensión eléctrica que, junto con las condiciones extremas de fenómeno del niño del año 2016, ocasionaron un incendio que afectó el soto bosque y las copas de los árboles dejando algunos individuos vivos y muertos en pie.

Toma de datos

A través de imágenes satelitales Sentinel-2A con una resolución de 10 m se identificaron zonas de bosque quemado (Fernández-Manso et al., 2016; Navarro et al., 2017), sobre las cuales se instalaron al azar 25 parcelas de 2x2 m (100 m^2). La distancia a zonas que no fueron afectadas por el fuego era entre 0,5 y 1 km. Cada parcela se georreferenció con GPS y en cada una de ellas se registraron y marcaron todos los individuos de especies leñosas regenerados con una altura entre 0,1 – 1,7 m (Mostacedo et al., 1999; Kennard et al., 2002; Melo & Vargas, 2003; Norden et al., 2009). Desde el establecimiento de las parcelas y durante todas las mediciones, a cada individuo se le registró el diámetro a la base y la altura desde la base hasta la yema apical. Cada individuo se marcó con cinta rotuladora que incluía un ID consecutivo y el número de la parcela, y fueron ubicados espacialmente con una grilla a escala para su posterior ubicación. Adicionalmente, se tomaron muestras botánicas que fueron identificadas en el Herbario de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

Con el fin de evaluar el establecimiento post incendio de las plántulas, se realizaron tres muestreos a los 18, 21 y 24 meses después del incendio. En cada uno de los muestreos se registró el ingreso de nuevos individuos (reclutamiento), los incrementos en altura y diámetro de los individuos y la mortalidad (Cantillo-H & Rangel–CH, 2002; González-M. et al., 2015). También se registró el estado fitosanitario de las plantas considerado como un indicador de adaptación de la vegetación (González-M. et al., 2015), este fue evaluado de forma cualitativa en función al grado de afectación que se refiere al porcentaje de daños causados al individuo (hojas y tallo) bien sea por el ataque de agentes patógenos o falta de nutrientes visible en las hojas o por la caída de ramas o árboles que partían el tallo o ramillas de los individuos. Para evaluarlo, se establecieron cinco categorías considerando qué porcentaje del individuo se veía afectado: nula (0 – 20%), baja (20-40%), media (40-60%), alta (60-80%) y muy alta (80-100%).

Análisis de datos

La representatividad del muestreo se estimó a partir de una curva de acumulación de especies (Mostacedo, et al., 1999; Alanís, et al., 2010). Se calculó la riqueza y el índice de diversidad de Shannon-Wiener para las áreas de bosque quemadas, en cada periodo de medición (Chao et al., 2014; Hsieh et al., 2016). Para evaluar la dinámica de la vegetación se calcularon las tasas de mortalidad y reclutamiento de acuerdo a lo establecido por Condit, Hubbell, & Foster (1995) en las ecuaciones (1) y (2) (Torres G. et al., 2012; Carvajal-Vanegas & Calvo-Alvarado, 2013; González-M. et al., 2015), estas tasas fueron calculadas para las especies que presentaron más de cuatro individuos y que fueron reportadas en dos de los tres periodos evaluados (18, 21 y 24 meses).

(1) $$T_m = \frac{\ln(N_0) - \ln(N_0 - N_m)}{\Delta t} \times 100$$

(2) $$T_r = \frac{\ln(N_0 - N_m + N_r) - \ln(N_0 - N_m)}{\Delta t} \times 100$$

Donde: T_m es la tasa de mortalidad, T_r la tasa de reclutamiento, N_0 el número de individuos en el primer muestreo, N_m el número de individuos muertos, N_r el número de individuos reclutados, Δt la diferencia en el tiempo de medición. Aquellos individuos que no fueron encontrados en la segunda y tercera medición también fueron considerados como individuos muertos.

Los incrementos medios mensuales en diámetro y altura se determinaron sólo para los individuos que se mantuvieron constantes durante las tres mediciones, a partir de lo descrito por Contreras (1999) ecuaciones (3) y (4) (Marín, Nygård, Rivas, & Oden, 2005; Carvajal-Vanegas & Calvo-Alvarado, 2013; González-M. et al., 2015).

(3) $$\text{IMM} = \frac{X_i - X_f}{\Delta t}$$

Dónde: IMM es el incremento medio mensual, X es el valor del parámetro a analizar (diámetro o altura) en el primer muestreo (X_i) y en el último (X_f), sobre Δt que representa la diferencia en el tiempo de medición. Este incremento medio mensual, representa el crecimiento relativo de las especies por lo que los datos fueron analizados de forma independiente.

Por último, las clases de altura y diámetro se establecieron a partir de la regla de intervalos de Sturges (1926), la cual consiste en el establecimiento de categorías de acuerdo a los valores máximos y mínimos de cada parámetro (ecuaciones 5 y 6) (Rangel-Ch & Velázquez, 1997; Torres G. et al., 2012).

$$(5) \qquad \mathrm{m} = 1 + 3{,}3\ (\log n) \qquad\qquad (6) \qquad \mathrm{C} = \frac{X_{max} - X_{min}}{\mathrm{m}}$$

Dónde: m es el número de intervalos, n es el número total de individuos, C es la amplitud del intervalo y X es el parámetro a analizar (diámetro o altura) en su valor máximo (max) y mínimo (min).

Para analizar el estado fitosanitario de los individuos reclutados se incluyó un análisis de correspondencia simple ACS, con el fin de presentar la asociación entre las categorías de afectación y su relación con la mortalidad y el reclutamiento; el ACS, fue realizado usando el paquete FactoClass en el software libre R Studio (Pardo & Del Campo, 2007; R Core Team, 2018).

RESULTADOS

Dos años después del incendio, se registraron, en total, 460 individuos regenerados distribuidos en 20 familias y 34 especies, así como índices de Shannon que oscilaron entre 2,38 y 2,44 a lo largo del periodo de estudio (**Tabla 5**). La abundancia de individuos, entre los 18 y 24 meses después del incendio, aumentó en un 6.3%, así como la riqueza y la diversidad también mostraron un ligero

aumento. Las familias más importantes correspondieron a Leguminosae, Salicaceae, Myrtaceae, Boraginaceae y Anacardiaceae. Las especies *Casearia corymbosa, Machaerium capote, Cordia alliodora, Eugenia micrantha* y *Astronium graveolens* concentraron el 75% de los individuos (**Anexo II.1**).

Tabla 5. Parámetros de diversidad en la regeneración post-fuego, en un bosque seco tropical colombiano, al cabo de dos años de ocurrencia de un incendio accidental.

Resultados	Tiempo después del incendio		
	18 meses	21 meses	24 meses
No. Familias	19	20	20
No. Géneros	25	27	28
No. Especies	29	29	32
Diversidad (Shannon-Wiener)	2,38	2,38	2,44
No. Individuos vivos	412	424	438
No. Individuos muertos		9	13
No. Individuos reclutados		21	27

Mortalidad y reclutamiento

A nivel de comunidad, se encontró que la tasa mensual de mortalidad entre 1.5 y 2 años después del incendio fue de 0,91% mientras que la tasa mensual de reclutamiento fue de 1,93%. Sin embargo, esto varía a nivel de especie, en donde *Guazuma ulmifolia* y *Astronium graveolens* presentaron la mayor tasa de mortalidad mensual con valores por encima del 2%. En contraste, *Albizia* sp. y *Posoqueria* sp. presentaron la mayor tasa de reclutamiento mensual. Adicionalmente, las especies *Aphelandra glabrata, Handroanthus ochraceus* y *Guazuma ulmifolia* no mostraron nuevos ingresos durante los seis meses evaluados (**Tabla 6**).

Tabla 6. Tasas de mortalidad y reclutamiento mensual post-incendio en un bosque seco tropical colombiano, para todas las especies y aquellas con más de cuatro individuos.

Familia	Especie	Tasa de Mortalidad (Tm%)	Tasa de Reclutamiento (Tr%)
Acanthaceae	*Aphelandra glabrata*	0,00	0,00

Familia	Especie	Tasa de Mortalidad (Tm%)	Tasa de Reclutamiento (Tr%)
Anacardiaceae	*Astronium graveolens*	2,50	0,88
Bignoniaceae	*Handroanthus ochraceus*	0,00	0,00
Boraginaceae	*Cordia alliodora*	1,42	3,04
Leguminosae	*Albizia* sp.	1,76	6,13
	Machaerium capote	0,28	0,28
	Swartzia trianae	1,24	2,39
Malvaceae	*Guazuma ulmifolia*	4,79	0,00
Myrtaceae	*Eugenia micrantha*	0,72	2,09
	Eugenia procera	0,00	0,68
Polygonaceae	*Triplaris americana*	0,00	1,76
Rubiaceae	*Posoqueria* sp.	0,00	5,61
Salicaceae	*Casearia corymbosa*	0,31	1,19
Sapindaceae	*Cupania latifolia*	0,00	2,23
Todas las especies		0,91	1,93

Estado fitosanitario

Respecto al daño fitosanitario, se encontraron cinco niveles de afectación. Así, en la relación entre la mortalidad, el reclutamiento y el estado fitosanitario, se encontró que aquellos individuos con un grado de afectación mayor al 60% (Tipo 4 – 5), están asociados a una mayor mortalidad (**Figura 4**). Esto corresponde a aquellos individuos en los que se observó que al menos el 60% de su tallo y hojas se encontraban afectados, bien fuera por daño físico, ataque de patógenos o deficiencia de nutrientes. Por otro lado, afectaciones menores al 60%, de tipo 1 -2 – 3, no presentaron mortalidad, e incluso estuvieron asociados a los individuos reclutados. El análisis de correspondencia muestra que los dos ejes explican el 77.8% de la variación, siendo la dimensión uno la más explicativa con el 50,8%. La mortalidad estuvo asociada a estados fitosanitarios con mayores grados de afectación y el reclutamiento y supervivencia de los individuos a los menos afectados. En la **Figura 4** la "mortalidad" hace referencia a los individuos muertos en la primera medición y "mortalidad2" a los muertos en la segunda; de igual forma, el "reclutamiento" refiere los individuos reclutados en la primera medición y "reclutamiento2" los de la segunda medición; la categoría "reclutamiento/mortalidad2" hace referencia a los individuos reclutados en la primera medición, pero encontrados muertos en la segunda

medición. Por último, los individuos "constantes" son aquellos que se mantuvieron durante las tres mediciones.

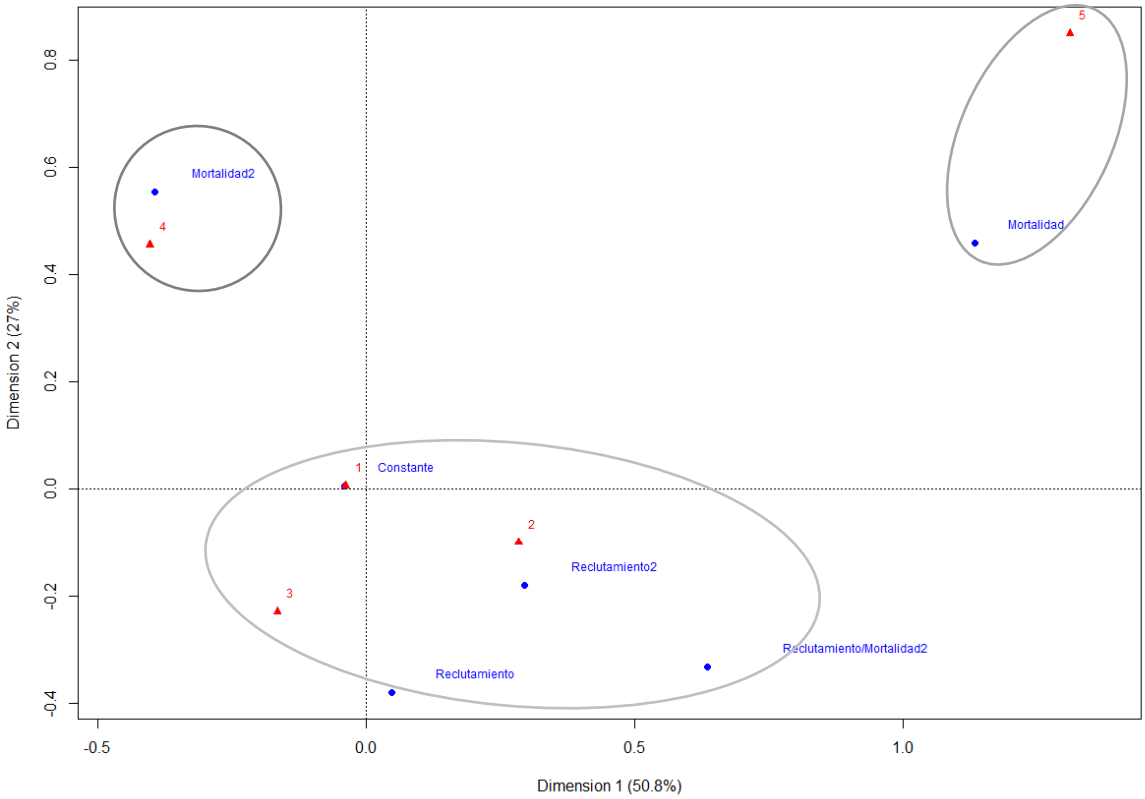


Figura 4. Análisis de correspondencia simple entre reclutamiento, estado fitosanitario: 1. sin afectación (0 – 20%), 2. baja (20-40%), 3. media (40-60%), 4. alta (60-80%) y 5. muy alta (80-100%) y mortalidad.

Crecimiento

El incremento medio mensual en diámetro fue de 0,22 mm/mes con un rango de 0,28 y 0,16 mm/mes. Las especies con mayor incremento en diámetro fueron Amaranthaceae sp., *Chloroleucon mangense* y *Piptadenia* sp. (**Figura 5**;**Anexo II.2**). Por otro lado, el incremento medio mensual en altura fue de 1,96 cm/mes con una variación de 0,86 cm/mes. Las especies con mayor incremento en altura fueron *Albizia* sp. y *Astronium graveolens*, mientras que *Swartzia trianae* presentó uno de los más bajos

incrementos en altura (1,1 cm/mes). *Cordia alliodora, Casearia corymbosa* y *Machaerium capote* presentaron una gran variación intraespecífica debido la mayor abundancia de individuos (**Figura 5**).

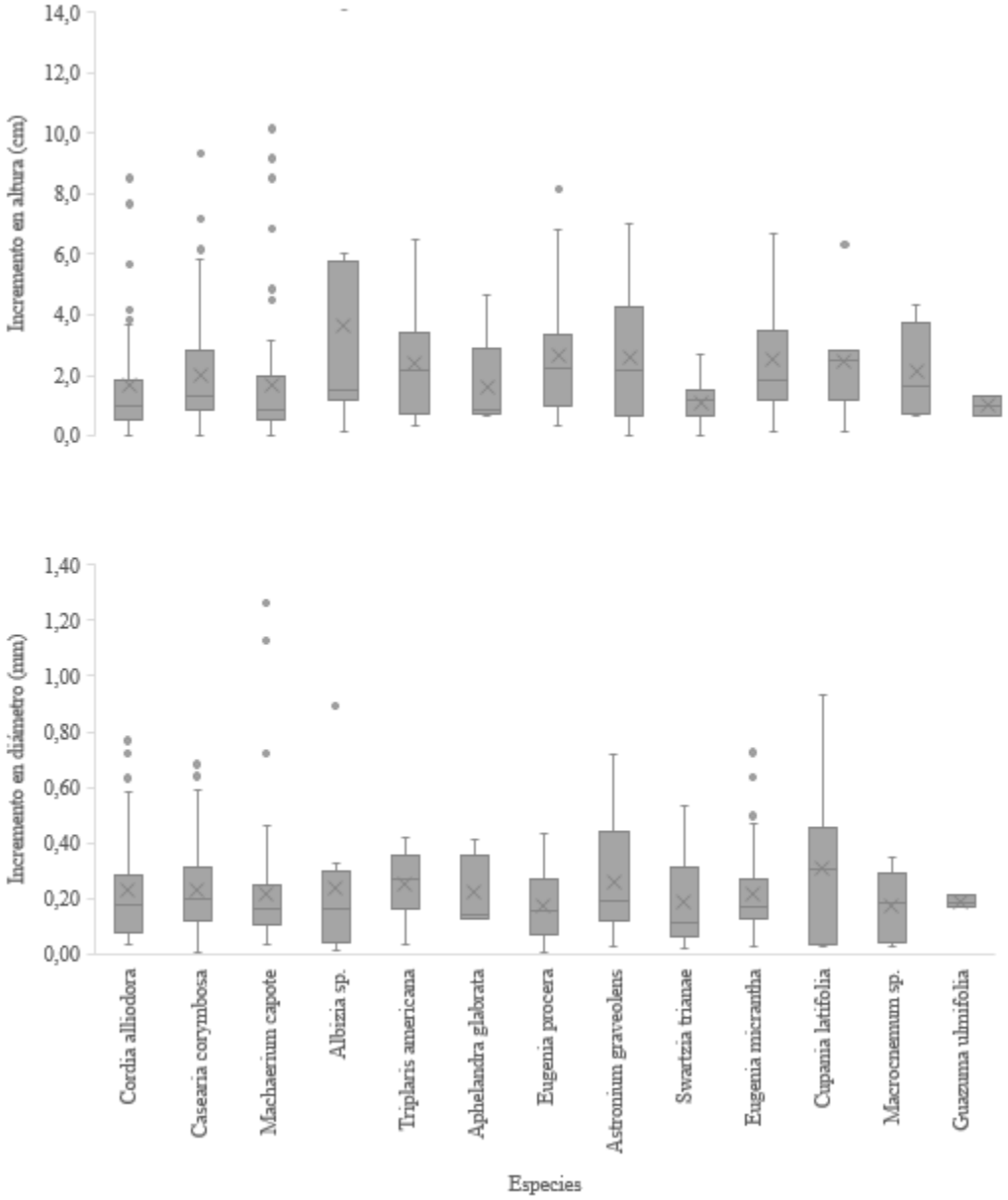


Figura 5. Incrementos medios mensuales IMM en altura y diámetro por especie (se tomaron solo las especies que mantuvieron individuos durante las tres mediciones).

Estructura y desarrollo de la regeneración

Respecto a la estructura de la regeneración se observa que, en la primera medición en términos de clase de altura, el comportamiento es una j invertida (**Figura 6**). No obstante, esta forma cambia a medida que pasa el tiempo. Por otro lado, respecto al diámetro, en todas fechas de las mediciones, la primera clase es más baja que la clase diamétrica II. Adicionalmente, sólo las clases diamétricas I y II disminuyen en número de individuos con el tiempo, mientras que en las demás la tendencia es al aumento.

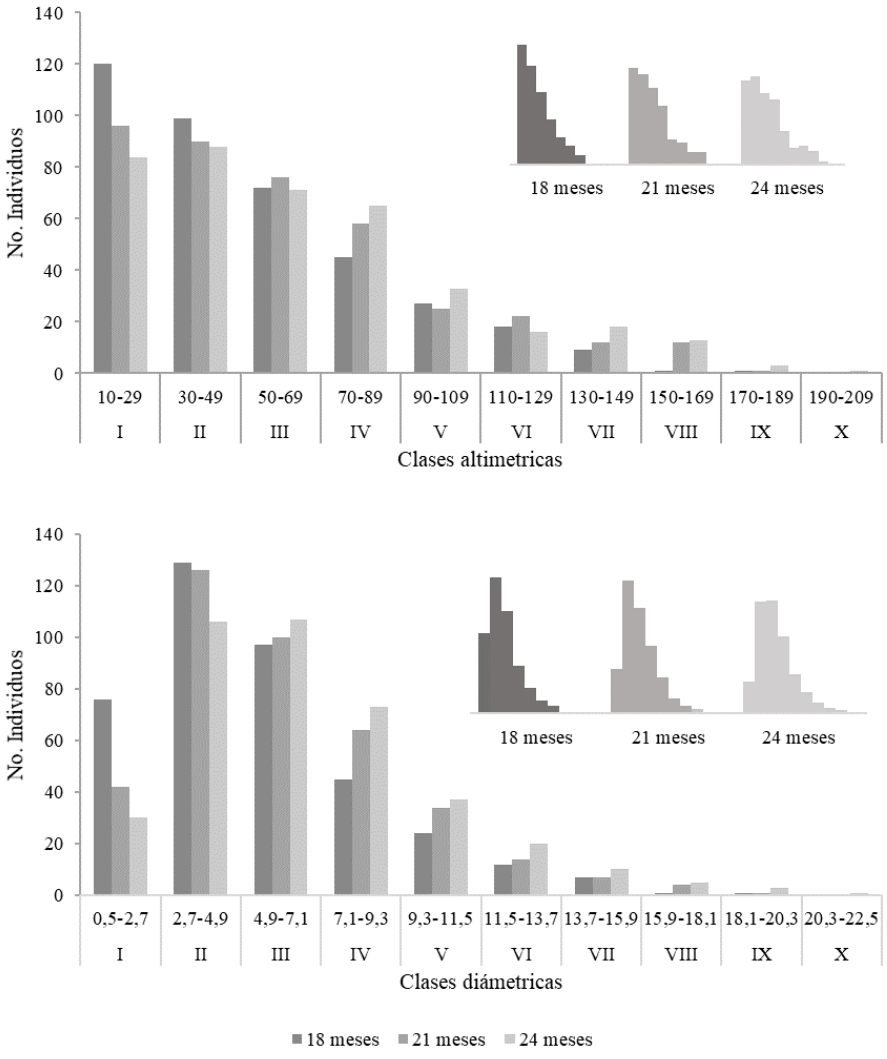


Figura 6. Distribución del número de individuos por clases de altura y diámetro en centímetros (cm) para cada una de las mediciones realizadas.

DISCUSIÓN

Dinámica de la regeneración post-fuego

Los resultados de esta investigación muestran que dos años después del incendio la comunidad vegetal exhibe cambios importantes en términos de abundancia, riqueza y diversidad, con una tasa de reclutamiento incluso superior a la tasa de mortalidad. La riqueza obtenida en el presente trabajo es similar a otros estudios de regeneración en bosques secos colombianos que no han sido sometidos a incendios (ver Mendoza-C., 1999; Torres G. et al., 2012; Londoño Lemos & Torres, 2015; Melo et al., 2017). Melo et al. (2017) encontraron que en fragmentos de bosques seco, cercanos a nuestra zona de estudio en el alto Magdalena, los individuos con DAP>5cm en diferentes estados sucesionales como bosques en recuperación y bosques maduros, presentaron una riqueza entre 27 y 36 especies por hectárea, respectivamente, en tanto que en este estudio la riqueza de la regeneración fue de 34 especies en 100 m^2 (0.01), siendo muy similar. De igual forma, en un bosque seco tropical en regeneración de Cali – Colombia, Londoño Lemos & Torres (2015), midieron todos los individuos con DAP>2.5 cm y reportaron 15 especies de árboles y arbustos en 0.15 ha, muy por debajo de lo reportado en este estudio con individuos de DAP<2,5 cm en 0.01 ha.

Estos resultados son similares a otros estudios sobre regeneración post-disturbio. Por ejemplo, en bosques secos de Bolivia, afectados por una quema experimental prescrita, Kennard, Gould, Putz, Fredericksen, & Morales (2002) encontraron que las plántulas de especies arbóreas (regeneración sexual) fueron más abundantes que los rebrotes (asexual) y que además, luego de 18 meses, habían logrado alturas hasta de 2.5 m. Mostacedo, Fredericksen, Gould, & Toledo (1999) en estos mismos bosques de Bolivia, cuatro años después del incendio, reportan, un índice de diversidad de Shannon de 1.15 para árboles y de 1.27 para arbustos, mientras que en nuestro estudio este índice fue muy superior debido a la unión entre árboles y arbustos, pues algunas especies como *Machaerium capote* pueden presentar las dos formas de crecimiento.

Otros estudios de regeneración post-fuego en bosques secos de la India, refieren que sólo luego de 15 años las comunidades logran valores de diversidad similares a las áreas no quemadas (Verma & Jayakumar, 2015; Verma et al., 2017). En nuestro estudio, el aumento del número de especies en el lapso de tiempo estudiado, parece indicar una respuesta más rápida. Bajo esta dinámica, se podría considerar que el bosque seco estudiado tiene una gran capacidad de regeneración y establecimiento después de un disturbio, bien sea por la capacidad de germinación del banco de semillas luego de la exposición al fuego, y/o por la llegada de semillas dispersadas por el viento y animales, que son los principales mecanismos de dispersión (Otterstrom et al., 2006; Rutherford et al., 2011; Pizano & García, 2014; Martínez-Murillo, Remond, Hueso-González, & Ruiz-Sinoga, 2016). Así mismo, de acuerdo a la composición reportada para los sitios no quemados de esta área de estudio (Pizano & García, 2014; Villanueva et al., 2015; Aguilar et al., 2016; Melo et al., 2017; Gutiérrez-Rincón & Parrado-Rosselli, 2019), las especies reportadas son típicas de esta comunidad por lo que podría regresar a la condición predisturbio.

Supervivencia y crecimiento post-fuego

Debido al efecto del fuego y la alta intervención y transformación de los bosques secos, se esperaba que la tasa de mortalidad fuera mayor a la de reclutamiento tal cómo lo reportó Melo et al. (2017). Sin embargo, los resultados encontrados mostraron una tendencia inversa, que además coincide con el establecimiento encontrado en otros bosques que no han sido afectados por incendios (Torres G. et al., 2012; Carvajal-Vanegas & Calvo-Alvarado, 2013). Una de las razones para que esto ocurra, puede relacionarse con una mayor disponibilidad de recursos y el espacio que genera la mortalidad de ejemplares o de parte de su estructura aérea luego del incendio (Connell, Tracey, & Webb, 1984; Carvajal-Vanegas & Calvo-Alvarado, 2013; J. Pausas & Ribeiro, 2017). Más aún, después del incendio se presentó una temporada lluviosa con una estación seca poco marcada (IDEAM, 2019), lo que pudo favorecer un pulso de establecimiento al permitir que las especies tuvieran suficiente tiempo

para establecerse antes de estar sometidas a un nuevo estrés hídrico cómo el que representa la estación seca. Posiblemente, una estación seca marcada después de las lluvias hubiera generado resultados diferentes.

Los aumentos en abundancia y riqueza de especies en la regeneración, a lo largo del período de estudio, así como el crecimiento y la sobrevivencia de plántulas, parecen indicar un proceso dinámico en el cual la comunidad se sobrepone al fuego, superando dos filtros ecológicos fundamentales: la producción y dispersión de semillas, y la germinación y el establecimiento de las plántulas (Rodrigues et al., 2005; Norden, 2014).Estos filtros representan la capacidad de la comunidad para recuperarse ante cualquier perturbación (Vargas, Díaz, Reyes, & Gómez, 2012), en nuestro caso, reflejan la supervivencia al fuego de algunas especies ante un incendio de severidad moderada a moderada-alta (Arenas & Noy, 2019). La estructura de la regeneración evidenció el paso de individuos a categorías de diámetro y altura mayores reflejando el efecto del reclutamiento post-fuego en la dinámica del bosque estudiado (Figura 3). Este resultado puede referir que el pulso de establecimiento de la regeneración sucede entre uno y dos años luego del incendio, similar a lo descrito por Juárez-Marínez & Rodríguez-Trejo(2004) quienes reportaron el pulso de la regeneración de *Pinus oocarpa var. ochoterenae* sucedió dos años después del fuego.

Por otro lado, la familia Leguminosae fue la que más especies presentó y que mostraron los mayores incrementos en altura y diámetro (*e.g. Chloroleucon mangense*, *Albizia* sp., *Piptadenia* sp., *Lonchocarpus* sp.). Este resultado está relacionado con la gran dominancia que esta familia representa en los bs-T (Fernández-Méndez, Melo, Álvarez, Perez, & Lozano, 2014; Pizano & García, 2014; Aguilar et al., 2016; Pizano et al., 2017). Más aún, este hallazgo es consistente con lo descrito en otros estudios que han reportado la capacidad de muchas especies de esta familia de regenerarse después del fuego (Mendoza-C., 1999; Hoffmann, 2000; Hernández-Cobos & Parrado-Rosselli, 2019). Diferentes estudios reportan que esto puede deberse a la formación de bancos de semillas

resistentes al fuego que quedan almacenados en el suelo y que proveen a la comunidad una capacidad adicional para la recuperación post-fuego (Ferrandis, Herranz, & MartinezSanchez, 1996; Kennard et al., 2002; J. G. Pausas et al., 2004; J. G. Pausas & Keeley, 2014).

A pesar del reclutamiento, se encuentran unas especies más sensibles o más resistentes que otras, con estrategias de crecimiento enfocadas bien sea en ganancia de altura o de diámetro. Por un lado, *Guazuma ulmifolia* y *Astronium graveolens* fueron más sensibles en los primeros estadíos de establecimiento debido a su alta tasa de mortalidad. Sin embargo, *A. graveolens* presentó uno de los mayores incrementos en altura y es una de las especies más abundantes. En contraste, *Handroanthus ochraceus* sólo aparece 21 meses después del fuego (posiblemente por dispersión de semillas), por lo que podría suponerse que fue negativamente afectada por el fuego, pero gracias a la dispersión de semillas desde áreas no disturbadas logra colonizar nuevos sitios (Rutherford et al., 2011). Sin embargo, otras especies reportadas también pueden haber llegado por dispersión luego del incendio, por lo tanto, se recomienda realizar estudios relacionados con el banco de semillas en el bosque seco y el efecto del fuego sobre este. Otras especies como *Cupania latifolia* y *Swartzia trianae* hacen mayores esfuerzos en aumentar el diámetro lo cual se traduce en un crecimiento lento pero que garantiza su establecimiento.

Implicaciones para la restauración

Las especies que presentaron mayores tasas de reclutamiento y crecimiento constituyen un conjunto importante para representar arreglos potenciales para la restauración de áreas afectadas por incendios, así como para aumentar la capacidad de recuperación y resistencia ante los mismos (Fernández-Méndez et al., 2014). Por ejemplo, al igual que en otros bosques secos del norte del Tolima, *Cordia alliodora* fue una de las especies que domina la regeneración natural post-fuego del bosque evaluado, su representatividad en diferentes estadíos sucesionales hace de esta especie una de las más

importantes para la implementación de restauración a partir de regeneración natural dirigida (Melo & Vargas, 2003; Fernández-Méndez et al., 2014).

Por otro lado, la mayor mortalidad de plántulas post-incendio estuvo asociada a la depredación y el daño físico ocasionado por la caída de ramas, troncos y hojas de palma que quedan "muertos en pie" luego del incendio. Por lo tanto, para el manejo de una exitosa regeneración post-fuego sería importante realizar actividades de limpieza a partir de la remoción de o tumba del material vegetal que podría causar daños a la regeneración establecida. Así mismo, es recomendable hacer un seguimiento para la determinación de los agentes patógenos que afectan a las plántulas con el fin de determinar su incidencia, y en caso de ser necesario evaluar y aplicar estrategias de manejo y control- Estas estrategias serían favorables para disminuir la mortalidad y promover el reclutamiento, crecimiento y desarrollo de la regeneración natural.

Finalmente, , la similitud de estos resultados con estudios en bosques sin disturbio (*i.e.*Carvajal-Vanegas & Calvo-Alvarado, 2013; Fernández-Méndez et al., 2014; Torres G. et al., 2012; Villanueva, Melo, & Rincón, 2015), sumado al aumento en la abundancia, la riqueza y el paso de individuos a categorías diamétricas y altimétricas mayores, reflejan un proceso dinámico, que coincide con la trayectoria natural reportada en otros bosques secos y por ende se sugiere la capacidad del bosque seco de recuperarse ante el fuego (Di Bella, Jobbágy, Paruelo, & Pinnock, 2006; Cochrane, 2009; Vargas et al., 2012). Más aún, teniendo en cuenta que no se consideraron lianas y herbáceas que son abundantes en el área de estudio, posiblemente los valores de diversidad y riqueza podrían ser mucho más altos cómo se ha reportado para este ecosistema (Mendoza-C., 1999; Fajardo, Rodríguez, González, & Briceño-Linares, 2013). Por lo tanto, se recomienda que las investigaciones a largo plazo sobre el crecimiento, la supervivencia y la dinámica de la regeneración post incendio se establezcan como monitoreos permanentes en el que se incluyan otras formas de crecimiento y se determinen

nuevas especies para su inclusión en programas de restauración ya sea para acelerar la recuperación de las áreas afectadas o para garantizar la permanencia de especies con menos tolerancia al fuego.

CONCLUSION

Dos años después del incendio la comunidad vegetal exhibe un aumento de la abundancia, riqueza y diversidad que coincide con índices de bosques no disturbados secundarios o en estado de recuperación más avanzados (Torres G. et al., 2012; Melo et al., 2017), lo cual establece una alta capacidad de recuperación post fuego para el bosque seco. Así mismo, el crecimiento y la sobrevivencia de plántulas refieren un proceso dinámico, donde no se evidenció la presencia de especies invasoras o exóticas. Bajo este contexto, se considera que los esfuerzos de restauración post-fuego requieren de acciones previas en las que se realice un manejo del material vegetal muerto en pie, posteriormente la restauración pasiva sería una de las principales estrategias de recuperación, acompañada con el enriquecimiento de especies sensibles al fuego (Gutiérrez-Rincón & Parrado-Rosselli, 2019).

CONCLUSIONES GENERALES

Dadas las tendencias actuales en el aumento de la frecuencia e intensidad de los incendios forestales y su relación con el cambio climático (Allen et al., 2017), los resultados de esta tesis tienen una gran importancia pues son los primeros en presentar algunos de los aspectos relacionados con la capacidad de recuperación post-fuego del bosque seco en Colombia que ha sido reconocido como una necesidad de información para su conservación, restauración y manejo (Rodríguez-Buritica et al., 2017).

En segundo lugar, la identificación de ciertas especies con la capacidad de regenerar sexualmente luego de un incendio, siendo estimuladas o tolerantes al fuego, indicaría que la vulnerabilidad de los bosques secos ante los incendios no es tan alta como se ha pensado. Más aun, las diferencias en composición y estructura de la regeneración sexual entre bosques quemados, no quemados y de claros naturales, así como el aumento progresivo en el número de especies e individuos en los sitios quemados durante el tiempo de monitoreo, sugieren una trayectoria de sucesión hacia estadíos sucesionales más avanzados (De Luis, Raventós, & González-Hidalgo, 2005; J. Pausas & Ribeiro, 2017). Adicionalmente, el paso de individuos a clases diamétricas y altimétricas mayores, describen un proceso dinámico, con una tasa de reclutamiento mayor a la de mortalidad, en la cual se evidencia el desarrollo y recuperación de la comunidad después de un incendio.

Para investigaciones futuras, se considera importante complementar estas evaluaciones con otros rasgos adaptativos como el rebrote y las cortezas gruesas, para determinar la respuesta al fuego de forma integral para las especies (J. G. Pausas et al., 2004, 2016). Así mismo, es necesario establecer si la germinación proviene de semillas procedentes de la dispersión post – incendio bien sea desde zonas no quemadas o individuos que resisten al incendio, o de un banco de semillas resistente al fuego almacenado en el suelo o en las copas de los árboles, pues esto tendría implicaciones relevantes en el manejo de incendios grandes o pequeños, así, comunidades dependientes de la dispersión tendrían

una recuperación poco eficaz ante un incendio de gran magnitud, mientras que, si cuentan con banco de semillas en suelo o copas, ecosistemas afectadas por incendios de grande o pequeña magnitud podrán tener una mayor recuperación (Rodrigo et al., 2005, 2012). Adicionalmente, se requieren mayores esfuerzos de investigación a largo plazo considerando posibles cambios en la composición y estructura de la regeneración ante la posible recurrencia de estos eventos, en donde también se mantenga el seguimiento sobre los sitios no quemados.

En términos de la restauración y el manejo forestal de los bosques secos, la información obtenida con respecto a la capacidad de las especies para regenerarse después de un incendio ofrece herramientas importantes para la gestión del fuego y restauración del bosque seco. Así, especies como *Eugenia procera, Machaerium capote* y *Astronium graveolens* que ya han sido reportadas para procesos de ampliación de bordes y parches, y para el inicio de la sucesión en sitios abiertos o para la restauración en arbustales de sucesión intermedia y bosques secundarios (Avella-M. et al., 2019; Suárez-R. & Vargas-R., 2019) también resultan importantes debido a su capacidad de tolerancia al fuego, lo cual confiere a los procesos de restauración beneficios adicionales para la conservación y recuperación del bosque seco.

Adicionalmente, especies como *Casearia corymbosa* y *Cordia alliodora* son pioneras dominantes recomendadas para la restauración en áreas de pastizales con procesos sucesionales entre dos y cinco años de edad, (Avella-M. et al., 2019). Estas especies presentaron una regeneración sexual estimulada y tolerante al fuego con un establecimiento exitoso dos años después del incendio y pueden convertirse en barreras que disminuyan la posibilidad de paso del fuego a zonas centrales de los parches de bosque (Kellman & Meave, 1997), lo cual también aumentaría las capacidades del bosque para resistir y sobreponerse ante futuros y más frecuentes incendios forestales.

Finalmente, la capacidad de regeneración sexual de las especies de este bosque, refiere que los esfuerzos deben hacerse sobre la restauración pasiva, apoyada por el monitoreo y manejo de lianas y herbáceas como una medida de control de combustible para evitar la ocurrencia de incendios más severos e intensos, en donde, proyectos de manejo del fuego, como quemas prescritas, pueden hacer parte de una estrategia de gestión forestal para los bosques secos del país (De Luis et al., 2005).

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación hace parte del proyecto "Influencia del fuego en la regeneración de la vegetación arbórea de un bosque seco de la cuenca alta del río Magdalena" financiado por el Centro de Investigaciones de la Universidad Distrital (CIDC, Grant 31 - 2016) y liderado por la docente Ángela Parrado Rosselli a quien agradezco por su dirección, acompañamiento y dedicación constante para lograr cada objetivo propuesto, y de quien me llevo importantes enseñanzas tanto académicas como personales. Agradezco a los revisores de este documento Ph. D. Sandra bravo y Ph. D. Anselm Rodrigo, quienes revisaron y aportaron importantes comentarios y ajustes al documento mejorando considerablemente el análisis realizado.

Agradezco a la Universidad Distrital Francisco José de Caldas, por una vez más ser parte de mi formación profesional y personal. Un especial agradecimiento a Eduardo Sastoque y el equipo del Herbario Forestal UDBC por la ayuda en el procesamiento e identificación del material vegetal. A Juan Felipe Solórzano del Laboratorio de Maderas por el préstamo de equipos para la fase campo. Al vivero de la Facultad de Medio Ambiente y Recursos Naturales, especialmente a los viveristas Isabel y Pablo, y Laura Acero del Laboratorio de Silvicultura, quienes apoyaron durante la fase de laboratorio.

También a Camila Pizano, Pablo Pizano y todo el personal de la Reserva Natural de la Sociedad Civil Jabirú por su amable colaboración durante las labores de campo. En especial a Doña Anilfa Ortega y familia, quienes nos recibieron como parte de su familia durante esta fase; a Juan Carlos Hernández, Cristian Bustos, Ricardo Hernández y Jordan Sosa quienes me acompañaron durante los recorridos de campo. Un agradecimiento especial para mi compañero de campo y de maestría Alejandro Hernández con quien recorrimos estos bosques. Así mismo, a los estudiantes Mauricio Matoma, Eduardo Sastoque y Laura Segura por su acompañamiento en la toma de datos.

Un especial agradecimiento a Mauricio Matoma y Andrés Felipe Ortiz quienes me brindaron asistencia en el análisis estadístico de los datos. A la docente Rocío Cortés, quien revisó versiones previas a este manuscrito y retroalimento la construcción del mismo. A mi compañera Ingrid Molina por su apoyo incondicional, a Julián Díaz y Alejandro Hernández por sus comentarios y críticas durante el desarrollo de la investigación, y a los compañeros Astrid Ramírez, Natalia García, y Rubén Jurado por siempre apoyarnos.

BIBLIOGRAFÍA

Aguilar, J., Mendoza, H., Medina, S., Correa, D., Nieto, J., Quintana, A., & Gonzalez, R. (2016). Caracterización florística del bosque seco troical de Honda - Méndez (Tolima). In *Expediciones Humboldt. Honda - Méndez, Tolima* (pp. 17–25). Bogotá D. C., Colombia: Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, O., Jiménez-Pérez, J., Pando-Moreno, M., Treviño-Garza, E. J., Aranda-Ramos, R., & Canizales-Velázquez, P. A. (2010). Efecto de la severidad del fuego sobre la regeneración asexual de especies leñosas de un ecosistema mixto (pinus-quercus) en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Interciencia*, *35*, 690–695.

Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Valdecantos-Dema, A., González-Tagle, M. A., Aguirre-Calderón, Ó. A., & Treviño-Garza, E. J. (2012). Composición y diversidad de la regeneración natural en comunidades de Pinus- Quercus sometidas a una alta recurrencia de incendios en el noreste de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *83*(4), 1208–1214. https://doi.org/10.7550/rmb.29708

Allen, K., Dupuy, J. M., Gei, M. G., Hulshof, C. M., Medvigy, D., Pizano, C., … Powers, J. S. (2017). Will seasonally dry tropical forests be sensitive or resistant to future changes in rainfall regimes? *Environmental Research Letters*, *12*(2), 0–19.

Amat, J. (2016). Estadística con R. *RPubs*, 1–49. Retrieved from https://github.com/JoaquinAmatRodrigo/Estadistica-con-R

Arenas, J., & Noy, A. (2019). *Análisis de la severidad de un incendio en un relicto de bosque seco tropical en Colombia*. Universidad Distrital Francisco José De Caldas.

Armenteras, D., Bernal, F., Gonzalez, F., Morales, M., Pabón, J., Páramo, G., & Parra-Lara, Á. del C. (2011). *Incendios de la cobertura vegetal en Colombia* (Á. del C. Parra-Lara, Ed.).

Armenteras, D., González-Alonso, F., & Franco, C. (2009). Geographic and temporal distribution of fire in Colombia using thermal anomalies data. *Caldasia*, *31*(2), 303–318.

Arnan, X., Rodrigo, A., & Retana, J. (2007). Post-fire regeneration of Mediterranean plant

communities at a regional scale is dependent on vegetation type and dryness. *Journal of Vegetation Science*, *18*(1), 111. https://doi.org/10.1658/1100-9233(2007)18[111:PROMPC]2.0.CO;2

Avella-M., A., García-G., N., Fajardo-Gutiérrez, F., & González-Melo, A. (2019). Patrones de sucesión secundaria en un bosque seco tropical interandino de Colombia : implicaciones para la restauración ecológica. *Caldasia*, *41*(1), 12–27. https://doi.org/10.15446/caldasia.v41n1.65859.Recibido

Bhadouria, R., Singh, R., Srivastava, P., & 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. https://doi.org/10.1007/s40974-016-0038-3

Bhadouria, R., Srivastava, P., Singh, R., Tripathi, S., Singh, H., & Raghubanshi, A. S. (2017). Tree seedling establishment in dry tropics: an urgent need of interaction studies. *Environment Systems and Decisions*, *37*(1), 88–100. https://doi.org/10.1007/s10669-017-9625-x

Bravo, S., Abdala, R., del Corro, F., Ibáñez-Moro, V., Santacruz-García, A. C., Loto, D., & Ojeda, F. (2018). Regeneración en especies de leñosas nativas del Chaco de Argentina y su respuesta a disturbios. In *Los bosques y el futuro. Consolidando un vínculo permanente en educación forestal* (pp. 127–150).

Brown, J. K., & Smith, J. K. (2000). Wildland Fire in Ecosystems, effects of fire on flora. In *USDA-FS general technical report* (Vol. 2). https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-7717.2009.01106.x

Calama, R., Manso, R., Lucas-Borja, M. E., Espelta, J. M., Piqué, M., Bravo, F., … Pardos, M. (2017). Natural regeneration in Iberian pines: A review of dynamic processes and proposals for management. *Forest Systems*, *26*(2), eR02S. https://doi.org/10.5424/fs/2017262-11255

Cantillo-H, E., & Rangel–CH, J. O. (2002). Caracterización estructural, ordenación y dinámica de la vegetación en la zona de captación de aguas de la microcuenca El Tigre - municipio de Norcasia, Caldas. *Colombia Forestal*, *52*(1), 1–5.

Cárdenas-Arévalo, G., & Vargas-Ríos, O. (2008). Rasgos de historia de vida de especies en una comunidad vegetal alterada en un páramo húmedo (Parque Nacional Natural Chingaza). *Caldasia*, *30*(2), 245–264.

Carón, M. M., Dalmasso, A. D., Ortín, A. E., & Verheyen, K. (2015). Regeneración post fuego en un bosque tropical seco del Monte en el noroeste de Argentina. *Multequina*, *24*, 5–17. Retrieved from http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=a9h&AN=114200218&lang=es&site=ehost-live

Carvajal-Vanegas, D., & Calvo-Alvarado, J. (2013). Tasas de crecimiento, mortalidad y reclutamiento de vegetación en tres estadios sucesionales del bosque seco tropical, Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, *10*(25), 1. https://doi.org/10.18845/rfmk.v10i25.1371

Chang, C.-R. (1996). Ecosystem responses to fire and variations fire regimes. In *Sierra Nevada Ecosystem Project: final report to Congress, vol. II, Assessments and scientific basis for management options*: *Vol. II* (pp. 1071–1099). Durham, North Carolina: Davis: University of California, Centers for Water and Wildland Resources.

Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, *84*(1), 45–67. https://doi.org/10.1890/13-0133.1

Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, *93*(12), 2533–2547.

Cochrane, M. A. (2009). *Tropical Fire Ecology. Climate Change, Land Use, and Ecosystem Dynamics*.

Condit, R., Hubbell, S. P., & Foster, R. B. (1995). Mortality Rates of 205 Neotropical Tree and Shrub Species and the Impact of a Severe Drought. *Ecological Monographs*, *65*(4), 419–439.

Connell, J. H. ., Tracey, J. . G. ., & Webb, L. J. . (1984). Compensatory Recruitment , Growth , and Mortality as Factors Maintaining Rain Forest Tree Diversity. *Ecological Society of America*, *54*(2), 141–164.

Contreras, F. (1999). ¿Cómo determinar la tasa de crecimiento de los árboles? In *Guía para la instalación y evaluación de parcelas permanentes de muestreo* (BOLFOR; PR, pp. 47–50).

Danthu, P., Ndongo, M., Diaou, M., Thiam, O., Sarr, A., Dedhiou, B., & Mohamed Vall, O. A. (2003). Impact of bush fire on germination of some West African acacias. *Forest Ecology and Management*, *173*, 1–10.

De Luis, M., Raventós, J., & González-Hidalgo, J. C. (2005). Factors controlling seedling germination after fire in Mediterranean gorse shrublands. Implications for fire prescription. *Journal of Environmental Management*. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.01.014

Di Bella, C. M., Jobbágy, E. G., Paruelo, J. M., & Pinnock, S. (2006). Continental fire density patterns in South America. *Global Ecology and Biogeography*, *15*(2), 192–199. https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00225.x

Díaz-Timote, J., & Parrado-Rosselli, A. (2019). *Descripción del régimen de incendios del Bosque seco tropical de la cuenca alta del Río Magdalena y su relación con la variación climática.* Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

Dirzo, R., Young, H. S., Mooney, H. A., & Ceballos, G. (2011). Seasonally dry tropical forests Ecology and conservation. In *IslandPress*.

Etter, A., Andrade, A., Amaya, P., & Arévalo, P. (2015). *Estado de los ecosistemas colombianos-2014: una aplicación de la metodología de lista roja de ecosistemas - UICN*.

Etter, A., Andrade, Á., Saavedra, K., Amaya, P., & Arévalo, P. (2017). *Estado de los ecosistemas colombianos. Una aplicación de la metodología de Lista Roja de Ecosistemas (Vers2.0). Informe Final* (Pontificia Universidad Javeriana y Conservación Internacional Colombia., Ed.). Retrieved from http://www.conservation.org.co/media/A7.LRE-Colombia_INFORME FINAL_ 2017.pdf

Fajardo, L., Rodríguez, J. P., González, V., & Briceño-Linares, J. M. (2013). Restoration of a degraded tropical dry forest in Macanao, Venezuela. *Journal of Arid Environments*, *88*(December 2015), 236–243. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.08.009

Fernández-Manso, A., Fernández-Manso, O., & Quintano, C. (2016). SENTINEL-2A red-edge spectral indices suitability for discriminating burn severity. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *50*, 170–175. https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.03.005

Fernández-Méndez, F., Melo, O., Álvarez, E., Perez, U., & Lozano, A. (2014). Status of Knowledge, conservation and management of tropical dry forest in the Mag- dalena river Valley, Colombia. In A. Sanchez-Asofeifa, J. S. Powers, G. Fernandes, & M. Quesada (Eds.), *Tropical dry forest in the Americas* (pp. 35–68). https://doi.org/10.1201/b15417-4

Fernández, I., Morales, N., Olivares, L., Salvatierra, J., Gómez, M., & Montenegro, G. (2010). *Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales*.

Ferrandis, P., Herranz, J. M., & MartinezSanchez, J. J. (1996). The role of soil seed bank in the early stages of plant recovery after fire in a Pinus pinaster forest in SE Spain. *International Journal of Wildland Fire*, *6*(1), 31–35. https://doi.org/10.1071/WF9960031

Fredericksen, T. S., & Mostacedo, B. (2000). Regeneration of timber species following selection logging in a Bolivian tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, *131*, 47–55. Retrieved from https://eurekamag.com/pdf/003/003543506.pdf

Galvão de Melo, A. C., Durigan, G., & Romero Gorenstein, M. (2007). Efeito do fogo sobre o banco de sementes em faixa de borda de Floresta Estacional Semidecidual, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, *21*(4), 927–934. https://doi.org/10.1590/S0102-33062007000400017

Gandiwa, E. (2011). Effects of repeated burning on woody vegetation structure and composition in a semi-arid southern African savanna. *International Journal of Environmental Sciences*, *2*(2), 458–471.

Gómez-González, S., Paula, S., Cavieres, L. A., Pausas, J. G., Nuñez, M., Whitlock, C., & Smith-Ramírez, C. (2017). Postfire responses of the woody flora of Central Chile: Insights from a

germination experiment. *Plos One*, *12*(7), e0180661. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180661

González-M., R., Avella, A., & Díaz-Triana, J. E. (2015). Plataformas de monitoreo para vegetación: Toma y análisis de datos. In *Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres* (pp. 87–107).

Gould, K. A., Fredericksen, T. S., Morales, F., Kennard, D., Putz, F. E., Mostacedo, B., & Toledo, M. (2002). Post-fire tree regeneration in lowland Bolivia: Implications for fire management. *Forest Ecology and Management*, *165*(1–3), 225–234. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00620-X

Griscom, H. P., & Ashton, M. S. (2011). Restoration of dry tropical forests in Central America: A review of pattern and process. *Forest Ecology and Management*, *261*(10), 1564–1579. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.08.027

Gutiérrez-Rincón, A., & Parrado-Rosselli, A. (2019). Post fire regeneration of woody species in a Colombian Tropical Dry Forest. In *Contemporary Issues in the Conservation and Restoration of Tropical Dry Forests*.

Hardesty, J., Myers, R., & Fulks, W. (2005). Fire, ecosystems and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. *Fire Management*, *22*(4), 78–87.

He, T., Lamont, B. B., & Pausas, J. G. (2019). Fire as a key driver of Earth's biodiversity. *Biol. Rev*, (1), 0–000. https://doi.org/10.1111/brv.12544

Hoffmann, W. (2000). Post-Establishment Seedling Success in the Brazilian Cerrado: A Comparison of Savanna and Forest Species. *Biotropica*, *32*(1), 62–69. https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00448.x

Hoyos, N., Correa-Metrio, A., Sisa, A., Ramos-Fabiel, M. A., Espinosa, J. M., Restrepo, J. C., & Escobar, J. (2017). *The environmental envelope of fires in the Colombian Caribbean*. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.05.001

Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation

of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, *7*(12), 1451–1456. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613

Huang, B., L'heureux, M., Hu, Z.-Z., & Zhang, H.-M. (2016). Ranking the strongest ENSO events while incorporating SST uncertainty. *Geophysical Research Letters*, *43*, 9165–9172. https://doi.org/10.1002/2016GL070888

Jaureguiberry, P., & Díaz, S. (2015). Post-burning regeneration of the Chaco seasonally dry forest: germination response of dominant species to experimental heat shock. *Oecologia*, *177*(3), 689–699. https://doi.org/10.1007/s00442-014-3161-x

Juárez-Marínez, A., & Rodríguez-Trejo, D. A. (2004). Efecto de los incendios forestales en la regeneración de Pinus oocarpa var. ochoterenae. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, *9*(2), 125–130.

Keeley, J. E., & Fotheringham, C. J. (2000). Role of fire in regeneration from seed. *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*, (January), 311–330. https://doi.org/10.1079/9780851994321.0311

Keeley, Jon E., Lubin, D., & Fotheringham, C. J. (2003). Fire and grazing impacts on plant diversity and alien plant invasions in the southern Sierra Nevada. *Ecological Applications*, *13*(5), 1355–1374. https://doi.org/10.1890/02-5002

Kellman, M., & Meave, J. (1997). Fire in the tropical gallery forests of Belize. *Journal of Biogeography*, *24*(1), 23–34. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.1997.tb00047.x

Kennard, D. K., Gould, K., Putz, F. E., Fredericksen, T. S., & Morales, F. (2002). Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, *162*(2–3), 197–208. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00506-0

Koontz, M. J., North, M. P., Werner, C. M., Fick, S. E., & Latimer, A. M. (2019). Local variability of vegetation structure increases forest resilience to wildfire. *EcoEvoRxiv*, 1–38. https://doi.org/10.32942/OSF.IO/K72YE

Lahoreau, G., Barot, S., Gignoux, J., Hoffmann, W. A., Setterfield, S. A., & Williams, P. R. (2006).

Positive effect of seed size on seedling survival in fire-prone savannas of Australia, Brazil and West Africa. *Journal of Tropical Ecology*, *22*(06), 719. https://doi.org/10.1017/S026646740600349X

Lezama, K. (2018). *Caracterización de la regeneración natural de bosques en tres ambientes contrastantes en el Retorno, Guaviare - Colombia.* https://doi.org/10.22201/fq.18708404e.2004.3.66178

Lloret, F. (2004). Régimen de incendios y regeneración. *Ecología Del Bosque Mediterráneo En Un Mundo Cambiante*, 101–126.

Londoño Lemos, V., & Torres, A. M. (2015). Estructura Y Composición Vegetal De Un Bosque Seco Tropical En Regeneración En Bataclán (Cali, Colombia). *Colombia Forestal*, *18*(1), 1–12. https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2015.1.a04

Marín, G. C., Nygård, R., Rivas, B. G., & Oden, P. C. (2005). Stand dynamics and basal area change in a tropical dry forest reserve in Nicaragua. *Forest Ecology and Management*, *208*(1–3), 63–75. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.072

Martínez-Murillo, J. F., Remond, R., Hueso-González, P., & Ruiz-Sinoga, J. D. (2016). Resiliencia de la cubierta vegetal en un área de montaña mediterránea afectada por el fuego: El caso del incendio de Río Verde (Provincia de Málaga, Sur de España). *Pirineos. Revista de Ecología de Montaña*, *171*, 1–15. https://doi.org/10.3989/pirineos.2016.171008

Melo, O., Fernandez-Méndez, F., & Villanueva, B. (2017). Hábitat lumínico, estructura, diversidad y dinámica de los bosques secos tropicales del alto magdalena. *Colombia Forestal*, *20*(1), 19–30.

Melo, O., & Vargas, R. (2003). *Evaluacion ecologica y silvicultural de ecosistemas boscosos*.

Mendoza-C., H. (1999). Estructura y riqueza florística del bosque seco tropical en la región Caribe y el Valle del Río Magdalena, Colombia. *Caldasia*, *21*(1), 70–94. Retrieved from http://www.revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/17503

MinTic. (2016). Incendios Forestales 2016. Retrieved from Ministerio de Tecnologías de la

Información y las Comunicaciones website: https://www.datos.gov.co/Ambiente-y-Desarrollo-Sostenible/INCENDIOS-FORESTALES-2016/tfgd-pjcn

Moreira, F., Arianoutsou, M., Corona, P., & De las Heras, J. (2012). *Post-fire management and restoration of Southern European Forest*.

Mostacedo, B., Fredericksen, T. S., Gould, K., & Toledo, M. (1999). Comparacion de la respuesta de las comunidades vegetales a los incendios forestales en los Bosques Tropicales Secos y Húmedos de Bolivia. In *Proyecto de Manejo Forestal Sostenible BOLFOR*. Retrieved from http://pdf.usaid.gov/pdf_docs/Pnacl876.pdf

Myers, R. L. (2006). Living with Fire—Sustaining Ecosystems & Livelihoods through Integrated Fire Management. Global Fire Initiative. *The Nature Conservancy.*, (June), 28. Retrieved from http://www.nature.org/initiatives/ fire/files/integrated_fire_management_myers_2006.pdf.

Navarro, G., Caballero, I., Silva, G., Parra, P.-C., Vázquez, Á., & Caldeira, R. (2017). Evaluation of forest fire on Madeira Island using Sentinel-2A MSI imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *58*, 97–106. https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.02.003

Norden, N. (2014). Del porqué la regeneración es tan importante para la coexistencia de especies en los bosques tropicales. *Colombia Forestal*, *17*(2), 247–261. https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2014.2.a08

Norden, N., Chave, J., Belbenoit, P., Caubère, A., Châtelet, P., Forget, P. M., … Thébaud, C. (2009). Interspecific variation in seedling responses to seed limitation and habitat conditions for 14 Neotropical woody species. *Journal of Ecology*, *97*(1), 186–197. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01444.x

Ocampo-Zuleta, K., & Bravo, S. (2019). Reclutamiento de especies leñosas en bosques tropicales expuestos a incendios: una revisión. *Ecosistemas: Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente*, *28*(1), 106–117.

Oliveira, M. T. de, Damasceno-Junior, G. A., Pott, A., Paranhos Filho, A. C., Suarez, Y. R., & Parolin, P. (2014). Regeneration of riparian forests of the Brazilian Pantanal under flood and fire

influence. *Forest Ecology and Management*, *331*, 256–263. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.011

Otterstrom, S. M., Schwartz, M. W., & Velazquez-Rocha, I. (2006). Responses to Fire in Selected Tropical Dry Forest Trees. *Biotropica*, *38*(5), 592–598. https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00188.x

Pardo, C. E., & Del Campo, P. C. (2007). Combinación de métodos factoriales y de análisis de conglomerados en R: el paquete FactoClass. *Revista Colombiana de Estadística*, *30*(2), 231–245. Retrieved from http://www.emis.ams.org/journals/RCE/ingles/V30/v30-2body/v30n2a06PardoDelCampo.pdf

Parques Nacionales Naturales de Colombia. (2014). *Resolución 019 del 21 de febrero de 2014 Por medio de la cual se registra la Reserva Natural de la Sociedad Civil "Jabirú"* (p. 14). p. 14.

Pausas, J. G., Bradstock, R. a, Keith, D. a, Keeley, J. E., & GCTE, G. C. of T. E. F. N. (2004). Plant functional traits in relation to fire in corwn-fire ecosystems. *Ecology*, *85*(4), 1085–1100. https://doi.org/10.1890/02-4094

Pausas, J. G., & Keeley, J. E. (2014). Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire- prone ecosystems. *New Phytologist*, *204*(Table 1), 55–65.

Pausas, J. G., & Lavorel, S. (2003). A hierarchical deductive approach for functional types in disturbed ecosystems. *Journal of Vegetation Science*, *14*(3), 409–416. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02166.x

Pausas, J. G., Pratt, R. B., Keeley, J. E., Jacobsen, A. L., Ramirez, A. R., Vilagrosa, A., … Davis, S. D. (2016). Towards understanding resprouting at the global scale. *New Phytologist*, *209*(3), 945–954. https://doi.org/10.1111/nph.13644

Pausas, J., & Keeley, J. (2019). Wildfires as an ecosystem service. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1–7. https://doi.org/10.1002/fee.2044

Pausas, J., & Ribeiro, E. (2017). Fire and plant diversity at the global scale. *Global Ecology and Biogeography*, *26*(8), 889–897. https://doi.org/10.1111/geb.12596

Pizano, C., & García, H. (2014). *El Bosque seco tropical en Colombia* (C. Pizano & H. García, Eds.). Bogota D.C., Colombia: Instituto de Investigacion de Recursos Biologicos Alexander von Humboldt (IAvH).

Pizano, C., González-M, R., Hernández-Jaramillo, A., & García, H. (2017). Agenda de investigación y monitoreo en bosques secos de Colombia (2013-2015): fortaleciendo redes de colaboración para su gestión integral en el territorio. *Biodiversidad En La Práctica*, *2*(1), III. https://doi.org/10.4067/S0717-97072014000100001

Rangel-Ch, J. O., & Velázquez, A. (1997). Métodos de estudio de la vegetación. In J. O. Rangel-Ch, C. Lowy, D. Petter, & M. Aguilar P. (Eds.), *Colombia Diversidad Biótica II: Tipos de vegetación en Colombia* (pp. 59–87). https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2

Rocca, M. E. (2009). Fine-Scale Patchiness in Fuel Load Can Influence Initial Post-Fire Understory Composition in a Mixed Conifer Forest, Sequoia National Park, California. *Natural Areas Journal*, *29*(2), 126–132. https://doi.org/10.3375/043.029.0204

Rodrigo, A., Arnan, X., & Retana, J. (2012). Relevance of soil seed bank and seed rain to immediate seed supply after a large wildfire. *International Journal of Wildland Fire*, *21*(4), 449. https://doi.org/10.1071/wf11058

Rodrigo, A., Retana, J., & Picó, F. X. (2004). Direct regeneration is not the only response of Mediterranean forests to large fires. *Ecology*, *85*(3), 716–729. https://doi.org/10.1890/02-0492

Rodrigo, A., Retana, J., & Xavier, F. (2005). *Diferencias En La Dinámica De Regeneración De Los Bosques Mediterráneos Después De Grandes Incendios: Consecuencias En El Paisaje Forestal*.

Rodrigues, R. R., Martins, S. V., & Matthes, L. A. F. (2005). Post-Fire Regeneration in a Semideciduous Mesophytic Forest, South-Eastern Brazil. In A. R. Burk (Ed.), *New research on forest ecosystems* (pp. 1–19). New York: Nova Science Publishers Inc.

Rodríguez-Buritica, S., Aguilar-Garavito, M., & Norden, N. (2017). Identifying a Fire Ecology Research Agenda for Colombia. *Eos*, (January), 1–4. https://doi.org/10.1029/2017EO065869

Rutherford, M. C., Powrie, L. W., Husted, L. B., & Turner, R. C. (2011). Early post-fire plant

succession in Peninsula Sandstone Fynbos: The first three years after disturbance. *South African Journal of Botany*, *77*(3), 665–674. https://doi.org/10.1016/j.sajb.2011.02.002

Safford, H. D., & Harrison, S. (2004). Fire effects on plant diversity in Serpentine vs. Sandstone Chaparral. *Ecology*, *85*(2), 539–548. https://doi.org/10.1890/03-0039

Salazar, A., & Goldstein, G. (2014). Effects of fire on seedling diversity and plant reproduction (sexual vs. vegetative) in neotropical savannas differing in tree density. *Biotropica*, *46*(2), 139–147. https://doi.org/10.1111/btp.12090

Shlisky, A., J., Waugh, P., Gonzalez, M., Gonzalez, M., Manta, H., Santoso, E., … Zollner, D. (2007). Fire, ecosystems &people: threats and strategies for global biodiversity conservation. GFI Technical Report 2007-2. *The Nature Conservancy*, 28.

Snook, L. K. (1993). Regeneration, Growth, and Sustainability of Mahogany in Mexico's Yucatan Forests. *Big-Leaf Mahogany*, pp. 169–192. https://doi.org/10.1007/0-387-21778-9_9

Sturges, H. A. (1926). *The choice of a class interval*. Retrieved from http://www2.esalq.usp.br/departamentos/lce/arquivos/aulas/2013/LCE0216/Sturges1926.pdf

Suárez-R., S., & Vargas-R., O. (2019). Composición florística y relaciones ecológicas de las especies de borde, parches y árboles aislados de un bosque seco tropical en Colombia. Implicaciones para su restauración ecológica. *Caldasia*, *41*(1), 28–41. https://doi.org/10.15446/caldasia.v41n1.71281.Recibido

Torres-Rodríguez, S., Díaz-Triana, J. E., Villota, A., Gómez, W., & Avella-M., A. (2019). Diagnóstico ecológico , formulación e implementación de estrategias para la restauración de un bosque seco tropical interandino (Huila , Colombia). *Caldasia*, *41*(1), 42–59. https://doi.org/10.15446/caldasia.v41n1.71275.Recibido

Torres G., A. M., Bautista A., J., Cádenas, M., Vargas, J. A., Londoño, V., Rivera, K., … González, Á. M. (2012). Dinámica sucesional de un fragmento de bosque seco tropical del Valle del Cauca, Colombia. *Biota Colombiana*, *13*(2), 66–85. https://doi.org/10.21068/bc.v13i2.263

Trabaud, L. (1998). Recuperación y regeneración de ecosistemas Mediterráneos incendiados. *Serie*

Geográfica, *7*, 37–47.

Vargas, O., Díaz, J., Reyes, S., & Gómez, P. (2012). *Guías Técnicas para la Restauración ecológica de los ecosistemas de Colombia*. 131.

Verma, S., & Jayakumar, S. (2015). Post-fire regeneration dynamics of tree species in a tropical dry deciduous forest, Western Ghats, India. *Forest Ecology and Management*. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.01.005

Verma, S., Singh, D., Mani, S., & Jayakumar, S. (2017). Effect of forest fire on tree diversity and regeneration potential in a tropical dry deciduous forest of Mudumalai Tiger Reserve, Western Ghats, India. *Ecological Processes2*, *6*(32), 1–8. https://doi.org/10.1186/s13717-017-0098-0

Vieira, D. L. M., & Scariot, A. (2006). Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology*, *14*(1), 11–20. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00100.x

Villanueva, B., Melo, O., & Rincón, M. (2015). Estado del conocimiento y aportes a la flora vascular del bosque seco del Tolima. *Colombia Forestal*, *18*(1), 9–23. https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2015.1.a01

Young, D. J. N., Werner, C. M., Welch, K. R., Young, T. P., Safford, H. D., & Latimer, A. M. (2018). Post-fire forest regeneration shows limited climate tracking and potential for drought-induced type conversion. *Ecology*, *100*(2). https://doi.org/10.1002/ecy.2571

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.

ANEXOS

Annex I.1 Floristic composition and abundance of sexual regeneration (seedlings from seeds) of woody species in burned forest (BF), unburned forest (UBF) and forest gaps (FG).

Family	Specie	Abundance / Site			Total
		BF	UBF	FG	
Acanthaceae	*Aphelandra glabrata* Willd. ex Nees	-	2	4	6
	Acanthaceae sp1.	-	-	4	4
	Acanthaceae sp2.	6	-	-	6
Amaranthaceae	*Amaranthaceae* sp.	1	-	-	1
Anacardiaceae	*Astronium graveolens* Jacq.	44	32	12	88
Bignoniaceae	*Handroanthus chrysanthus* (Jacq.) S.O.Grose	-	-	1	1
	Handroanthus ochraceus (Cham.) Mattos	-	-	4	4
Boraginaceae	*Cordia alliodora* (Ruiz & Pav.) Oken.	56	8	25	89
	Cordia sp1.	-	9	3	12
	Cordia sp2.	-	1	1	2
Cannabaceae	*Celtis iguanaea* (Jacq.) Sarg.	-	-	4	4
	Trema micrantha (L.) Blume	1	-	-	1
Capparaceae	*Cynophalla amplissima* (Lam.) Iltis & Cornejo	-	2	-	2
Celastraceae	*Celastraceae* sp.	-	1	-	1
Euphorbiaceae	*Acalypha diversifolia* Jacq.	1	8	-	9
	Acalypha sp.	3	-	-	3
	Acalypha sp2.	1	-	-	1
	Croton schiedeanus Schltdl.	-	-	3	3
Lamiaceae	*Aegiphila* sp.	2	-	-	2
Lauraceae	*Nectandra* sp	-	1	-	1
	Lauraceae sp1	-	4	-	4
Lecythidaceae	*Gustavia* sp1.	-	6	3	9
	Gustavia speciosa (Kunth) DC.	1	-	-	1
Leguminosae	*Albizia* sp.	10	26	21	57
	Albizia sp2.	-	6	7	13
	Calliandra sp.	-	3	-	3
	Chloroleucon mangense (Jacq.) Britton & Rose	1	-	-	1
	Inga sp.	-	2	-	2
	Lonchocarpus sp.	2	-	-	2
	Machaerium biovulatum Micheli	-	2	3	5
	Machaerium capote Triana ex Dugand	62	16	10	88
	Machaerium goudotii Benth.	3	-	-	3
	Machaerium microphyllum (E. Mey.) Stand.	-	-	1	1
	Piptadenia sp.	2	-	14	16
	Swartzia trianae Benth.	18	14	8	40
	Leguminoseae sp2	-	-	1	1
	Leguminoseae sp3	-	-	2	2
	Leguminoseae sp4	-	8	6	14

Family	Specie	Abundance / Site			Total
		BF	UBF	FG	
Malpighiaceae	*Bunchonsia nitida* (Jacq.) DC.	4	3	5	12
	Bunchosia sp.	-	11	-	11
	Hiraea sp.	-	2	-	2
	Hiraea ternifolia (Kunth) A.Juss.	1	-	-	1
	Malpighiaceae sp2.	-	-	1	1
Malvaceae	*Byttneria* sp.	2	-	-	2
	Ceiba pentandra (L.) Gaertn.	-	1	-	1
	Guazuma ulmifolia Lam.	4	-	4	8
	Pseudobombax septenatum (Jacq.) Dugand	-	-	1	1
	Malvaceae sp1.	1	-	-	1
Meliaceae	*Guarea guidonia* (L.) Sleumer.	-	3	9	12
	Guarea sp.	-	1	-	1
Moraceae	*Sorocea sprucei* (Baill.) J.F. Macbr.	1	4	4	9
Myrtaceae	*Eugenia micrantha* (Kunth) DC.	50	5	3	58
	Eugenia procera (Sw.) Poir.	26	11	3	40
Nyctaginaceae	*Neea amplifolia* Donn.Sm.	1	-	-	1
Phytolaccaceae	*Petiveria alliacea* L.	-	-	3	3
Piperaceae	*Piper angustifolium* Lam.	-	11	-	11
	Piper marginatum Jacq.	-	-	1	1
Polygonaceae	*Triplaris americana* L.	9	5	5	19
	Triplaris melaenodendron (Bertol.) Standl. & Steyerm.	-	16	1	17
Primulaceae	*Cybianthus cuatrecasasii* Pipoly	-	1	-	1
	Cybianthus sp1.	-	1	-	1
Rubiaceae	*Posoqueria* sp.	7	18	-	25
	Rubiaceae sp3	-	1	-	1
Rutaceae	*Amyris pinnata* Kunth	-	1	-	1
	Zanthoxylum rhoifolium Lam.	-	1	-	1
Salicaceae	*Casearia corymbosa* Kunth	121	54	86	261
Sapindaceae	*Cupania cinerea* Poepp. & Endl.	-	7	1	8
	Cupania latifolia Kunth	8	1	3	12
	Cupania sp.	-	8	4	12
	Sapindus saponaria L.	-	4	-	4
Solanaceae	*Capsicum* sp.	2	-	-	2
	Cestrum sp.	1	-	-	1
Ulmaceae	*Ampelocera* sp.	1	-	2	3
Verbenaceae	*Petrea rugosa*	1	-	-	1
	Verbenaceae sp.	-	-	1	1
Indeterminate Sp1		-	1	-	1
Indeterminate Sp3		-	1	-	1
Indeterminate Sp6		-	-	2	2
TOTAL		454	323	276	1053

Annex I.2. Natural regeneration index -NRI- of woody species in burned forest (BF), unburned forest (UF) and forest gaps (FG).

Family	Specie	Relative Abundance (%)			Relative Frequency (%)			Relative Size class (%)			NRI (%)		
		BF	UBF	FG	BF	UBF	FG	BF	UBF	FG	BF	UBF	FG
Acanthaceae	*Aphelandra glabrata*	-	-	1,45	-	-	0,87	-	-	1,87	-	-	1,40
	Acanthaceae sp1.	1,32	-	-	1,52	-	-	1,33	-	-	1,39	-	-
	Acanthaceae sp2.	-	0,62	1,45	-	0,68	0,87	-	0,80	1,54	-	0,70	1,29
Amaranthaceae	*Amaranthaceae* sp.	0,22	-	-	0,76	-	-	0,14	-	-	0,37	-	-
Anacardiaceae	*Astronium graveolens*	9,69	9,91	4,35	4,55	3,42	2,61	8,78	8,84	4,63	7,67	7,39	3,86
Bignoniaceae	*Handroanthus chrysanthus*	-	-	0,36	-	-	0,87	-	-	0,47	-	-	0,57
	Handroanthus ochraceus	-	-	1,45	-	-	1,74	-	-	1,87	-	-	1,69
Boraginaceae	*Cordia alliodora*	12,33	2,48	9,06	15,15	5,48	12,17	12,05	2,38	9,74	13,18	3,45	10,32
	Cordia sp1.	-	2,79	1,09	-	3,42	0,87	-	2,93	0,42	-	3,05	0,79
	Cordia sp2.	-	0,31	0,36	-	0,68	0,87	-	0,40	0,14	-	0,46	0,46
Cannabaceae	*Celtis iguanaea*	-	-	1,45	-	-	2,61	-	-	1,06	-	-	1,71
	Trema micrantha	0,22	-	-	0,76	-	-	0,04	-	-	0,34	-	-
Capparaceae	*Cynophalla amplissima*	-	0,62	-	-	1,37	-	-	0,63	-	-	0,87	-
Celastraceae	*Celastraceae* sp.	-	0,31	-	-	0,68	-	-	0,40	-	-	0,46	-
Euphorbiaceae	*Acalypha diversifolia*	0,22	2,48	-	0,76	4,11	-	0,29	0,62	-	0,42	2,40	-
	Acalypha sp.	0,66	-	-	0,76	-	-	0,72	-	-	0,71	-	-
	Acalypha sp2.	0,22	-	-	0,76	-	-	0,29	-	-	0,42	-	-
	Croton schiedeanus	-	-	1,09	-	-	2,61	-	-	1,00	-	-	1,56
Lamiaceae	*Aegiphila* sp.	0,44	-	-	1,52	-	-	0,57	-	-	0,84	-	-
Lauraceae	*Nectandra* sp	-	1,24	-	-	0,68	-	-	1,59	-	-	1,17	-

Family	Specie	Relative Abundance (%)			Relative Frequency (%)			Relative Size class (%)			NRI (%)		
		BF	UBF	FG	BF	UBF	FG	BF	UBF	FG	BF	UBF	FG
	Lauraceae sp1	-	0,31	-	-	0,68	-	-	0,40	-	-	0,46	-
Lecythidaceae	*Gustavia* sp1.	-	1,86	1,09	-	1,37	0,87	-	1,75	1,40	-	1,66	1,12
	Gustavia speciosa	0,22	-	-	0,76	-	-	0,14	-	-	0,37	-	-
Leguminosae	*Albizia* sp.	2,20	8,05	7,61	3,79	6,85	2,61	2,43	9,06	7,21	2,81	7,99	5,81
	Albizia sp2.	-	1,86	2,54	-	2,05	1,74	-	2,39	1,65	-	2,10	1,97
	Calliandra sp.	-	0,93	-	-	1,37	-	-	0,87	-	-	1,06	-
	Chloroleucon mangense	0,22	-	-	0,76	-	-	0,29	-	-	0,42	-	-
	Inga sp.	-	0,62	-	-	0,68	-	-	0,80	-	-	0,70	-
	Lonchocarpus sp.	0,44	-	-	0,76	-	-	0,57	-	-	0,59	-	-
	Machaerium biovulatum	-	0,62	1,09	-	1,37	1,74	-	0,63	1,40	-	0,87	1,41
	Machaerium capote	13,66	4,95	3,62	9,85	6,16	6,96	12,88	4,91	4,27	12,13	5,34	4,95
	Machaerium goudotii	0,66	-	-	1,52	-	-	0,62	-	-	0,93	-	-
	Machaerium microphyllum	-	-	0,36	-	-	0,87	-	-	0,47	-	-	0,57
	Piptadenia sp.	0,44	-	5,07	1,52	-	2,61	0,43	-	3,93	0,80	-	3,87
	Swartzia trianae	3,96	4,33	2,90	7,58	2,74	3,48	3,19	4,12	3,42	4,91	3,73	3,26
	Leguminoseae sp2	-	-	0,36	-	-	0,87	-	-	0,47	-	-	0,57
	Leguminoseae sp3	-	-	0,72	-	-	0,87	-	-	0,53	-	-	0,71
	Leguminoseae sp4	-	2,48	2,17	-	2,74	1,74	-	2,37	2,48	-	2,53	2,13
Malpighiaceae	*Bunchonsia nitida*	0,88	0,93	1,81	3,03	0,68	2,61	0,76	1,03	1,61	1,56	0,88	2,01
	Bunchosia sp.	-	3,41	-	-	3,42	-	-	3,40	-	-	3,41	-
	Hiraea sp.	-	0,62	-	-	0,68	-	-	0,63	-	-	0,65	-
	Hiraea ternifolia	0,22	-	-	0,76	-	-	0,14	-	-	0,37	-	-
	Malpighiaceae sp2.	-	-	0,36	-	-	0,87	-	-	0,47	-	-	0,57

Family	Specie	Relative Abundance (%)			Relative Frequency (%)			Relative Size class (%)			NRI (%)		
		BF	UBF	FG	BF	UBF	FG	BF	UBF	FG	BF	UBF	FG
Malvaceae	*Byttneria* sp.	0,44	-	-	1,52	-	-	0,09	-	-	0,68	-	-
	Ceiba pentandra	-	0,31	-	-	0,68	-	-	0,40	-	-	0,46	-
	Guazuma ulmifolia	0,88	-	1,45	0,76	-	1,74	1,00	-	1,87	0,88	-	1,69
	Pseudobombax septenatum	-	-	0,36	-	-	0,87	-	-	0,47	-	-	0,57
	Malvaceae sp1.	0,22	-	-	0,76	-	-	0,04	-	-	0,34	-	-
Meliaceae	*Guarea guidonia*	-	0,93	3,26	-	1,37	4,35	-	0,87	2,74	-	1,06	3,45
	Guarea sp.	-	0,31	-	-	0,68	-	-	0,24	-	-	0,41	-
Moraceae	*Sorocea sprucei*	0,22	1,24	1,45	0,76	1,37	2,61	0,29	1,59	1,87	0,42	1,40	1,98
Myrtaceae	*Eugenia micrantha*	11,01	1,55	1,09	5,30	3,42	2,61	11,87	1,34	1,08	9,40	2,10	1,59
	Eugenia procera	5,73	3,41	1,09	4,55	6,85	2,61	6,53	3,09	0,75	5,60	4,45	1,48
Nyctaginaceae	*Neea amplifolia*	0,22	-	-	0,76	-	-	0,04	-	-	0,34	-	-
Phytolaccaceae	*Petiveria alliacea*	-	-	1,09	-	-	0,87	-	-	1,40	-	-	1,12
Piperaceae	*Piper angustifolium*	-	3,41	-	-	2,74	-	-	2,78	-	-	2,97	-
	Piper marginatum	-	-	0,36	-	-	0,87	-	-	0,47	-	-	0,57
Polygonaceae	*Triplaris americana*	1,98	1,55	1,81	2,27	1,37	2,61	2,15	1,35	2,34	2,13	1,42	2,25
	Triplaris melaenodendron	-	4,95	0,36	-	2,05	0,87	-	4,91	0,47	-	3,97	0,57
Primulaceae	*Cybianthus cuatrecasasii*	-	0,31	-	-	0,68	-	-	0,40	-	-	0,46	-
	Cybianthus sp1.	-	0,31	-	-	0,68	-	-	0,24	-	-	0,41	-
Rubiaceae	*Posoqueria* sp.	1,54	5,57	-	3,03	4,11	-	1,52	6,52	-	2,03	5,40	-
	Rubiaceae sp3	-	0,31	-	-	0,68	-	-	0,40	-	-	0,46	-
Rutaceae	*Amyris pinnata*	-	0,31	-	-	0,68	-	-	0,40	-	-	0,46	-
	Zanthoxylum rhoifolium	-	0,31	-	-	0,68	-	-	0,24	-	-	0,41	-
Salicaceae	*Casearia corymbosa*	26,65	16,72	31,16	16,67	11,64	18,26	27,98	17,47	29,80	23,77	15,28	26,41

Family	Specie	Relative Abundance (%)			Relative Frequency (%)			Relative Size class (%)			NRI (%)		
		BF	**UBF**	**FG**	**BF**	**UBF**	**FG**	**BF**	**UBF**	**FG**	**BF**	**UBF**	**FG**
Sapindaceae	*Cupania cinerea*	-	2,17	0,36	-	2,74	0,87	-	2,63	0,47	-	2,51	0,57
	Cupania latifolia	1,76	0,31	1,09	3,03	0,68	2,61	1,91	0,40	1,00	2,23	0,46	1,56
	Cupania sp.	-	2,48	1,45	-	3,42	1,74	-	2,06	1,87	-	2,65	1,69
	Sapindus saponaria	-	1,24	-	-	0,68	-	-	1,27	-	-	1,07	-
Solanaceae	*Capsicum* sp.	0,44	-	-	1,52	-	-	0,19	-	-	0,71	-	-
	Cestrum sp.	0,22	-	-	0,76	-	-	0,14	-	-	0,37	-	-
Ulmaceae	*Ampelocera* sp.	0,22	-	0,72	0,76	-	0,87	0,29	-	0,61	0,42	-	0,73
Verbenaceae	*Petrea rugosa*	0,22	-	-	0,76	-	-	0,29	-	-	0,42	-	-
	Verbenaceae sp.	-	-	0,36	-	-	0,87	-	-	0,47	-	-	0,57
Indeterminate Sp1		-	0,31	-	-	0,68	-	-	0,24	-	-	0,41	-
Indeterminate Sp3		-	0,31	-	-	0,68	-	-	0,24	-	-	0,41	-
Indeterminate Sp6		-	-	0,72	-	-	0,87	-	-	0,28	-	-	0,63
TOTAL							100						

Anexo II.1. Composición florística y abundancia de individuos por especie durante cada medición.

Familia	Especie	Abundancia		
		18 meses	21 meses	24 meses
Acanthaceae	*Aphelandra glabrata* Willd. ex Nees	5	5	5
Amaranthaceae	*Amaranthaceae* sp.	1	1	1
Anacardiaceae	*Astronium graveolens* Jacq.	43	44	39
Bignoniaceae	*Handroanthus ochraceus* (Cham.) Mattos	0	2	4
Boraginaceae	*Cordia alliodora* (Ruiz & Pav.) Oken.	49	55	54
Euphorbiaceae	*Acalypha diversifolia* Jacq.	3	2	2
	Acalypha sp.	2	0	0
Lamiaceae	*Aegiphila* sp.	2	2	2
Lecythidaceae	*Gustavia speciosa* (Kunth) DC.	0	0	1
	Gustavia sp.	1	1	1
Leguminosae	*Albizia* sp.	10	12	13
	Chloroleucon mangense (Jacq.) Britton & Rose	1	1	2
	Lonchocarpus sp.	2	2	2
	Machaerium capote Triana ex Dugand	60	60	60
	Machaerium goudotii Benth.	2	2	2
	Piptadenia sp.	2	2	2
	Swartzia trianae Benth.	14	16	15
Malpighiaceae	*Bunchonsia nitida* (Jacq.) DC.	3	3	3
	Hiraea ternifolia (Kunth) A.Juss.	1	0	0
Malvaceae	*Guazuma ulmifolia* Lam.	4	4	3
Moraceae	*Sorocea sprucei* (Baill.) J.F. Macbr.	1	1	1
Myrtaceae	*Eugenia micrantha* (Kunth) DC.	47	47	51
	Eugenia procera (Sw.) Poir.	24	24	25
Polygonaceae	*Triplaris americana* L.	9	10	10
	Triplaris sp.	0	0	3
Rubiaceae	*Posoqueria* sp.	5	5	7
Salicaceae	*Casearia corymbosa* Kunth	110	111	116
Sapindaceae	*Cupania latifolia* Kunth	7	7	8
Solanaceae	*Solanum* sp1.	1	1	1
	Solanaceae sp	1	1	1
	Capsicum sp.	0	0	1
	Cestrum sp.	0	1	1
Ulmaceae	*Ampelocera* sp.	1	1	1
Verbenaceae	*Petrea rugosa* Kunth	1	1	1
	TOTAL	412	424	438

Anexo II.2. Incremento medio mensual en diámetro y altura, para las especies que sobrevivieron dos años después del incendio.

Familia	Especie	IMM en diámetro (mm/mes)		IMM en altura (cm/mes)	
		21 meses	24 meses	21 meses	24 meses
Acanthaceae	*Aphelandra glabrata*	0,313	0,132	2,200	1,067
Amaranthaceae	*Amaranthaceae sp.*	0,317	1,263	3,000	0,333
Anacardiaceae	*Astronium graveolens*	0,341	0,176	3,793	1,063
Boraginaceae	*Cordia alliodora*	0,227	0,230	2,695	0,652
Euphorbiaceae	*Acalypha diversifolia*	0,102	0,195	1,000	0,833
Lamiaceae	*Aegiphila sp.*	0,085	0,130	2,500	1,167
Lecythidaceae	*Gustavia speciosa*	0,177	0,250	0,333	0,333
Leguminosae	*Albizia sp.*	0,312	0,163	4,963	2,296
	Chloroleucon mangense	0,297	0,603	8,333	0,667
	Lonchocarpus sp.	0,380	0,188	4,833	1,500
	Machaerium capote	0,238	0,191	2,147	0,927
	Machaerium goudotii	0,080	0,037	0,833	1,667
	Piptadenia sp.	0,550	0,117	6,000	0,667
	Swartzia trianae	0,162	0,207	1,051	0,949
Malpighiaceae	*Bunchonsia nitida*	0,287	0,191	5,778	1,556
Malvaceae	*Guazuma ulmifolia*	0,258	0,118	1,222	0,778
Moraceae	*Sorocea sprucei*	0,317	0,297	4,667	0,667
Myrtaceae	*Eugenia micrantha*	0,255	0,177	2,207	2,778
	Eugenia procera	0,171	0,176	2,292	2,792
Polygonaceae	*Triplaris americana*	0,359	0,140	3,259	1,556
Rubiaceae	*Posoqueria sp.*	0,208	0,135	2,467	1,800
Salicaceae	*Casearia corymbosa*	0,245	0,214	2,778	1,043
Sapindaceae	*Cupania latifolia*	0,464	0,160	2,476	2,476
Solanaceae	*Capsicum sp.*	0,290	0,033	0,333	0,333
	Cestrum sp.	0,017	0,110	0,333	0,000
Ulmaceae	*Ampelocera sp.*	0,343	0,290	4,000	4,333
Verbenaceae	*Petrea rugosa*	0,230	0,167	1,333	1,000