



## RESILIENCIA DE BOSQUES DE *PINUS CARIBAEA* AFECTADOS POR DISTINTAS SEVERIDADES DE FUEGO RESILIENCE OF *PINUS CARIBAEA* FORESTS AFFECTED BY DIFFERENT FIRE SEVERITIES

BEATRIZ RODRÍGUEZ ALFARO<sup>1</sup>, ISOEL URRUTIA HERNÁNDEZ<sup>2</sup>, MEIYELY ARTEAGA NUÑEZ<sup>1</sup>,  
MARITZA PALOMINO PEÑA<sup>3</sup>, YOESLIN URRUTIA HERNÁNDEZ<sup>2</sup>, JOSÉ REINALDO DÍAZ RIVERA<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Unidad Científico Tecnológica de Base Estación Experimental Agro-Forestal Viñales, Pinar del Río, Cuba.

<sup>2</sup>Universidad de Pinar del Río "Hermanos Saiz Montes de Oca", Pinar del Río, Cuba.

<sup>3</sup>Universidad de Holguín, Holguín, Cuba.

\*Autor para la correspondencia: [beatriz@vinales.inaf.minag.cu](mailto:beatriz@vinales.inaf.minag.cu)

### RESUMEN

La resiliencia de los bosques de *Pinus caribaea* ante incendios es crucial para su conservación en escenarios de cambio climático, donde la frecuencia e intensidad de estos eventos aumentan. Este estudio evaluó los cambios en riqueza, abundancia y composición florística en un gradiente de severidad de fuego (alta, media, baja) y un bosque no quemado (BNQ) en Pinar del Río, Cuba. Un año después del incendio (abril 2019), se establecieron parcelas de 100 m<sup>2</sup> en cada severidad (n = 20) para registrar plantas vasculares (altura ≥5 cm). Se analizaron riqueza, abundancia, diversidad (índices de Shannon-Weaver, Margalef) y composición mediante ANOVA y análisis de similitud. Los resultados mostraron que la riqueza y abundancia disminuyeron significativamente con la severidad: BNQ y baja severidad (BS) presentaron mayor riqueza (38 y 37 especies) y abundancia (954 y 817 individuos), mientras que alta severidad (AS) tuvo solo 12 especies y 190 individuos. Las especies con capacidad de rebrote (ej. *Andropogon bicornis*, *Sorghastrum stipoides*) dominaron en AS, mientras que las sensibles al fuego (ej. *Blechnum serrulatum*) persistieron en BNQ y BS. La similitud florística fue mayor entre BNQ-BS (81.5%) y AS-MS (61.5%). Se concluye que incendios severos reducen la diversidad y alteran la composición florística, favoreciendo especies adaptadas al fuego, lo que podría comprometer la recuperación del bosque sin intervenciones de manejo.

**Palabras clave:** rebrote, diversidad, perturbación, micorrizas, rizomas

### INTRODUCCIÓN

Las perturbaciones generadas por procesos naturales o actividades humanas se encuentran entre los factores más importantes que influyen en las comunidades ecológicas (Zhang et al., 2014). En escenarios de cambio global, la frecuencia y severidad de perturbaciones como los incendios forestales pueden alterarse drásticamente, lo que genera un

### ABSTRACT

The resilience of *Pinus caribaea* forests to fire is crucial for their conservation under climate change scenarios, where the frequency and intensity of these events are increasing. This study evaluated changes in richness, abundance, and floristic composition across a fire severity gradient (high, medium, low) and an unburned forest (UNF) in Pinar del Río, Cuba. One year after the fire (April 2019), 100 m<sup>2</sup> plots were established at each severity level (n = 20) to record vascular plants (height ≥5 cm). Richness, abundance, diversity (Shannon-Weaver and Margalef indices), and composition were analyzed using ANOVA and similarity analysis. The results showed that richness and abundance decreased significantly with severity: BNQ and low severity (LS) had higher richness (38 and 37 species) and abundance (954 and 817 individuals), while high severity (HS) had only 12 species and 190 individuals. Resprouting species (e.g., *Andropogon bicornis*, *Sorghastrum stipoides*) dominated in LS, while fire-sensitive species (e.g., *Blechnum serrulatum*) persisted in BNQ and LS. Floristic similarity was greatest between BNQ-LS (81.5%) and LS-MS (61.5%). It is concluded that severe fires reduce diversity and alter floristic composition, favoring fire-adapted species, which could compromise forest recovery without management interventions.

**Keywords:** regrowth, diversity, disturbance, mycorrhizae, rhizomes

impacto negativo en la biodiversidad (Flannigan et al., 2000). Este fenómeno podría traducirse en un incremento en la ocurrencia e intensidad de incendios forestales (González et al., 2011). Los incendios no solo causan la pérdida inmediata de flora y fauna, sino que también desencadenan otros efectos posteriores. Entre estos destacan el ramoneo de rebrotes vegetales (Echeverría et al., 2007), el daño por pisoteo de ganado (Echeverría et al., 2007),

Recibido: 23/8/2020

Aceptado: 12/9/2020

**Conflictos de interés:** Los autores declaran no existir conflictos de intereses.



Este artículo se encuentra bajo los términos de la licencia Creative Commons Attribution-NonCommercial (CC BY-NC 4.0). <https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>



la llegada de propágulos de especies exóticas invasoras (Zamorano-Elgueta et al., 2012) el incremento en la llegada de propágulos de especies exóticas invasoras (Pauchard & Alaback, 2004) y cambios en la composición vegetal (Fuentes-Ramírez et al., 2011). Estos procesos pueden alterar significativamente la estructura y dinámica de los ecosistemas afectados.

Aunque la vegetación de los bosques tropicales presenta adaptaciones al fuego (Urrutia et al., 2020), en ecosistemas de pinares dominados por *Pinus tropicalis* y *Pinus caribaea*, los incendios han sido un factor clave en su dinámica (González et al., 2005). Sin embargo, las alteraciones en el régimen de fuego, principalmente por actividades humanas, han aumentado su frecuencia y severidad en décadas recientes (González & Veblen, 2006). Esto representa una amenaza para la estabilidad de estos bosques.

La respuesta post-fuego del bosque suele incluir la colonización rápida de especies adaptadas, cuya regeneración depende de la severidad y frecuencia de los incendios. En el caso de *Pinus caribaea*, su establecimiento es más lento y disperso (Urrutia et al., 2020). No obstante, se desconoce cómo responden otras especies del sotobosque, como arbustos leñosos bajos y hierbas anuales o perennes. Esta falta de información limita la comprensión de la recuperación integral del ecosistema.

Conocer la respuesta inicial de toda la comunidad vegetal ante incendios de diferente severidad es fundamental para diseñar estrategias de conservación y restauración. Los bosques de *P. caribaea* en Pinar del Río constituyen un patrimonio natural con alto valor ecológico y social. Pese a su importancia y protección legal, enfrentan riesgos de degradación por tala, sobreexplotación e impactos de incendios forestales.

Además, estos bosques experimentan procesos recientes de invasión por especies florísticas en distintas severidades de fuego (Urrutia et al., 2020). Muchas especies asociadas al bosque podrían incrementar la frecuencia de incendios de baja intensidad, lo que genera cambios irreversibles en la composición y estructura vegetal. Por ello, es urgente evaluar estos fenómenos para implementar medidas de manejo adecuadas.

El objetivo de este estudio es determinar los cambios a corto plazo en riqueza, abundancia y composición florística a lo largo de un gradiente de severidad de fuego. Se compararán áreas no afectadas con zonas quemadas de manera severa en un bosque de *P. caribaea*. Además, se identificarán las especies de plantas vasculares más relevantes en la regeneración inicial post-fuego.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Localización del experimento

El experimento se ubicó en poblaciones de *Pinus caribaea* var. *caribaea* en la Unidad Silvícola Los Jazmines,

perteneciente a la Empresa Agroforestal La Palma, Pinar del Río. El área de estudio fue afectada por un incendio forestal ocurrido el 2 de abril de 2019, el cual impactó una superficie de 35 ha.

La vegetación dominante corresponde a *Pinus caribaea* Morelet var. *caribaea*, clasificada en la etapa de desarrollo de latizal alto, con una altura promedio de 14 m y un diámetro de 16,5 cm. Un aspecto relevante es la altura del fuste limpio que presentan los árboles, factor que influye en la propagación del fuego y en su capacidad para sobrevivir a incendios superficiales de baja intensidad.

Florísticamente, el bosque se estructura en tres estratos. El estrato arbóreo está compuesto por *P. tropicalis* y *P. caribaea*. El estrato arbustivo incluye especies como *Byrsonima crassifolia* (L.) HBK, *Tetragigia coriácea* (Mill) Cog., *Roigella correifolia* (Griseb.) Borhidi & Fernández, *Clusia rosea* Jacq, *Xylopia aromatica* (Lam.) Mait. y *Matayba apetala* (Maca.) Radlk. El estrato herbáceo está dominado por *Sorghastrum stipoides* HBK Nash, *Odontosoria wrightiana* Maxon, *Andropogon bicornis* L. y *Cyathea arborea* Smith. Además, se observaron lianas y epífitas distribuidas en el área.

### Descripción del incendio

Una vez controlado el incendio, se determinaron tres niveles de severidad del fuego: alta, media y baja. Las áreas de alta severidad presentaron un índice NBR >0,66, mientras que las de media severidad oscilaron entre 0,6 y 0,35, y las de baja severidad entre 0,35 y 0,1 (Mora & Crisóstomo, 2016). Esta clasificación se corroboró en campo según los criterios de Hernández et al. (2015).

El nivel de alta severidad (AS) se caracterizó por un daño completo en los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo, con árboles completamente quemados desde las raíces hasta las copas. La vegetación del sotobosque fue eliminada en su totalidad, y se observó una capa densa de cenizas en el suelo, con profundidades de hasta 30 cm. También se registraron agujeros en el suelo debido a la carbonización de tocones por incendios subterráneos.

En el nivel de media severidad (MS), el fuego afectó parcialmente las copas de los árboles y el sotobosque. Las cenizas se depositaron de manera dispersa en el suelo, sin evidencias de incendios subterráneos ni eliminación de tocones. Por otro lado, el nivel de baja severidad (BS) mostró un daño mínimo en las copas, con solo algunas ramas quemadas y abundante follaje verde. El sotobosque permaneció intacto, sin cenizas ni rastros de fuego subterráneo.

Como área de referencia, se utilizó un bosque adyacente no afectado por el incendio (NBR <0,1), denominado bosque no quemado (BNQ). Esta zona se ubicó a aproximadamente 800 m de las áreas impactadas. El diseño de muestreo aseguró que las variables del sitio fueran comparables a lo largo del gradiente de severidad del fuego.

### Recolección de datos

La recolección de datos se realizó un año después del incendio. Se llevó a cabo un levantamiento florístico de toda la vegetación presente en los tres niveles de severidad (AS, MS, BS), que incluye el BNQ, y se consideraron todas las plantas establecidas a partir de semillas o rebrotes. En cada nivel de severidad de fuego se establecieron aleatoriamente cinco parcelas de muestreo permanente de 100 m<sup>2</sup> (10 × 10 m; N = 20).

En cada parcela se registraron todas las especies de plantas vasculares, que abarcan los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo. Para cada especie se determinó su abundancia total mediante el conteo de individuos con una altura ≥ 5 cm. Cuando los brotes de una misma especie se encontraban a menos de 5 cm de distancia, se registraron como un único individuo. Cada individuo registrado recibió un código de identificación y se marcó con una etiqueta metálica permanente para facilitar su monitoreo a lo largo del tiempo.

### Evaluación de los efectos del fuego sobre la vegetación

Para evaluar los efectos del fuego sobre la vegetación se analizaron varios parámetros ecológicos: riqueza florística, modelo de abundancia e índice de diversidad (Shannon-Weaver). Además, se clasificaron los tipos biológicos según la clave de [Ellenberg & Mueller \(1967\)](#), según la clave de [Ellenberg & Mueller \(1967\)](#), y se consideraron las estrategias reproductivas (propagación por semillas, rebrotes o ambas).

Los estratos de vegetación se definieron según [Álvarez & Varona \(2006\)](#): herbáceo (0,1-1 m), arbustivo (1,1-5 m) y arbóreo (>5 m). Esta clasificación permitió una evaluación más precisa de la respuesta de la vegetación a los diferentes niveles de severidad del fuego.

### Evaluación de la diversidad florística

El tamaño de la muestra se determinó mediante el método de curva especie, con 48 parcelas temporales de 6 × 6 m (36 m<sup>2</sup>) distribuidas en tres parcelas de 10 000 m<sup>2</sup> en áreas afectadas por diferentes severidades de fuego y en el bosque de referencia. Cada parcela se subdividió en subparcelas de 1 × 1 m para un muestreo más detallado.

En cada unidad muestreada se identificaron y cuantificaron todos los individuos de plantas vasculares. Para la identificación taxonómica se consultó a especialistas y se utilizaron los tomos de la flora de Cuba ([Alain & León, 1964](#); [Alain, 1974](#)).

Se monitoreó el hábito de crecimiento de cada especie y se determinó su cobertura antes y después de las quemas prescritas. Con estos datos se elaboraron listados florísticos que permitieron calcular los índices de diversidad de Margalef, Shannon-Weaver y Berger-Parker, según las ecuaciones descritas en [Moreno \(2000\)](#).

$$D_{Mg} = \left( \frac{S-1}{\ln N} \right)$$

Donde:

$D_{Mg}$ - Índice de Margalef

$S$ - Número de especies

$N$ - Número total de individuos

$$H' = - \sum p_i * \ln p_i$$

Donde:

$H'$ - Índice de Shannon - Weaver

$p_i = N_i / N$ - Valor de importancia (número de individuos de la  $n$ -ésima especie entre el número total de individuos).

$N_i$ - Número de individuos de la especie.  $N$  - Número total de individuos de la muestra.

$$D = \frac{N_{max}}{N}$$

Donde:

$D$ - Índice de Berger - Parker.

$N_{max}$ - Número de individuos de la especie más abundante.

$N$ - Número de individuos.

Para determinar los diferentes índices de diversidad de especies, se utilizó el Programa BioDiversity Professional Ver. 2. 19.

Con los datos de vegetación colectados en el terreno se elaboró un listado florístico en el cual se detalla el nombre científico de la especie, su autor, familia, frecuencia relativa y su presencia en cada nivel de severidad de fuego ([Anexo 1](#)).

### Análisis de datos

Para comparar la riqueza de especies, se estudió el efecto de la severidad del fuego en la abundancia de plantas mediante un análisis de varianza (ANOVA) de una vía. Este análisis incluyó un test de Tukey *a posteriori* para determinar diferencias significativas en la abundancia media entre cada nivel de severidad (con  $\alpha = 0,05$ ). Tanto el análisis de riqueza de especies como el de abundancia se ejecutaron en el software estadístico SPSS versión 22.

Con el objetivo de comparar la composición florística entre los distintos niveles de severidad de fuego, se realizó un análisis de similitud. Este análisis utilizó el nivel de severidad de fuego como factor predictor y permitió establecer comparaciones pareadas entre los grupos (BNQ, BS, MS y AS). Además, determinó diferencias estadísticas en la composición florística mediante una matriz de correlación de Spearman.

La matriz de correlación de Spearman se calculó a partir de los datos de riqueza y abundancia de las especies registradas en cada parcela de muestreo. Este método permitió cuantificar la proporción de semejanza y disimilitud florística entre los grupos con diferencias significativas. Asimismo, identificó las especies responsables de la diferenciación según su nivel de severidad, basándose en su porcentaje de contribución.

## RESULTADOS

Se identificó un total de 45 especies de plantas vasculares en todo el gradiente de severidad de fuego. Estas especies pertenecen a 45 géneros y 30 familias (ver listado florístico completo en **Anexo 1**). La mayor riqueza se concentró en BNQ y BS, con 38 y 37 especies respectivamente, mientras que MS registró 20 especies y AS solo 12.

Las diferencias estadísticamente significativas en la riqueza total de especies se observaron entre BNQ - MS ( $\Delta= 18$  especies;  $p=0,001$ ), BNQ - AS ( $\Delta= 26$  especies;  $p=0,001$ ), BS - MS ( $\Delta= 17$  especies;  $p= 0,001$ ) y BS - AS ( $\Delta= 19$  especies;  $p= 0,001$ ). Sin embargo, no hubo diferencias significativas entre BNQ - BS ni entre MS - AS (**Tabla 1**; **Figura 1**). Cabe destacar que las zonas BNQ y BS presentaron la mayor riqueza y abundancia, con 954 y 817 individuos respectivamente (**Anexo 1**).

Un año después del incendio en la Reserva Nacional del Parque Nacional Viñales, los sitios más afectados por el fuego (AS y MS) mostraron una riqueza de especies considerablemente menor en comparación con las áreas menos afectadas (BS) y el bosque no quemado (BNQ). Además, la composición florística varió entre sitios según la severidad del fuego. Estos resultados respaldan nuestra primera hipótesis, la cual plantea que el fuego es un factor determinante en la composición de especies vegetales en bosques de *Pinus caribaea* en la Zona Norte del Parque Nacional Viñales.

La baja riqueza de especies post-incendio en las zonas de alta y media severidad pudo deberse a la intensidad del fuego, que quemó por completo el sotobosque y los árboles dominantes (*P. caribaea*). Las especies que lograron regenerarse en estas áreas fueron aquellas con sistemas radiculares no dañados y alta capacidad de rebrote vegetativo, una estrategia adaptativa clave en condiciones de fuego (**González et al., 2010**). Entre estas especies destacan *Sorghastrum stipoides* HBK Nash y *Andropogon bicornis* L.

Por otro lado, la riqueza total de especies en zonas de baja severidad (BS) fue muy similar a la del bosque adyacente no quemado. Estos hallazgos coinciden con estudios previos sobre el efecto de la severidad del fuego en ecosistemas forestales. En general, se confirma que la riqueza de especies disminuye conforme aumenta la severidad del fuego (**Morgan et al., 2015**; **Blair et al., 2016**).

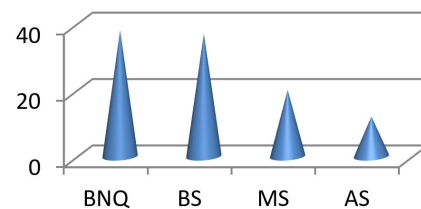
La abundancia media de plantas vasculares a escala de parcela (36 m<sup>2</sup>) fue más de cinco veces mayor en BNQ (954 individuos) que en AS (190 individuos). Además, esta abundancia resultó tres veces mayor en BNQ que en MS (315 individuos) y casi el doble que en BS (517 individuos; **Figura 2**). No se detectaron diferencias significativas en la abundancia media de individuos entre AS y MS (**Figura 2**).

La abundancia total acumulada en todas las parcelas de muestreo alcanzó un total de 1976 especies. Según (**Hoffmann & Moreira, 2002**), los incendios severos pueden

**Tabla 1.** Riqueza y abundancia total acumulada en todas las parcelas de muestreo para cada nivel de severidad. BNQ: bosque no quemado, BS: baja severidad, MS: media severidad, AS: alta severidad. Note que las distintas letras indican diferencias estadísticamente significativas para la riqueza de especies mediante un test de randomización con 999 permutaciones y  $\alpha= 0,05$ .

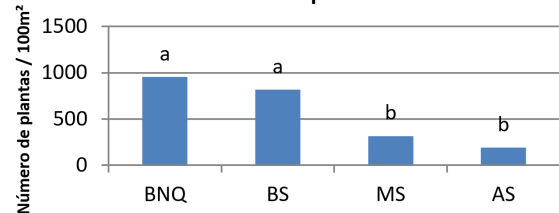
	Riqueza	Abundancia
BNQ	24,9a	1,36a
BS	21,9a	1,23a
MS	15,4b	1,05b
AS	11,2b	0,83b

### Riqueza de Especies



**Figura 1.** Riqueza de especies registrada en cada nivel de severidad de fuego. BNQ: bosque no quemado, BS: baja severidad, MS: media severidad, AS: alta severidad.

### Abundancia media de plantas vasculares



**Figura 2.** Abundancia media de plantas vasculares por parcela (100 m<sup>2</sup>) según severidad del fuego. BNQ: bosque no quemado, BS: baja severidad, MS: media severidad y AS: alta severidad. Note que diferentes letras indican diferencias estadísticamente significativas para  $\alpha= 0,05$  en la abundancia media de plantas vasculares calculada con la prueba de Tukey.

suprimir progresivamente las especies más sensibles al fuego. Este efecto puede generar una disminución sostenida de la abundancia y riqueza de especies, lo que eventualmente deriva en un bosque menos diverso y más simplificado (**Eskuche, 2002**).

En cuanto a los cambios en la composición de especies en zonas afectadas por distinta severidad de fuego, el estudio registró que 15 y 26 especies fueron excluidas en áreas de AS y MS, respectivamente. Esta reducción supera el 50% de la riqueza en comparación con los bosques no quemados (BNQ). Entre las especies temporalmente excluidas de áreas de alta severidad se encuentran *Blechnum serrulatum* (A. Rich),

*Bourreria succulenta* Jacq, *Cassytha filiformis* L., *Eugenia faramoides* Sw, *Laciasis divaricata* (L.) Hitch, *Mimosa pudica* L., *Phyllanthus junceus* Mucll. Ang, *Thillandsia habanensis* L. y *Xilopia aromatica* (Lam.) Mait.

Estas especies carecen de respuestas adaptativas a incendios severos, como la capacidad de rebrote o germinación post-fuego, lo que limita su establecimiento después de un evento de alta severidad. Una reducción tan marcada en la riqueza de especies puede conducir a una simplificación de la comunidad vegetal. Asimismo, representa una amenaza para la diversidad biológica en los bosques de *P. caribaea*.

Como especies comunes en todo el gradiente de fuego, es decir, aquellas que se presentaron en los cuatro niveles de severidad, se identificaron *Amaioua corymbosa* HBK, *Andropogon bicornis* L., *Brya microphylla* Bisse, *Byrsonima crassifolia* L. H.B.K, *Clusia rosea* Jacq, *Davilla rugosa* Poir, *Cyathea arborea* Smith, *Matayba apetala* (Maca) Radlk, *Paspalum virgatum* L., *Roigella correifolia* (Griseb.) Borhidi & Fernández, *Sorghastrum stipoides* HBK Nash y *Tetragia coreacea* (Mill) Cogn. Estas especies demostraron una amplia distribución a lo largo de los distintos niveles de severidad evaluados.

Entre las especies únicas registradas en los niveles BNQ y BS, se encontraron *Blechnum serrulatum* (A. Rich), *Bourreria succulenta* Jacq, *Cassytha filiformis* L., *Eugenia faramoides* Sw, *Laciasis divaricata* L., Hitch, *Mimosa pudica* L., *Phyllanthus junceus* Mucll. Ang, *Thillandsia habanensis* L. y *Xilopia aromatica* (Lam.) Mait. Estas especies no toleran las altas severidades del fuego, por lo que desaparecen en condiciones de mayor intensidad. Sin embargo, su presencia

en niveles de menor severidad indica una preferencia por ambientes menos perturbados.

Por otro lado, se observaron especies con mecanismos y adaptaciones que les permiten restablecerse después del fuego. Entre estas se destacan *Andropogon bicornis* L., *Amaioua corymbosa* HBK, *Brya microphylla* Bisse, *Byrsonima crassifolia* (L.) H. B, *Cassia diphylla* L., *Clidemia hirta* (L.) D.Don, *Clusia rosea* Jacq, *Davilla rugosa* Poir, *Cyathea arborea* Smith, *Matayba apetala* (Maca) Radlk, *Paspalum virgatum* L., *Roigella correifolia* (Griseb.) Borhidi & Fernández, *Phania matricarioides* (Less) Griseb, *Smilax havanensis* Jacq, *Sorghastrum stipoides* HBK Nash, *Tetragia coreacea* (Mill) Cogn y *Waltheria americana* L. Estas especies aprovechan las condiciones posteriores al fuego para recolonizar el área.

Cabe resaltar que no se registraron especies únicas para el nivel MS. Al comparar los grupos entre los distintos niveles de severidad, los análisis pareados de riqueza de especies mostraron diferencias significativas entre BNQ y MS, BNQ y AS, BS y MS, y BS y AS. La mayor similitud florística se observó entre BNQ y BS, con un 81,5 %. Le siguió la similitud entre MS y AS, con un 61,5 %, lo que indica una correlación florística significativa entre estos niveles (Tabla 2).

Las comparaciones intergrupales entre los niveles de severidad, así como las comparaciones pareadas para las abundancias de especies, mostraron diferencias significativas entre BNQ y MS, BNQ y AS, BS y MS, y BS y AS. La mayor similitud florística se registró entre BNQ y BS, con un 85,7 %. Le siguieron MS y AS, con un 68,2 %, lo que indica una correlación florística significativa entre estos grupos (Tabla 3).

**Tabla 2.** Análisis de correlación florística con comparaciones pareadas entre todos los niveles de severidad de fuego estudiados para la riqueza de especies BNQ: bosque no quemado, BS: baja severidad, MS: media severidad, AS: alta severidad.

Correlaciones			Margaleff	BNQ	BS	MS	AS
Rho de Spearman	Margaleff BNQ	Coefficiente de correlación		1,000	,815**	,250	-,023
		Sig. (bilateral)		.	,000	,369	,934
		N		15	15	15	15
	Margaleff BS	Coefficiente de correlación		,815**	1,000	,271	,050
		Sig. (bilateral)		,000	.	,328	,859
		N		15	15	15	15
	Margaleff MS	Coefficiente de correlación		,250	,271	1,000	,615**
		Sig. (bilateral)		,369	,328	.	,327
		N		15	15	15	15
Margaleff AS	Coefficiente de correlación		-,023	,050	,615**	1,000	
	Sig. (bilateral)		,934	,859	,327	.	
	N		15	15	15	15	

\*\* La correlación es significativa en el nivel 0,01 (2 colas).

**Tabla 3.** Análisis de correlación florística con comparaciones pareadas entre todos los niveles de severidad de fuego estudiados para la abundancia de especies. BNQ: bosque no quemado, BS: baja severidad, MS: media severidad, AS: alta severidad.

Correlaciones			Shannon	BNQ	BS	MS	AS
Rho de Spearman	Shannon BNQ	Coefficiente de correlación		1,000	,857**	,182	,132
		Sig. (bilateral)			,008	,516	,639
		N		15	15	15	15
	Shannon BS	Coefficiente de correlación		,857**	1,000	,407	,014
		Sig. (bilateral)		,008	.	,132	,960
		N		15	15	15	15
	Shannon MS	Coefficiente de correlación		,182	,407	1,000	,682**
		Sig. (bilateral)		,516	,132	.	,005
		N		15	15	15	15
	Shannon AS	Coefficiente de correlación		,132	,014	,682**	1,000
		Sig. (bilateral)		,639	,960	,005	.
		N		15	15	15	15

\*\* . La correlación es significativa en el nivel 0,01 (2 colas).

La presencia del fuego puede alterar la composición de especies de la comunidad vegetal, lo que favorece el establecimiento de hierbas anuales (Chuong et al., 2016). Este fenómeno reduce la carga de combustible e incrementa la probabilidad de incendios de baja severidad. A su vez, dichas condiciones promueven la permanencia de hierbas invasoras (Raffaele et al., 2011).

No es posible descartar que las zonas expuestas a baja severidad ya presentarían una alta proporción de hierbas antes del incendio. Estas especies, en general, contribuyen con una baja carga de combustible, lo que pudo influir en que el fuego fuera menos severo en comparación con otras áreas del estudio. Además, algunas especies nativas mostraron una notable capacidad de rebrote en zonas afectadas por fuego severo (AS).

Entre las especies que rebrotaron en abundancia en áreas de alta severidad destacan *Amaioua corymbosa* HBK, *Brya microphylla* Bisse, *Byrsonima crassifolia* (L.) H.B, *Cassia diphylla* L., *Clidemia hirta* (L.) D.Don, *Clusia rosea* Jacq, *Davilla rugosa* Poir, *Cyathea arborea* Smith, *Matayba apetala* (Maca) Radlk, *Paspalum virgatum* L., *Roigella correifolia* (Griseb.) Borhidi & Fernández, *Phania matricarioides* (Less) Griseb, *Smilax havanensis* Jacq, *Tetragigia coreacea* (Mill) Cogn y *Waltheria americana* L.

Los representantes de la familia Poaceae se caracterizan por poseer un sistema de rizomas, lo que facilita su aparición en las etapas sucesionales posteriores al fuego. Ejemplos de esto son *Adropogon bicornis* L. y *Sorghastrum stipoides* HBK Nash, ya que, según (González et al., 2010), las plantas con

rizomas presentan mecanismos de resistencia y adaptación a altas intensidades de fuego. De manera similar, el rebrote vegetativo de *Tetragigia coreacea* (Mill) Cogn responde a características propias de su forma de vida, que le confieren alta capacidad de recuperación tras eventos de pérdida de biomasa aérea, como los incendios.

Para la especie *P. caribaea* se ha documentado la presencia de simbiosis con micorrizas. Esta asociación podría favorecer una rápida colonización mediante regeneración natural en áreas afectadas por incendios (Godoy et al., 1994). Además, al tratarse de una planta de hábito geófito, el fuego estimula su crecimiento y floración después del disturbio (Lamont & Downes, 2011).

Las especies con alta capacidad de rebrote, como las mencionadas anteriormente, presentan ventajas para establecerse después de incendios severos en bosques de *P. caribaea* (González et al., 2010). Aunque el área de estudio sufrió un incendio de gran magnitud, este tipo de eventos serán cada vez más frecuentes e intensos si no se implementan medidas adecuadas de manejo en los ecosistemas de pinares de la Provincia (Urrutia et al., 2020). Estos bosques registran la mayor incidencia y ocurrencia de incendios forestales en la región.

Los incendios sucesivos pueden promover el establecimiento de especies exóticas, incluso en ecosistemas donde las especies nativas están adaptadas a incendios naturales (Zouhar, 2008). A pesar de que los bosques de *Pinus* nativos suelen responder favorablemente al fuego, en dependencia de su frecuencia e intensidad

(Molina et al., 2017), pueden verse gravemente afectados. En casos extremos, podrían experimentar desplazamiento o extinciones locales (Brooks et al., 2004).

Nuestros resultados demuestran que la abundancia de *P. caribaea*, especie arbórea predominante, puede disminuir drásticamente después de incendios severos. También se observa que muchas especies presentan dificultades para recuperarse tras incendios de alta severidad, ya que requieren una fuente de semillas cercana y un estrato arbóreo que facilite su establecimiento (González et al., 2006). La reducción en la abundancia de estas especies dominantes podría alterar la estructura del bosque y aumentar su vulnerabilidad al fuego a largo plazo (Kitzberger et al., 2016).

La recuperación natural de estos bosques depende en gran medida de las especies colonizadoras que lleguen primero al área afectada. Otros factores determinantes incluyen la capacidad de regeneración de las plantas y los posibles procesos de invasión posteriores al incendio (Brooks et al., 2004). Estos mecanismos definen la resiliencia del ecosistema frente a perturbaciones recurrentes.

## CONCLUSIONES

El incendio forestal provoca cambios en la composición de la comunidad de plantas vasculares en bosques de *P. caribaea* afectados por un incendio forestal con distintos grados de severidad del fuego.

Los índices de diversidad evaluados como riqueza y abundancia de especies manifiestan una disminución significativa con la interacción entre el fuego de alta severidad y media severidad.

La composición de especies de plantas vasculares que presentaron estrecha correlación según la severidad del fuego, son los sitios más afectados por el fuego (AS y MS) que es significativamente menor y distinta a la que se presenta en áreas menos afectadas (BS) y en bosque no quemado (BNQ).

## BIBLIOGRAFÍA

Alain, H. (1974). *Flora de Cuba. Suplemento*. Instituto Cubano del Libro.

Alain, H., & León, H. (1964). *Flora de Cuba* (Vol. 1-I-IV). Asoc. Est. Ciencias Biológicas.

Álvarez, P., & Varona, P. (2006). *Silvicultura* (2da ed.). Editorial Félix Varela.

Blair, D. P., McBurney, L. M., Blanchard, W., Banks, S. C., & Lindenmayer, D. B. (2016). Disturbance gradient shows logging affects plant functional groups more than fire. *Ecological Applications*, 26(7), 2280-2301. <https://doi.org/10.1002/eap.1369>

Brooks, M. L., D'antonio, C. M., Richardson, D. M., Grace, J. B., Keeley, J. E., DiTomaso, J. M., Hobbs, R. J., Pellant, M., & Pyke, D. (2004). Effects of invasive alien plants on fire regimes. *BioScience*, 54(7), 677-688.

Chuong, J., Huxley, J., Spotswood, E. N., Nichols, L., Mariotte, P., & Suding, K. N. (2016). Cattle as dispersal vectors of invasive and introduced plants in a California annual grassland. *Rangeland Ecology & Management*, 69(1), 52-58.

Echeverría, C., Newton, A. C., Lara, A., Benayas, J. M. R., & Coomes, D. A. (2007). Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*, 16(4), 426-439. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00311.x>

Ellenberg, H., & Mueller, D. (1967). A key to Raunkiaer plant life forms with revised subdivisions. *Inst Rübél*, 37, 56-73.

Eskuche, U. (2002). Pflanzensoziologische untersuchungen in Nordpatagonien: Die Wälder des Nothofagion pumilionis. *Folia Botanica et Geobotanica Correntesiana*, 16, 1-47.

Flannigan, M. D., Stocks, B. J., & Wotton, B. M. (2000). Climate change and forest fires. *Science of the total environment*, 262(3), 221-229.

Fuentes-Ramirez, A., Pauchard, A., & Hauenstein, E. (2011). *Floristic composition of Andean grassland in Alto Bio-Bío National Reserve (Lonquimay-Chile) and its relationship with the grazing regimen*. <https://www.cabidigitalibrary.org/doi/full/10.5555/20113228558>

Godoy, R., Romero, R., & Carrillo, R. (1994). Estatus micotrófico de la flora vascular en bosques de coníferas nativas del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 67, 209-220.

González, M. E., Donoso, C., Ovalle, P., & Martínez, G. (2006). Nothofaguspumilio. En *Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina* (pp. 486-500). María Cuneo Ediciones Valdivia, Chile. [https://www.researchgate.net/profile/Jan-Bannister/publication/235332240\\_Pilgerodendron\\_uviferum\\_D\\_Don\\_Florin/links/02e7e51b19759546df000000/Pilgerodendron-uviferum-D-Don-Florin.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Jan-Bannister/publication/235332240_Pilgerodendron_uviferum_D_Don_Florin/links/02e7e51b19759546df000000/Pilgerodendron-uviferum-D-Don-Florin.pdf)

González, M. E., Lara, A., Urrutia, R., & Bosnich, J. (2011). Climatic change and its potential impact on forest fire occurrence in south-central Chile (33°-42° S). *Revista Bosque*, 32(3), 215-219.

González, M. E., Szejner, M., Muñoz, A. A., & Silva, J. (2010). Incendios catastróficos en bosques andinos de Araucaria-Nothofagus: Efecto de la severidad y respuesta de la vegetación. *Bosque Nativo*, 46, 12-17.

González, M. E., & Veblen, T. T. (2006). Climatic influences on fire in *Araucaria araucana*-*Nothofagus* forests in the Andean cordillera of south-central Chile. *Écoscience*, 13(3), 342-350. <https://doi.org/10.2980/i1195-6860-13-3-342.1>

González, M. E., Veblen, T. T., & Sibold, J. S. (2005). Fire history of *Araucaria-Nothofagus*

- forests in Villarrica National Park, Chile. *Journal of Biogeography*, 32(7), 1187-1202. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01262.x>
- Hernández, A., Pérez, J. M., Bosch, D., & Castro, N. (2015). *Clasificación de los Suelos de Cuba*. INCA.
- Hoffmann, W. A., & Moreira, A. G. (2002). The role of fire in population dynamics of woody plants. En P. S. Oliveira & S. J. Marquis (Eds.), *The cerrados of Brazil: Ecology and natural history of a neotropical savanna* (pp. 159-177). Columbia University Press: New York, USA.
- Kitzberger, T., Perry, G., Paritsis, J., Gowda, J., Tepley, A., Holz, A., & Veblen, T. (2016). Fire-vegetation feedbacks and alternative states: Common mechanisms of temperate forest vulnerability to fire in southern South America and New Zealand. *New Zealand Journal of Botany*, 54(2), 247-272. <https://doi.org/10.1080/0028825X.2016.1151903>
- Lamont, B. B., & Downes, K. S. (2011). Fire-stimulated flowering among resprouters and geophytes in Australia and South Africa. *Plant Ecology*, 212(12), 2111-2125. <https://doi.org/10.1007/s11258-011-9987-y>
- Molina, J. R., Moreno, N., & Moreno, R. (2017). Influence of fire regime on forest structure and restoration of a native forest type in the southern Andean Range. *Ecological Engineering*, 102, 390-396.
- Mora, M., & Crisóstomo, R. (2016). Incendios forestales: Bajo el ojo de la teledetección. *Revista Chile Forestal. Informe Técnico*, 383.
- Moreno, C. E. (2000). *Métodos para medir la biodiversidad. Volumen 1. Manuales y tesis SEA*. [https://www.academia.edu/download/31917801/Moreno\\_2..\\_1\\_.pdf](https://www.academia.edu/download/31917801/Moreno_2.._1_.pdf)
- Morgan, P., Moy, M., Droske, C. A., Lewis, S. A., Lentile, L. B., Robichaud, P. R., Hudak, A. T., & Williams, C. J. (2015). Vegetation Response to Burn Severity, Native Grass Seeding, and Salvage Logging. *Fire Ecology*, 11(2), 31-58. <https://doi.org/10.4996/fireecology.1102031>
- Pauchard, A., & Alaback, P. B. (2004). Influence of Elevation, Land Use, and Landscape Context on Patterns of Alien Plant Invasions along Roadsides in Protected Areas of South-Central Chile. *Conservation Biology*, 18(1), 238-248. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00300.x>
- Raffaele, E., Veblen, T. T., Blackhall, M., & Tercero-Bucardo, N. (2011). Synergistic influences of introduced herbivores and fire on vegetation change in northern Patagonia, Argentina: Herbivore and fire influences on vegetation. *Journal of Vegetation Science*, 22(1), 59-71. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01233.x>
- Urrutia, I., Rodríguez Alfaro, B., González Menéndez, M., Martínez Becerra, L. W., Flores Garnica, J. G., & Alonso Torrens, Y. (2020). Impacto de quemas prescritas en la estabilidad del escurrimiento superficial en un bosque de pino. *Madera y bosques*, 26(2). <https://doi.org/10.21829/myb.2020.2621549>
- Zamorano-Elgueta, C., Cayuela, L., González-Espinosa, M., Lara, A., & Parra-Vázquez, M. R. (2012). Impacts of cattle on the South American temperate forests: Challenges for the conservation of the endangered monkey puzzle tree (*Araucaria araucana*) in Chile. *Biological Conservation*, 152, 110-118.
- Zhang, J., Mayor, S. J., & He, F. (2014). Does disturbance regime change community assembly of angiosperm plant communities in the boreal forest? *Journal of Plant Ecology*, 7(2), 188-201.
- Zouhar, K. (2008). *Wildland fire in ecosystems: Fire and nonnative invasive plants*. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. [https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=VuAPaglkik4C&oi=fnd&pg=PA33&dq=Wildland+fire+in+ecosystems.+Fire+and+nonnative+invasive+plants.&ots=1eNEkhsb71&sig=HBroBdK48TbKOScA8\\_DkfOk38cs](https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=VuAPaglkik4C&oi=fnd&pg=PA33&dq=Wildland+fire+in+ecosystems.+Fire+and+nonnative+invasive+plants.&ots=1eNEkhsb71&sig=HBroBdK48TbKOScA8_DkfOk38cs)

Resiliencia de bosques de *Pinus caribaea* afectados por distintas severidades de fuego

**ANEXO 1.** Listado de todas las plantas vasculares registradas en el área de estudio y en todos los niveles de severidad de fuego. BNQ: bosque no quemado, BS: baja severidad, MS: media severidad, AS: alta severidad

Especie	Familia	BNQ	BS	MS	AS	FRBNQ	FRBQ
<i>Andira inerme</i> SW HBK	Fabaceae	x	x	x		2.083333	0
<i>Alchornea latifolia</i> Sw	Euphorbiaceae	x	x	x		2.5	0
<i>Alibertia edulis</i> (L. C. Rich.) A. Rich. ex DC.	Rubiaceae	x	x			2.083333	0
<i>Amaioua corymbosa</i> HBK	Bigonaceae	x	x	x	x	2.708333	3.418803
<i>Andropogon bicornis</i> L.	Poaceae	x	x	x	x	3.125	10.25641
<i>Blechnum serrulatum</i> (A,Rich)	Blechnaceae	x	x			2.083333	0
<i>Bourreria succulenta</i> Jacq	Anacardiaceae	x	x			2.5	0
<i>Brya microphylla</i> Bisse	Fabaceae	x	x	x		2.708333	5.982906
<i>Buchenavia capitata</i> (VAHL.) EICHL	Combretaceae	x	x			2.291667	0
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) H.B. K	Malpigeaceae	x	x	x	x	2.5	6.837607
<i>Calophyllum pinetorum</i> Bisse	Clusiaceae	x	x			2.5	0
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Flacourtiaceae		x	x		0	0
<i>Cassia diphylla</i> L.	Caesarpinaceae		x	x	x	0	5.128205
<i>Cassytha filiformis</i> L.	Lauraceae	x			x	2.5	0
<i>Cecropia escleberiana</i> L.	Cecropiaceae	x	x			2.291667	0
<i>Citharexylum fruticosum</i> L.	Verbenaceae	x	x	x		2.916667	0
<i>Centrosema pubescens</i> Benth	Fabaceae	x	x			2.708333	0
<i>Clidemia hirta</i> (L) D.Don	Melastomataceae			x	x	0	5.128205
<i>Clusia rosea</i> Jacq.	Clusiaceae	x	x	x	x	2.708333	3.418803
<i>Curatella americana</i> L.	Dilledinaceae	x	x			2.916667	0
<i>Cyathea arborea</i> Smith	Cyatheaceae	x	x	x	x	2.5	5.128205
<i>Davilla rugosa</i> Poir	Dillelinaceae	x	x	x	x	2.708333	4.273504
<i>Dichrostachys cinerea</i> Forsk	Mimosaceae	x	x	x		2.708333	0
<i>Didimopanax morototini</i> (Aubl) Dec. Et Planch	Aralaceae	x	x	x		2.708333	0
<i>Eugenia farameoides</i> Sw.	Myrtaceae	x	x			2.708333	0
<i>Laciasis divaricata</i> (L.), Hitch	Poaceae	x	x			2.5	0
<i>Matayba apetala</i> (Maca) Radlk.	Sapindaceae	x	x	x	x	2.708333	5.128205
<i>Mimosa pudica</i> L.	Mimosaceae	x				2.708333	0
<i>Odontosoria wrighiana</i> Maxon	Polipodiaceae	x	x	x		2.916667	0
<i>Parathesis cubana</i> Griseb	Myrsinaceae	x	x			2.708333	0
<i>Paspalum virgatum</i> L.	Poaceae	x	x	x	x	2.708333	5.128205
<i>Phania matricarioides</i> (Less) Griseb	Asteraceae			x	x	0	4.273504
<i>Pinus caribaea</i> var <i>caribaea</i> . Morelet	Pinaceae	x	x	x		3.125	0
<i>Psidium salutare</i> (H.B.K) Berg	Myrtaceae	x	x	x		2.5	0
<i>Phyllanthus junceus</i> Muell. Ang	Euforbiaceae	x				2.916667	0
<i>Pithecellobium abovale</i> (A.Rich.) C. Wr.	Mimosaceae	x	x			2.916667	0
<i>Roigella correifolia</i> (Griseb.) Borhidi & Fernández	Rubiaceae	x	x	x	x	2.708333	5.128205
<i>Sebastiania corniculata</i> (Vahl) Pax	Euforbiaceae			x	x	0	5.128205
<i>Smilax havanensis</i> Jacq	Smilacaceae			x	x	0	5.982906
<i>Sorghastrum stipoides</i> HBK Nash	Poaceae	x	x	x	x	3.125	7.692308
<i>Tetrazigia coreacea</i> (Mill) Cogn	Melastomataceae	x	x	x	x	2.5	6.837607
<i>Thillandsia habanensis</i> L.	Bromeliaceae	x	x			2.291667	0
<i>Vernonia cubensis</i> Griseb.	Asteraceae	x	x			2.708333	0
<i>Waltheria americana</i> L.	Malvaceae			x	x	0	5.128205
<i>Xilopia aromatica</i> (Lam.) Mait	Annonaceae	x	x			2.5	0