Efecto de la severidad del incendio y análisis de la cobertura vegetal: Diversidad y respuestas adaptativas en comunidades vegetales del Nororiente Colombiano

Sandra Milena Angarita Hernandez

Trabajo de grado presentando para optar por el título de Bióloga

Director

MSc. Luis Roberto Sánchez

Grupo de investigación: Recursos Naturales

Codirectora

Dr. Sandra Milena Gelviz

Grupo de investigación: Investigaciones en zonas desérticas

Universidad de Pamplona

Facultad de Ciencias Básicas

Departamento de Biología

Pamplona, Colombia

2025

Este logro está dedicado a mi madre Alicia Angarita; a mi hermano Ricardo Andrés Salazar; y a mis tíos Juvenal Angarita y Martha Oviedo, por sus enseñanzas, amor y acompañamiento. Ellos han representado pilares fundamentales durante este proceso académico. Su fortaleza y resiliencia ante los diferentes desafíos han representado una inspiración y enseñanza sobre los aspectos clave para superar cualquier obstáculo. Gracias por ser ejemplo de valentía al demostrar que, con pasión e inspiración, siempre es posible seguir adelante.

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi gratitud a las personas que hicieron posible este proyecto:

A don Mauricio Villamizar por permitir que esta investigación se llevara a cabo en su propiedad, brindándome acceso y confianza.

A doña Amparo Vergara Duran y Luis Francisco Cáceres, por abrirme las puertas de su hogar y ofrecerme su apoyo y hospitalidad durante el proceso.

A mis amigos y compañeros, Fabian Eduardo Villamizar, Diana Alexandra Cuadros, Cindy Catalina Rodríguez y Wilber Potes Rivas, por su acompañamiento, esfuerzo y trabajo en equipo en campo.

A los profesores, Luis Roberto Sánchez y Sandra Milena Gelviz, por la asesoría brindada durante el desarrollo del proyecto.

1. RESUMEN 9

2. INTRODUCCIÓN 11

3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA 13

4. JUSTIFICACIÓN 15

5. MARCO REFERENCIAL 18

5.1. Cobertura vegetal 18
5.2. Regeneración natural de la vegetación 19
5.3. Sucesión ecológica 21
5.4. Los incendios en la vegetación 23
5.5. Severidad de los incendios en los ecosistemas 24
5.6. Mecanismos de regeneración y respuestas adaptativas de la vegetación 25
5.7. Índices espectrales 27
5.7.1. Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) 28
5.7.2. Índice de Quemado Normalizado (NBR) 29

6. OBJETIVOS 30

6.1. Objetivo general 30
6.2. Objetivos específicos 30

7. HIPÓTESIS 30

8. MARCO METODOLÓGICO 31

8.1. Área de estudio 31
8.2. Procesamiento de imágenes Sentinel-2 para la determinación y análisis en el cambio de la cobertura vegetal 33
8.2.1. Tipo de satélite y criterios para la selección de las imágenes 33
8.2.2. Determinación del NBR 34
8.2.3. Determinación NDVI 35
8.2.4. Análisis Bitemporal 37
8.3. Determinación de la diversidad de plantas vasculares en áreas de regeneración natural 37
8.3.1. Establecimiento de parcelas y muestreo de especies 37
8.3.2. Registro y procesamiento de los datos 38
8.3.3. Diversidad ecológica 39
8.3.4. Estructura ecológica 40
8.4. Análisis de los rasgos funcionales 43
8.4.1. Recopilación de los datos 43
8.4.2. Medición del grosor y longitud 43

8.4.3. Área foliar específica 44
8.4.4. Contenido hídrico foliar 44
8.4.5. Procesamiento de los datos 44
8.5. Visualización de resultados 45
9. RESULTADOS 46

9.1. Clasificación de la severidad del incendio y coberturas afectadas 46
9.2. Recuperación del ecosistema post-incendio 51
9.3. Efecto de la severidad del incendio en la recuperación de la diversidad florística 53
9.4. Especies que contribuyen en la recuperación post-incendio 59
9.5. Mecanismos de regeneración 63
9.6. Rasgos funcionales foliares 64
9.6.1. Grosor foliar 65
9.6.2. Longitud del limbo (mm) 66
9.6.3. Área foliar específica (cm^2/g) 67
9.6.4. Contenido hídrico foliar 68
10. DISCUSIÓN 69

10.1. Recuperación de la cobertura y patrones de severidad 69
10.2. Composición y diversidad florística post-incendio 71
10.3. Mecanismos de regeneración 73
10.4. Adaptabilidad de rasgos funcionales al fuego 75
11. CONCLUSIONES 77

12. RECOMENDACIONES 78

13. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 78

14. ANEXOS 92

Lista de tablas

Tabla 1 *Clasificación de los cambios y calidad de las coberturas vegetales, mediante el NDVI. (Rangos tomados de: Caicedo y Peña, 2019).* 36

Tabla 2 *Criterios de clasificación del IVI y prioridad de conservación de las especies* 42

Tabla 3 *Clasificación de los diferentes niveles de severidad del incendio y distribución porcentual del área afectada (Hectáreas)* 48

Tabla 4 Cuantificación del análisis bitemporal en área y porcentaje entre el 15 enero y 19 febrero del 2024..... 50

Tabla 5 *Cuantificación del análisis bitemporal en área y porcentaje entre el 19 febrero y 01 de octubre del 2024* 52

Tabla 6 *Cantidad de especies vegetales vasculares, presentes en cada una de las coberturas evaluadas* 54

Tabla 7 *Número de especies presentes en cada nivel de severidad de incendio y mecanismos de regeneración presentes* 64

Tabla 8 *Índice de Regeneración natural (IRN) para la Severidad. Moderada alta* 93

Tabla 9 *Índice de Regeneración natural (IRN) para la Severidad. Moderada baja* 94

Tabla 10 *Índice de Regeneración natural (IRN) para la Severidad Baja* 95

Tabla 11 *Índice de Regeneración natural (IRN)para el control*..... 96

Tabla 12 *Mecanismos de regeneración presentes en las especies vegetales vasculares*..... 97

Tabla 13 *Registros fotográficos* 101

Listado de figuras

Figura 1 *Climograma de presipitación media mensual* 31

Figura 2 *Ubicación del área de estudio* 32

Figura 3 *Clasificación de la severidad del incendio* 35

Figura 4 *Representación grafica del diseño del muestreo para recolección de información de plantas* 38

Figura 5 *Esquema general de la metodología aplicada* 45

Figura 6 *Registro fotográfico de los diferentes niveles de severidad y áreas sin antecedentes* 47

Figura 7 *Clasificación de las severidad de incendio aplicación indices* 49

Figura 8 *Análisis bitemporal del 15 enero a 19 de febrero* 51

Figura 9 *Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI)* 52

Figura 10 *Anális bitemporal del 19 de febrero al 01 octubre de 2024* 53

Figura 11 *Completitud del muestreo para cada cobertura evaluada* 54

Figura 12 *Riqueza de especies para cada una de las coberturas evaluadas* 55

Figura 13 *Exponencial de Diversidad de Shannon en cada una de las severidades evaluadas* 56

Figura 14 *Inverso de simpson en cada una de las severidades evaluadas* 57

Figura 15 *Dendrograma de disimilitud,índice de Jaccard.* 58

Figura 16 *Dendrograma de disimilitud, índice de Bray-Curtis*..... 59

Figura 17 *índice de Valor de Importancia, severidad moderada alta y moderada baja* 60

Figura 18 *Índice de Valor de Importancia, severidad baja y control.* 62

Figura 19 *Mecanismos de regeneración de las especies vegetales vasculares en cada una de las severidades afectadas por el incendio* 64

Figura 20 *Grosor foliar* 65

Figura 21 *Longitud del limbo* 66

Figura 22 *Área foliar específica* **.....** 67

Figura 23 *Contenido hídrico foliar* **.....** 68

Figura 24 *Número de especies por familia presentes en cada una de las coberturas* **.....** 100

Figura 25 *Abundancia de Pteridium esculentum para cada nivel de severidad de incendio* **...** 100

1. RESUMEN

Los incendios representan uno de los principales agentes de perturbación más significativos en los ecosistemas altoandinos, afectando la cobertura vegetal, la biodiversidad y diferentes mecanismos biológicos esenciales para el crecimiento y desarrollo de la flora. En este estudio se evaluó la recuperación de la cobertura vegetal post-incendio, identificando especies vegetales clave y sus respuestas adaptativas, tras el incendio ocurrido en enero del 2024. Mediante la integración de diferentes escalas de trabajo que incluyen datos satelitales (NVI/dNBR de Sentinel-2) y monitoreo en campo. El ecosistema refleja una capacidad de resiliencia significativa, tras recuperar 170 ha de las 175 afectadas en el trascurso de ocho meses, donde la vegetación moderada según la clasificación del NDVI, paso del 8% al 52% en su ocupación. Disminuyendo la presencia de suelo desnudo al pasar del 76% al 1%. La diversidad de especies, distribuidas en los diferentes niveles de severidad del incendio refleja una restauración ecológica diferente, demostrando que el mayor desarrollo de la cobertura se da en áreas con menor afectación, donde prospera mayor riqueza, equilibrio y dominancia de especies. Las especies más representativas son *Monticalia ledifolia, Myrsine coriaceae* y *Macleania rupestris* principalmente. El análisis de rasgos funcionales mostro incrementos significativos en las áreas quemadas ($p < 0.05$), tanto en el grosor foliar (0.79 mm; 0.56 mm), longitud del limbo (46 mm; 40mm), área foliar especifica (46 cm^2/g vs 40 cm^2/g) y contenido hídrico. Estos hallazgos evidencian que la severidad del incendio influye directamente en la composición vegetal, en los mecanismos de regeneración y en los rasgos funcionales como respuesta adaptativa ante las condiciones generadas por el incendio, así mismo se destaca la importancia en la integración de metodologías basadas en datos satelitales y monitoreo en campo.

Palabras clave: Restauración ecológica, datos satelitales, NDVI, dNBR, plantas vasculares.

Abstract

Fires represent one of the most significant disturbance agents in high Andean ecosystems, affecting vegetation cover, biodiversity, and various biological mechanisms essential for plant growth and development. This study evaluated the post-fire recovery of vegetation cover, identifying key plant species and their adaptive responses following the fire that occurred in January 2024. An integrated approach was used, combining multiple scales of analysis including satellite data (NDVI/dNBR from Sentinel-2) and field monitoring.

The ecosystem displayed substantial resilience, recovering 170 out of the 175 affected hectares within eight months. Areas of moderate vegetation cover, according to NDVI classification, increased from 8% to 52%, while bare soil presence decreased from 76% to 1%. Species diversity, distributed across varying fire severity levels, reflected distinct ecological restoration patterns. The greatest vegetation development occurred in less-affected areas, where higher species richness, balance, and dominance were observed. The most representative species were *Monticalia ledifolia*, *Myrsine coriaceae*, and *Macleania rupestris*.

Functional trait analysis showed significant increases in burned areas ($p < 0.05$) in terms of leaf thickness (0.79 mm vs 0.56 mm), blade length (46 mm vs 40 mm), specific leaf area (46 cm^2/g vs 40 cm^2/g), and water content. These findings demonstrate that fire severity directly influences plant composition, regeneration mechanisms, and functional traits as adaptive responses to fire-induced conditions. The study also highlights the importance of integrating satellite data and field-based monitoring methodologies.

Key words: Ecological restoration, satellite data, NDVI, dNBR, vascular plants.

2. INTRODUCCIÓN

Colombia presenta ecosistemas estratégicos para la conservación de la diversidad y endemismo de las especies (Clerici et al., 2018), entre ellos los páramos y bosques altoandinos (Christmann & Menor, 2021). Estos ecosistemas desempeñan funciones ecológicas esenciales, como la regulación climática, la mejora de la calidad del aire y la captación del recurso hídrico, con una capacidad de retención aproximada del 70%, convirtiéndolos en componentes esenciales para el equilibrio ambiental (Tobón y Morales, 2007).

Sin embargo, durante las últimas décadas estos ecosistemas, enfrentan presiones crecientes derivadas de la actividad antrópica, como los incendios, los cuales se consideran uno de los principales factores de perturbación en los ecosistemas terrestres (Ocampo-Zuleta y Parrado-Rosselli, 2023). Desencadenando una serie de reacciones que influyen o causan cambios en los biomas a corto y a largo plazo (Loudermilk et al., 2022), afectando la biodiversidad, la dinámica de la cobertura y diversos mecanismos biológicos, relacionados con el crecimiento y desarrollo de la flora (Rodríguez Solano, 2018).

A diferencia de los ecosistemas mediterráneos o sabánicos, las especies presentes en los ecosistemas altoandinos, no evolucionaron morfológica ni fisiológicamente a la ocurrencia natural de incendios, convirtiéndolos en ecosistemas sensibles por la presencia y acumulación de combustible en su estructura vegetal e independientes por la presencia de características abióticas relacionadas con las condiciones de humedad principalmente, las cuales tienden a inhibir la ignición y propagación del fuego (Armenteras et al., 2020).

Dentro de la ecología del fuego, estimar la severidad del incendio se ha consolidado como una medida clave para comprender su impacto en los ecosistemas. Este proceso indica el grado de afectación sobre la vegetación y el suelo, abarcando desde zonas de bajo impacto hasta áreas donde

se pierde por completo la biomasa aérea y la materia orgánica superficial (Guo y Hu, 2023). De tal manera que la severidad del incendio, permite estimar la magnitud del disturbio, analizar la recuperación de las comunidades vegetales ante los diferentes grados de severidad y orientar acciones de restauración ecológica según la intensidad del daño.

La degradación de estos ecosistemas de alta montaña y el conocimiento limitado sobre el impacto de los incendios y la regeneración natural de la cobertura vegetal en los ecosistemas altoandinos de Norte de Santander, dificulta la toma de decisiones sobre el manejo y conservación de estos ecosistemas esenciales. Evidenciando así, la necesidad de conservar sus recursos y promover su resiliencia mediante investigaciones que fortalezcan los procesos de restauración ecológica. En este contexto, el monitoreo de los cambios en la cobertura vegetal adquiere gran importancia, para comprender las dinámicas ecológicas y la capacidad del ecosistema para recuperar su estructura funcional tras disturbios como el fuego.

Por lo tanto, el objetivo de esta investigación fue evaluar el impacto de la severidad del incendio sobre la regeneración natural de la cobertura vegetal, la diversidad taxonómica de plantas vasculares, así como las respuestas adaptativas, mediante diferentes rasgos funcionales foliares de las especies distribuidas en el ecosistema de bosque altoandino y páramo afectados por los incendios en la vereda Fontibón de Pamplona, Norte de Santander.

En esta investigación se abordaron las siguientes preguntas:

¿Cómo incide la severidad del incendio en la diversidad α y β en comunidades de plantas vasculares nativas que contribuyen en la recuperación del ecosistema altoandino en la vereda Fontibón de Pamplona Norte de Santander?

¿Cuáles son las especies vegetales vasculares que contribuyen en la recuperación y estabilidad del ecosistema post incendio?

¿La severidad del incendio influye directamente en los mecanismos de regeneración de la comunidad vegetal durante los procesos de recuperación?

¿Las especies de plantas vasculares más abundantes en las zonas de incendio presentan respuestas adaptativas diferentes de aquellas distribuidas en las zonas las sin antecedentes de incendio, de acuerdo con sus rasgos funcionales?

3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Los ecosistemas altoandinos, enfrentan presiones crecientes derivadas de las actividades antrópicas como los incendios (Nuñez et al., 2025). Estos eventos desencadenan una serie de reacciones que influyen o causan cambios en los biomas a corto y a largo plazo (Loudermilk et al., 2022) sobre la composición de las especies en diversos ecosistemas incluidos aquellos de alta montaña como el páramo y el bosque alto andino. En estos entornos, las comunidades vegetales predominantes presentan mayor susceptibilidad a la ocurrencia de fuegos por estar relacionadas con la acumulación de combustible en el material vegetal como la necromasa en macollas, rosetas y la hojarasca principalmente (Armenteras et al., 2020).

El fuego, afecta la dinámica de la cobertura y altera diversos mecanismos biológicos, relacionados con el crecimiento y desarrollo de la flora. Ocasionando un impacto directo en diferentes procesos fisiológicos fundamentales tales como, la floración, la dispersión de las semillas, la germinación, el establecimiento de plántulas y la mortalidad (del Campo Parra-Lara y Bernal-Toro, 2010). De tal manera que, el ambiente post-incendio, proporciona una cantidad significativa de luz y espacio debido a la baja competencia, promoviendo el rebrote y reclutamiento de plantas de otras especies (Laegaard, 1992; Ramsay y Oxley, 1996; Ramsay, 1999; Gutiérrez-Salazar y Ramsay, 2020), lo que provoca transformaciones en la estructura de la vegetación y en el patrón sucesional (Syaufina

y Ainuddin, 2011). Siendo considerados una de las principales causas de degradación y pérdida de biodiversidad como consecuencia de la contaminación del agua y el aire, deterioro de los suelos y la pérdida de recursos para la fauna silvestre (Bedoya Zuluaga, 2014).

La recuperación post-incendio del ecosistema en las áreas naturales de Fontibón Pamplona, Norte de Santander, puede verse afectada por varios factores. Según Pereira et al. (2018), entre estos factores se incluyen, la intensidad, la frecuencia, las condiciones climáticas locales y la disponibilidad de especies nativas para el reclutamiento. Estudios recientes han demostrado que la recurrencia de incendios reduce la viabilidad del banco de semillas y disminuye la disponibilidad de nutrientes clave como el fósforo y el nitrógeno, lo que limita la regeneración natural (Cury et al., 2020).

En Colombia una proporción considerable de incendios afecta en gran medida a estos ecosistemas, comprometiendo su integridad ecológica y la persistencia de las especies adaptadas a condiciones específicas. En la actualidad, el conocimiento y las investigaciones relacionadas sobre el impacto de los incendios y los procesos de la regeneración natural de la cobertura vegetal en los ecosistemas altoandinos del departamento de Norte de Santander, mediante la integración de diferentes escalas de trabajo (datos satelitales y monitoreo en campo), es limitado. De tal manera que aún se desconoce el efecto de estos eventos sobre la biodiversidad, el clima, las funciones ecosistémicas a pequeña y gran escala (Lambin et al., 2006; Uriarte et al., 2009; Norden, N. 2014)

La falta de información representa una problemática considerable, ya que puede obstaculizar la capacidad de tomar decisiones efectivas en cuanto al manejo y conservación de servicios ecosistémicos críticos, como la regulación hídrica, la captura de carbono y la preservación de la biodiversidad, llegando a representar una amenaza significativa, señalada por diversos ecólogos y conservacionistas, quienes advierten sobre el aumento de la crisis ambiental debido a la extinción

masiva de especies y la consiguiente pérdida de servicios ambientales esenciales para la regulación del clima (Hubbell et al., 2008; Norden, 2014).

4. JUSTIFICACIÓN

La megadiversidad en Colombia se manifiesta a través de una variedad de ecosistemas de gran importancia, identificados como puntos críticos para la conservación de la biodiversidad a nivel mundial. Con base a esta información, la Constitución Política de Colombia (1991) establece que el estado tiene el deber de proteger la diversidad y la integridad del medio ambiente, incluyendo la conservación de áreas de especial importancia ecológica (Murillo Chavarro, 2011). Dentro de estas áreas se destacan los ecosistemas altoandinos conformados principalmente por páramos y bosques, que incluyen ecosistemas como el orobioma azonal distribuido en el departamento de Norte de Santander, el cual comprende una extensión territorial de 13.879 ha lo equivalente al 0.05% de cobertura (VON HUMBOLDT, A. L. E. X. A. N. D. E. R, 2006). Este orobioma se encuentra ubicado entre los 2500 y 2800 msnm y se caracteriza por estar rodeado de fragmentos de bosques de niebla y altoandinos.

La presencia de estos ecosistemas de montaña tropical, son esenciales para las especies endémicas, ya que la formación azonal de estos ecosistemas, se produce a causa de características topográficas o hidrológicas (Christmann y Menor, 2021). Estas condiciones particulares, generan gradientes ambientales como microhábitats que actúan como refugios naturales para la distribución de especies especializadas, favoreciendo su evolución y persistencia (Zuñiga-Vásquez et al., 2022).

En la zona la vereda Fontibón, lugar donde ocurrió el incendio, se presentan diversos tipos de ecosistemas como bosque altoandino y una franja de páramo azonal donde persiste una población *de Espeletia brassicoidea*, clasificada en la categoría vulnerable y población de *Anadia*

pamplonensis una especie de lagarto endémico, que se encuentra en peligro, según la UICN. La degradación de los ecosistemas de alta montaña, durante los últimos años, ha sido intensa, debido a la pérdida parcial o total de su cobertura vegetal, causada principalmente por disturbios de origen antrópico (Rincón, 2015). Por ende, el aumento de la vulnerabilidad de estos ecosistemas frente a los incendios evidencia la necesidad de conservar sus recursos y promover su resiliencia mediante investigaciones que aporten información clave para la elaboración de planes de manejo que fomenten su restauración ecológica.

Investigaciones previas (Armenteras et al., 2020; Lloret & Zedler, 2009; Israr et al., 2024) sugieren y resaltan la importancia de monitorear las coberturas vegetales mediante herramientas avanzadas, como un elemento esencial para comprender las dinámicas de recuperación post-incendio en ecosistemas de alta montaña, con el fin de determinar la capacidad de resiliencia de las comunidades vegetales ante los incendios (Lloret y Zedler, 2009), ya que estos mecanismos son esenciales para proyectar posibles cambios en la distribución de las especies vegetales en respuesta a los impactos antropogénicos en el ecosistema, lo que permite abordar los desafíos presentes y futuros en la protección y conservación de estos biomas de alta montaña (Israr et al., 2024).

Por lo tanto, esta investigación hace un aporte en el conocimiento sobre la dinámica de la cobertura vegetal, enmarcada desde la pérdida hasta la recuperación de la misma, junto con la diversidad taxonómica, así como las respuestas adaptativas al fuego, evaluadas mediante rasgos funcionales foliares de plantas vasculares, en el ecosistema altoandino de la vereda Fontibón municipio de Pamplona Norte de Santander, integrando diferentes escalas espaciales, mediante imágenes satelitales y trabajo en campo, con el fin de establecer una base sólida para formular e implementar estrategias efectivas para protección de la flora, fortaleciendo las estrategias de

manejo del territorio, permitiendo a las entidades ambientales aplicar acciones prioritarias tras disturbios ocasionados por el fuego en estos biomas caracterizados por ser altamente frágiles y biodiversos.

5. MARCO REFERENCIAL

5.1. Cobertura vegetal

La cobertura vegetal representa la proporción de la superficie de un área ocupada por plantas, y es un indicador clave del estado de conservación ecológica y de la dinámica de uso del suelo (Bobrowsky y Marker, 2018; Guamán et al., 2023). Su evaluación permite detectar perturbaciones y orientar estrategias de manejo. Este parámetro se relaciona estrechamente con variables climáticas como la temperatura y la evapotranspiración, y es fundamental para comprender los procesos ecológicos que estructuran el paisaje (Zhang et al., 2022).

La vegetación constituye un componente esencial de los ecosistemas terrestres, ya que participa en procesos críticos como el intercambio de energía, la regulación de los ciclos hidrológico y biogeoquímicos, así como en la conservación del suelo (Massei et al., 2016). Además, contribuye en el ciclaje de nutrientes haciendo un aporte constante de materia orgánica, lo que facilita el establecimiento y ensamblaje de comunidades biológicas, favoreciendo así la diversidad de plantas y animales (Noruega de Sá y da Rocha Filho, 2020).

Existen diferentes métodos para poder evaluar la cobertura vegetal a diferentes escalas espaciales, siendo la teledetección una herramienta especialmente valiosa para su monitoreo. Esta tecnología, basada en el análisis de imágenes captadas por sensores satelitales o aéreos, permite detectar cambios espaciales y temporales en la vegetación, sobre todo cuando se complementa con validaciones en campo e índices espectrales, como el NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada), entre otros. La teledetección facilita la evaluación de patrones de cambio en la cobertura vegetal, así como la identificación de sus principales causas (Almalki et al., 2022; Alam et al., 2020).

Actualmente, existen plataformas ampliamente utilizadas a nivel mundial, como MODIS, Copernicus Global Land Cover, FAO Land Cover y Dynamic World, las cuales proporcionan datos actualizados y de alta resolución sobre la cobertura terrestre (Yilma y Yitay, 2024).

La detección temprana de cambios en la cobertura vegetal es crucial, ya que alteraciones significativas pueden comprometer la productividad del suelo y la biodiversidad asociada. Por ello, evaluar la magnitud y severidad de dichos cambios, tanto a escala local como regional, es fundamental para prevenir la pérdida de diversidad biológica y orientar acciones eficaces de manejo y restauración ecológica.

El análisis de la cobertura vegetal mediante teledetección no solo permite identificar cambios inducidos por actividades antrópicas o fenómenos naturales, sino que también constituye una herramienta clave para evaluar los procesos de recuperación ecológica. En particular, las imágenes satelitales posibilitan el monitoreo continuo y a diferentes escalas de la regeneración de la vegetación posterior a perturbaciones, permitiendo estimar el grado de resiliencia de los ecosistemas. Esta capacidad de observación remota resulta especialmente útil en zonas de difícil acceso o con alta variabilidad espacial, donde la regeneración natural puede estar influenciada por condiciones ambientales locales, como la pendiente, la radiación solar o la conectividad con fragmentos conservados. En este contexto, la regeneración natural emerge como un proceso crucial dentro de los esquemas de restauración ecológica, cuya dinámica puede ser evaluada a través del análisis temporal de series satelitales y validaciones en campo, como se detalla en el presente estudio.

5.2. Regeneración natural de la vegetación

La restauración ecológica es el primer proceso que ayuda a recuperar la cobertura vegetal y da inicio después de la presencia de una perturbación o un disturbio. Está regeneración se mide

en términos de resiliencia o velocidad con la que el ecosistema alcanza una composición y estructura vegetal similar a las condiciones previas a la perturbación (Vargas, 2000). En términos generales, la restauración ecológica se define como "el proceso de asistir la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido; donde el objetivo principal es el restablecimiento de la función y la estructura de las áreas que han sido disturbadas, utilizando como referencia los ecosistemas pre disturbio (SER, 2004). Bedoya Zuluaga en el 2014, menciona que el objetivo de la restauración ecológica es pensado en base de la transformación del ecosistema que busca el retorno o semejanza en términos de la composición de especies y características funcionales al sistema que existía previamente.

Si bien el deterioro ambiental requiere acciones urgentes para restaurar los ecosistemas, es importante reconocer que la restauración ecológica es un proceso complejo y con altos costos. Por esta razón, antes de iniciar cualquier intervención, es fundamental evaluar la capacidad de resiliencia pasiva del ecosistema. Esto permite definir qué tipo de estrategias son más adecuadas para promover la recuperación de la diversidad biológica y, con ello, de las funciones ecológicas. En este sentido, el uso de herramientas como las imágenes satelitales, complementadas con evaluaciones en campo, facilita la identificación de áreas con mayor potencial de recuperación. Esta información es clave para tomar decisiones informadas sobre dónde y cómo intervenir, optimizando los recursos disponibles

Vargas Ríos (2011), distingue dos enfoques principales en los procesos de restauración: la restauración pasiva y activa. La restauración pasiva, se basa en aquellos ecosistemas que tienen la capacidad de recuperarse por sí solos en ausencia de barreras o tensionantes que inhiban su proceso de regeneración. Por el contrario, la restauración activa se basa en asistir o ayudar al ecosistema afectado con el objetivo de recuperar sus diferentes niveles ecológicos y de esa manera superar las

barreras que impiden el proceso de la regeneración natural (SER, 2004). La elección entre restauración activa o pasiva depende del estado del sitio, las condiciones ecológicas y los recursos disponibles (Souza-Alonso et al., 2022), ya que cada ecosistema necesita estrategias específicas según su grado de degradación.

Souza-Alonso y colaboradores (2022), mencionan los factores que favorecen o inhiben el proceso de la regeneración natural en los ecosistemas afectados por incendios. Los principales factores que favorecen este proceso son, la presencia de pendientes pronunciadas, la baja radiación solar, la proximidad a fragmentos de bosques y la orientación del terreno. Por el contrario, la proximidad a áreas urbanas, carreteras y caminos inhiben la regeneración e incrementa la posibilidad de los incendios, por el acceso de diferentes actividades antrópicas como el pastoreo, ya que este proceso influye negativamente en el desarrollo de las plantas juveniles por el pisoteo de los animales, y la presencia de herbivoría lo que da como resultado un sistema abierto con el suelo expuesto, generando una reducción directa en el contenido de materia orgánica y en la capacidad de retener el agua (Premiuer y Vargas, 2004), como resultado, la regeneración y recolonización de especies vegetales se ven limitadas (Amerteras et al., 2020; Hofstede, 1995).

5.3. Sucesión ecológica

La sucesión ecológica es un proceso dinámico mediante el cual las comunidades vegetales se reorganizan tras una perturbación, permitiendo la recuperación gradual de la estructura y funciones del ecosistema. En el contexto la restauración ecológica, constituye un mecanismo central de autoorganización que refleja la capacidad del sistema para restablecerse sin intervención directa, especialmente en áreas donde existen remanentes de vegetación o bancos de semillas (Jaksic y Fariña, 2015). Comprender sus fases y trayectorias es fundamental para evaluar la resiliencia del ecosistema y definir estrategias adecuadas de conservación o manejo post-disturbio.

Diferentes autores plantean que uno de los principales objetivos de la restauración ecológica es acelerar estos procesos naturales y favorecer la recuperación de funciones ecológicas fundamentales, como el ciclado de nutrientes, la regulación hídrica entre otras (Bedoya Zuluaga, 2014). Desde esta perspectiva, la sucesión no solo representa una herramienta clave en la restauración, sino también un indicador del grado de recuperación del ecosistema.

Huston y Smith (1987) describen la sucesión como una serie de cambios en las especies dominantes a lo largo del tiempo, dependiendo de la aparición o ausencia de nuevos disturbios. Pickett et al. (1987) la definen como el reemplazo progresivo de individuos, mientras que Diaz et al. (2016) identifican tres fases críticas en este proceso: llegada y permanencia de especies, establecimiento y crecimiento, y el tiempo requerido para alcanzar etapas de madurez.

En ecosistemas de alta montaña, como los páramos, el fuego genera trayectorias sucesionales que dan lugar a parches con distintos niveles de alteración (Premauer y Vargas, 2004). En estos sistemas, la sucesión secundaria, es decir, aquella que ocurre en suelos ya desarrollados se ve favorecida por la presencia de bancos de semillas, remanentes de vegetación, o condiciones edáficas favorables (Bedoya Zuluaga, 2014). Sin embargo, la intensidad del disturbio, el grado de degradación del sitio y la fertilidad del sustrato influyen significativamente en la trayectoria y velocidad del proceso sucesional.

Por ello, el estudio de la sucesión vegetal post-incendio en ecosistemas estratégicos como el páramo y el bosque altoandino resulta clave para entender la dinámica de recuperación ecológica, especialmente cuando la ausencia de manejo adecuado puede favorecer el establecimiento de especies exóticas o invasoras que alteren las trayectorias naturales de restauración (Premauer y Vargas, 2004).

5.4. Los incendios en la vegetación

El fuego es uno de los disturbios ecológicos más importantes que afectan la estructura, composición y funcionalidad de los ecosistemas terrestres (Sousa-Alonso et al., 2022). Aunque puede ser un proceso natural en algunos biomas (Armenteras et al., 2020), en otros, como los ecosistemas altoandinos y de páramo, representa una perturbación exógena que compromete la regeneración de la vegetación nativa y la provisión de servicios ecosistémicos.

Los biomas en Colombia, sufren una degradación progresiva. Las sábanas, arbustales y herbazales tropicales representan el 45 % de los incendios anuales, seguidos por los bosques húmedos tropicales con un 39% (Bradshaw et al., 2021). El origen de los incendios en la superficie terrestre se relaciona con la combinación de biomasa, niveles superiores de oxígeno atmosférico del 16-19%, condiciones de humedad ocasionalmente bajas y una fuente de ignición como la iluminación (Scott et al., 2013). Se ha estimado que el efecto del fuego sobre la vegetación, contribuye a la quema global de biomasa y materia orgánica, lo que produce y libera emisiones de carbono de alrededor de 2 PgC/año, como consecuencia, estas emisiones representan una de las principales fuentes de gases de efecto invernadero (Müller et al., 2013).

Los impactos ecológicos de los incendios son múltiples y varían en función de su severidad, frecuencia y extensión. A nivel inmediato, el fuego consume biomasa aérea, reduce la cobertura vegetal y modifica las propiedades físico-químicas del suelo (Román-Cuesta et al., 2011). A largo plazo, puede alterar las trayectorias sucesionales, facilitar la invasión de especies exóticas, disminuir la diversidad de especies y fragmentar el hábitat de especies sensibles. En ecosistemas frágiles como los páramos, incluso un solo evento de incendio puede tener consecuencias irreversibles para las especies endémicas y para la capacidad del suelo de retener agua y nutrientes (Souza-Alonso et al., 2022).

Algunas especies distribuidas en estos ecosistemas, demuestran capacidad de resiliencia mediante el mecanismo de rebrote, lo que reduce las emisiones de carbono por la biomasa quemada. De tal manera que estas especies cuentan con ciertos rasgos de historias de vida, como la bioforma o los biotipos que les permiten sobrevivir a los diferentes factores limitantes, disturbios antrópicos y naturales como los incendios (Cárdenas-Arévalo y Vargas-Ríos, 2008). A su vez, estos autores, enfatizan sobre la relevancia de los caracteres autoecológicos y los rasgos de historia de vida de las comunidades, para encontrar y establecer patrones relacionados con la asociación de los rasgos y el régimen de disturbios principalmente.

5.5. Severidad de los incendios en los ecosistemas

En América Latina, los incendios han incrementado en frecuencia, severidad y extensión durante las últimas décadas, producto de una combinación de factores climáticos y antrópicos. El cambio climático ha intensificado está dinámica mediante el aumento de las temperaturas, la reducción de la humedad del suelo y las alteraciones en los regímenes de precipitación, generado condiciones favorables para la propagación y severidad del fuego (Armenteras et al., 2020). A esto se suma, el uso del fuego como herramienta de manejo agrícola, ganadero y de expansión de la frontera agropecuaria, especialmente en zonas rurales donde los sistemas tradicionales de producción aún lo utilizan como técnica de roza y quema (Cáceres Lazo, 2022).

La severidad del incendio se define como una medida cuantitativa del impacto del fuego sobre la vegetación y el suelo, a lo largo de un gradiente que va desde áreas sin quemar o de baja severidad hasta áreas de severidad moderada y alta (Berger et al., 2018). Esta métrica permite relacionar el grado de consumo de la biomasa vegetal, la pérdida de materia orgánica superficial, la alteración de los procesos ecológicos y la capacidad de resiliencia del ecosistema (Guo y Hu,

2023). Entre los factores clave que influyen en la severidad del fuego, se encuentran las condiciones climáticas durante el evento (viento, temperatura, humedad relativa), la topografía del terreno (pendiente, orientación, canales de viento) y disponibilidad de combustible, tanto en la vegetación viva como muerta (Berger et al., 2018).

Evaluar la severidad del incendio permite determinar la tasa de supervivencia de las comunidades vegetales bajo condiciones post-incendio, así como cuantificar la perdida de componentes funcionales, como bancos de semillas y raíces superficiales principalmente. Está evaluación también posibilita la comparación entre las zonas con diferentes niveles de perturbación, constituyéndose como una variable esencial en el diseño de estrategias de restauración ecológica y toma de decisiones para a una recuperación ecológica efectiva (Guo y Hu, 2023).

5.6. Mecanismos de regeneración y respuestas adaptativas de la vegetación

La vegetación responde a los disturbios, mediante mecanismos específicos de regeneración, estrechamente relacionados con los rasgos funcionales. Abedi et al. (2022), analizan el impacto de un disturbio sobre la composición de la vegetación a través de sus rasgos, junto con la identificación y estimación de abundancias, lo que permite comprender y describir los mecanismos de respuesta de las plantas ante diversos factores ambientales. Díaz y Cabido (1997), consideran que esta información es una herramienta clave para predecir las respuestas de los ecosistemas frente a los cambios globales inducidos por actividades humanas.

Abedi et al. (2022), postulan el reclutamiento y las estrategias de crecimiento de las plantas como mecanismo de adaptación al fuego. Así mismo, relacionan, diferentes rasgos funcionales foliares como: el grosor de las hojas el cual se asocia con la resistencia al daño causado por el fuego, la longitud de la hoja con la dominancia de las especies y el área foliar con la ocurrencia

del fuego. En conjunto, incluir los rasgos funcionales y la diversidad favorece la comprensión de los mecanismos de respuesta ante los incendios.

En el caso particular del ecosistema de páramo, Rodríguez-Beltrán y Vargas-Ríos (2002), establecieron una relación entre las formas de vida características y la capacidad de las especies para persistir después de un incendio. Entre estas formas destacan las macollas, rosetas y ciertos arbustos, cuyos mecanismos adaptativos incluyen la presencia de yemas protectoras, hojas en roseta y la presencia de raíces profundas con tejidos de reserva, facilitando la resistencia y recuperación post-disturbio, posibilitando los procesos de restauración pasiva.

Estos autores, también proponen una calificación de los diferentes tipos de regeneración. Dentro de los cinco mecanismos principales según el tipo de planta (dicotiledóneas leñosas, semileñosas, y herbáceas perennes), se encuentra:

- Regeneración a partir de retoños de un xilopodio y raíces superficiales, este mecanismo se caracteriza por la presencia de una corona de retoños abundante hacia la base del fuste.
- Regeneración a partir de retoños de xilopodio voluminoso, característico por presentar desarrollo radicular, por la presencia de tejidos de reserva que facilitan este mecanismo.
- Regeneración por medio de los retoños de la base del fuste, este mecanismo se da por medio de una corona definida de retoños, a causa de una corteza más gruesa que da protección a las yemas epicórmicas del cambium.
- Regeneración a partir de retoños de raíces con xilopodios pequeños o rizomas, este mecanismo se da por el desarrollo de estolones dando origen a nuevos tallos.

La evaluación del efecto del fuego sobre la vegetación puede abordarse desde diferentes escalas espaciales, lo que permite obtener una visión integral del proceso de regeneración. A escalas amplias, las imágenes satelitales constituyen una herramienta eficaz para detectar patrones espaciales y temporales de afectación y recuperación de la cobertura vegetal, así como para monitorear el impacto del fuego a nivel de paisaje. Por otro lado, a escalas más pequeñas, el análisis detallado de las respuestas funcionales de las especies permite identificar aquellas con mayor capacidad de regeneración post-incendio. Esta aproximación local, basada en el estudio de rasgos adaptativos, resulta clave para comprender los mecanismos de resiliencia ecológica y guiar acciones de restauración basadas en evidencia.

5.7. Índices espectrales

Aguilar y colaboradores (2021), destacan la utilidad de los indicadores para medir el efecto de los incendios en la vegetación. En su investigación sobre el análisis de la cobertura vegetal en incendios forestales en los cerros orientales de Bogotá, resaltan la importancia de estos índices para el desarrollo de técnicas a partir de la teledetección. Este un método permite calcular las áreas quemadas, mediante datos satelitales que se basan en la identificación de una firma espectral post-incendio, a partir de diferentes algoritmos de detección, análisis de cambio y clasificación de imágenes (Oliveras et al., 2014).

Los índices espectrales permiten estudiar las variaciones espectrales, espaciales y temporales de las ondas electromagnéticas reflejadas por la vegetación. Para analizar el efecto de los incendios sobre el ecosistema, se emplean principalmente los índices de vegetación, por su alta correlación espectral con características de la vegetación. Entre los más utilizados se encuentran el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) y el Índice de Quemado Normalizado (NBR), ambos fundamentados en el comportamiento radiométrico de la vegetación. El NDVI se

calcula a partir de las bandas Roja e Infrarroja Cercana (NIR), mientras que el NBR utiliza las bandas NIR e Infrarroja de Onda Corta (SWIR) para estimar el grado de afectación por el fuego.

Estas herramientas generan información valiosa sobre el estado de la vegetación. A partir de los índices considerados fuertemente positivos, se infiere que la vegetación es sana y verde por su alto contenido de biomasa, mientras que valores cercanos a cero indican que la vegetación es escasa, está bajo estrés o muerta y caso contrario para los valores negativos indican suelos desnudos y sin cobertura vegetal como suelos desnudos o quemados (Cárdenas-Arévalo y Vargas-Ríos, 2008); (Avetisyan et al., 2023).

5.7.1. Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI)

El NDVI permite monitorear la recuperación de la vegetación después de un incendio (León et al., 2012). Este índice es utilizado para identificar la presencia de vegetación verde en la superficie y caracterizar su distribución espacial, así como la evolución de su estado a lo largo del tiempo (Merg et al., 2011), lo que permite identificar los cambios de la cobertura vegetal y analizar su calidad (Aguilar et al., 2021).

Al estimar el (NDVI), se tiene en cuenta la firma espectral caracterizada por la banda del rojo (entre 0.6 y 0.7 µm.), la cual es absorbida en gran parte por las hojas, y el infrarrojo cercano entre (0.7 y 1.1 µm.), que es reflectada en su mayoría. Esta información permite realizar una valoración cuantitativa de la vegetación (Merg et al., 2011); los valores comprendidos entre 0.01 y 0.1 indican que la vegetación es escasa o el suelo está desnudo, resultado de la baja reflectancia de la banda infrarrojo cercano (NIR), los valores entre 0.2 y 0.4 se catalogan como vegetación moderada y valores de >0.5 se atribuye a la vegetación alta y vigorosa. En términos ecológicos, el NDVI se ha consolidado como un indicador óptimo que permite inferir, la fracción de la radiación

fotosintéticamente activa interceptada, la productividad primaria y una variable integradora del funcionamiento del ecosistema (Paruelo et al., 1997).

5.7.2. Índice de Quemado Normalizado (NBR)

El NBR, se implementa comúnmente para detectar y monitorear la severidad y los efectos ocasionados por los incendios. La severidad del incendio puede clasificarse según la intensidad, el tiempo y la composición vegetal de las especies, así como las características funcionales relacionadas (Güney y Gülsoy, 2023). Este análisis se basa en la variación de la reflectancia de la vegetación tras un incendio, lo que permite estimar el grado de afectación en el ecosistema (Maxwald et al., 2022).

En áreas quemadas, la reflectancia en la banda NIR disminuye debido a la pérdida de biomasa verde, mientras que la reflectancia en la banda SWIR aumenta por la presencia de ceniza y alteraciones en la estructura de la vegetación. En contraste, en áreas no afectadas por incendios, estos valores se presentan de forma inversa (Keeley, 2009). Investigaciones como la de Carrizales de la Cruz, (2023) estiman, la severidad del incendio mediante la diferencia entre los valores del NBR antes y después del incendio, lo que da origen al Índice Diferencial de Quemado Normalizado (dNBR). De manera complementaria, Maxwald et al. (2022) subrayan la utilidad de este índice como una herramienta crucial para obtener información sobre la vitalidad del ecosistema afectado, así como para definir acciones de restauración activa encaminadas a su recuperación.

6. OBJETIVOS

6.1. Objetivo general

Evaluar el impacto de la severidad del incendio sobre la regeneración natural de la cobertura vegetal, la diversidad taxonómica de plantas vasculares y las respuestas adaptativas en la vereda Fontibón, Pamplona, Norte de Santander.

6.2. Objetivos específicos

Estimar la severidad del incendio mediante el índice dNBR y el cambio en la cobertura vegetal a partir del Índice NDVI en la vereda Fontibón Pamplona, Norte de Santander.

Comparar la diversidad alfa y beta de plantas vasculares y los mecanismos de regeneración entre las zonas afectadas por el incendio con diferentes niveles de severidad

Analizar los rasgos funcionales foliares de las especies vegetales más abundantes presentes en las zonas con y sin antecedentes de incendio en la vereda Fontibón, Pamplona Norte de Santander

7. HIPÓTESIS

El mayor desarrollo de la cobertura en la recuperación del ecosistema altoandino se da en áreas con severidad baja donde prospera una mayor riqueza de plantas nativas y no por la dominancia de una o unas pocas de ellas, estas plantas nativas presentan rasgos funcionales diferentes de aquellas especies que prosperan en zonas sin antecedentes de incendio.

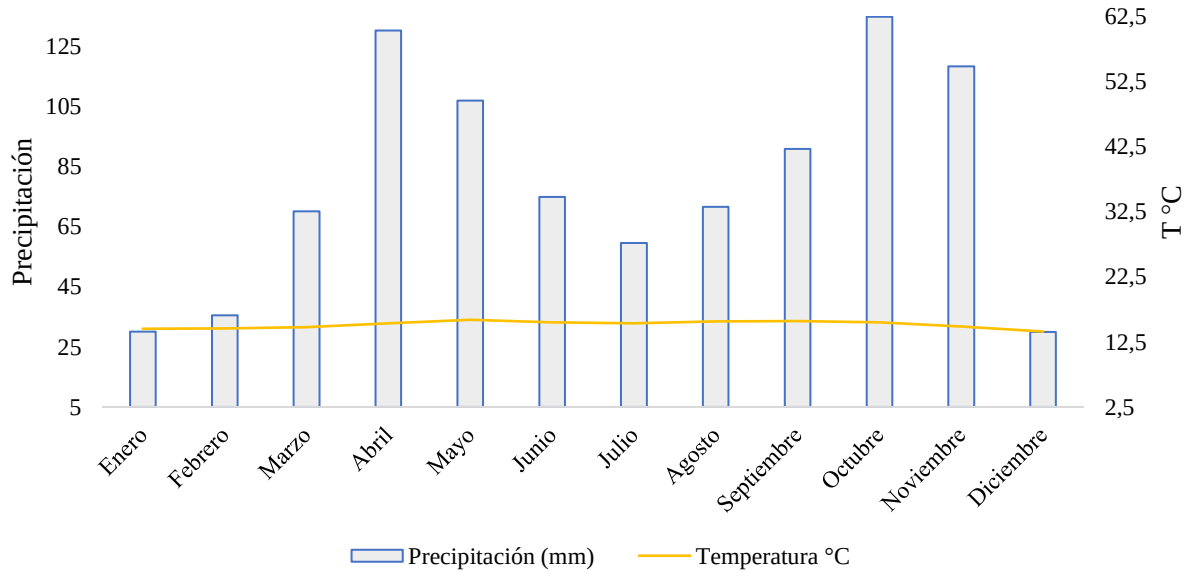
8. MARCO METODOLÓGICO

8.1. Área de estudio

El presente estudio, se llevó a cabo en un ecosistema de bosque altoandino con parches de vegetación azonal, ubicado en la vereda Fontibón, al suroriente del municipio de Pamplona, Norte de Santander (Figura 1). Según el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (s.f.), el uso de tierra para este territorio se basa en la agricultura y agroforestal (8%), con una menor proporción destinada a la ganadería (1%). Las coordenadas centrales de la zona son 7°20’31’’N, 72°37’50’’W, con un rango de altitud entre 2640 y 3020 msnm. Fontibón presenta un régimen de precipitaciones característico de las zonas altoandinas, con precipitación anual de 120 y 130 mm y régimen bimodal (abril-mayo y octubre-noviembre). El monitoreo en campo se realizó durante los meses de diciembre de 2024 y enero de 2025.

Figura 1

Climograma de precipitación media mensual y promedios de temperatura máxima y mínima media mensual para el periodo 1999-2025 en Pamplona Norte de Santander (IDEAM: Iser Pamplona [16015020]).

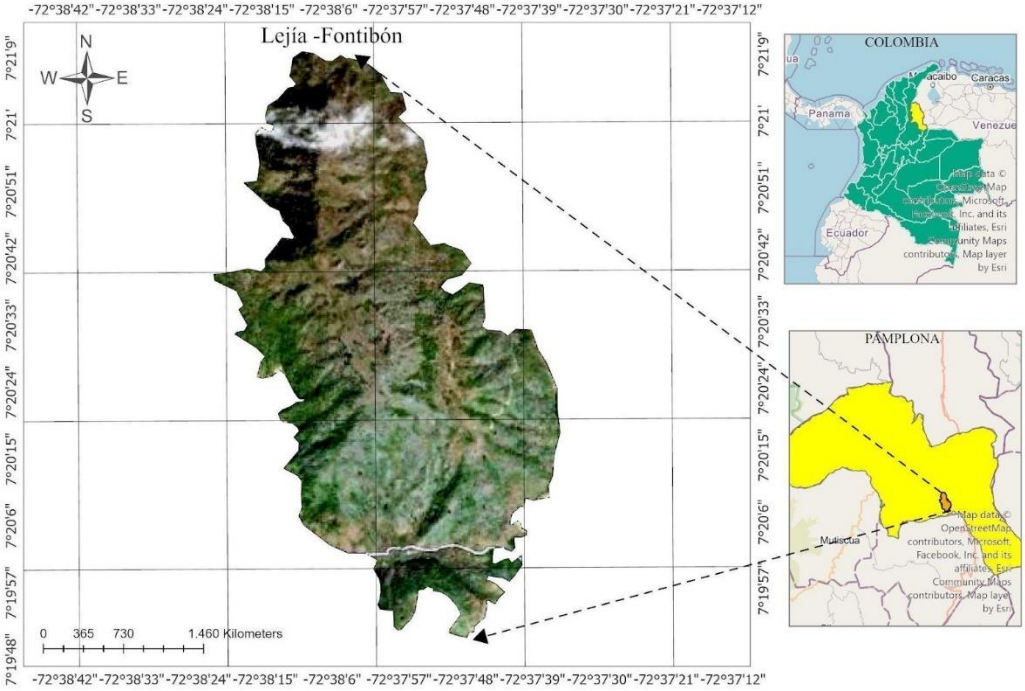


Entre el 25 y 28 de enero del 2024, un incendio afectó las coberturas de bosque altoandino y matorrales de subpáramo. Este evento ocurrió a mediados de la temporada seca, periodo característico por presentar precipitaciones mínimas (30 mm) y temperaturas relativamente altas para la zona (14°C media mensual, con temperatura máxima de 19°C y mínima de 9°C). La topografía del terreno incluye desde laderas inclinadas hasta zonas planas, formando algunos valles angostos y cortos, e incluso áreas escarpadas.

El tipo de suelo predominante de la zona es el andosol, típico de regiones montañosas. Estos suelos se destacan por su alta capacidad de retención de nutrientes y de agua, siendo ricos en materia orgánica, lo que les confiere una alta fertilidad. La textura de los andosoles varía de franco-arenosa a franco-limosa, características que favorecen el crecimiento de vegetación diversa distribuida en los ecosistemas de bosque altoandinos y matorrales de subpáramo.

Figura 2

Ubicación del área de estudio, ecosistema azonal con la presencia de bosque altoandino y matorrales de subpáramo. Vereda de Fontibón, Pamplona Norte de Santander. Fuente: elaboración propia.



8.2. Procesamiento de imágenes Sentinel-2 para la determinación y análisis en el cambio de la cobertura vegetal

8.2.1. Tipo de satélite y criterios para la selección de las imágenes

Para evaluar la regeneración natural de cobertura vegetal en la zona de estudio, se utilizaron imágenes del satélite Sentinel-2 de nivel L1C del programa Copernicus. Las fechas seleccionadas son del 15 de enero 2024 (pre incendio), 19 de febrero de 2024 (post-incendio) y 01 de octubre 2024. Los criterios establecidos de selección se basaron en: las fechas previas y posteriores con tres momentos clave: pre-incendio, post-incendio y recuperación del ecosistema. También se incluyó baja cobertura de nubosidad (<20%) con la finalidad de minimizar interferencias en los índices espectrales. La corrección atmosférica se llevó acabo en el software de QGIS, mediante la ejecución del complemento de Semi-Automatic Classification Plugin y posteriormente se realizó el cálculo de los índices espectrales en el software de ArcGIS.

8.2.2. Determinación del NBR

Para estimar la severidad de los incendios, se adaptó la metodología propuesta por Carrizales de la Cruz (2023), mediante el cálculo del índice Normalizado de Área Quemada (NBR). A partir de las bandas espectrales B8 para el (NIR) y B12 para el (SWIR). El uso de estas bandas permite distinguir los cambios de reflectancia entre la vegetación sana y afectada (NIR), y de la misma manera, registra el contenido de humedad en las áreas afectadas por el fuego mediante el SWIR.

$$NBR = (NIR - SWIR)/(NIR + SWIR)$$

Donde:

NIR: Infrarrojo cercano

SWIR: Infrarrojo de onda corta

8.2.2.1.Cálculo de la Diferencia del Índice Normalizado de Área Quemada (dNBR) y Clasificación de la severidad del incendio.

La clasificación de la severidad del incendio en el área de estudio, se basó en los rangos propuestos por Key y Benson (2006) de los valores obtenidos del dNBR, calculados a partir de la diferencia entre las condiciones de las fechas previas y posteriores al incendio. Las áreas más afectadas estarán representadas por los valores altos de dNBR, mientras que las áreas con menor afectación y con presencia de crecimiento en la vegetación se representan con valores negativos de dNBR (Figura 2).

$$dNBR = pre\ NBR - post\ NBR$$

Donde,

pre NBR: Valor NBR antes del incendio

post NBR: Valor NBR después de incendio

Figura 3

Clasificación de la severidad del incendio mediante los valores del Relativized Burn Ratio, según el Servicio Geológico de los Estados Unidos. (Imagen tomada de USGS).

Severity Level	dNBR Range (scaled by 10^3)	dNBR Range (not scaled)
Enhanced Regrowth, high (post-fire)	-500 to -251	-0.500 to -0.251
Enhanced Regrowth, low (post-fire)	-250 to -101	-0.250 to -0.101
Unburned	-100 to +99	-0.100 to +0.99
Low Severity	+100 to +269	+0.100 to +0.269
Moderate-low Severity	+270 to +439	+0.270 to +0.439
Miderate-high Severity	+440 to +659	+0.440 to +0.659
High Severity	+660 to +1300	+0.660 to +1.300

8.2.3. Determinación NDVI

El procesamiento de las imágenes y el cálculo del índice NDVI, se llevaron a cabo mediante la aplicación de ArcGIS, con el propósito de identificar las áreas que presentaron signos de regeneración en la cobertura vegetal. El índice de NDVI, se calcula a partir del espectro de luz visible y del infrarrojo cercano (NIR). La absorbancia de la luz visible que se refleja en esta constante y permite analizar y clasificar el estado de la vegetación, de tal manera que la vegetación afectada por los incendios refleja menos luz en el NIR a diferencia de la vegetación sana. A continuación, se representa la fórmula y la interacción de las bandas utilizadas para el cálculo del NDVI, como la banda espectral rojo visible y el NIR (Aguilar, Angarita y Daza, 2021).

$$NDVI = (NIR - RED)/(NIR + RED)$$

Donde,

NIR: Banda espectral del infrarrojo cercano

RED: Banda espectral del rojo visible

La clasificación en los cambios y del estado de las coberturas vegetales, se fundamenta en los valores obtenidos del NDVI (Tabla 1.). Este índice emplea bandas específicas del espectro, como el infrarrojo cercano (NIR) y el rojo, cuyas longitudes de onda varían según el satélite que se emplee para el análisis (Aguilar, Angarita, & Daza, 2021). Para sentinel-2, la banda B8A corresponde al NIR que maneja longitudes de onda entre 0.85 y 0.87 µm, mientras que la banda 4 corresponde al rojo con longitudes de onda de 0.65 y 0.68 µm (Gis & Beers, 2019).

Tabla 1

Clasificación de los cambios y calidad de las coberturas vegetales, mediante el NDVI. (Rangos tomados de: Caicedo y Peña, 2019).

Valor NDVI	**Clasificación de la cobertura**
<0.01	Clases no vegetales (Ríos, quebradas, lagunas, nubes)
-0.1 - 0.15	Tierra desnuda, degradada, asentamientos, vías, suelo sin cobertura vegetal
0.15 - 0.25	Vegetación dispersa, con presencia de herbazales, arbustos y pastizales
0.25 - 0.4	Vegetación media, con presencia de vegetación leñosa, plantación arbustiva, bosque seco.
> 0.4	Vegetación alta y vigorosa por presencia de plantas densas en crecimiento, generalmente de bosque húmedo.

8.2.4. Análisis Bitemporal

El análisis bitemporal permitió identificar los cambios en la cobertura vegetal y la regeneración natural del ecosistema. Este análisis se basó en la clasificación de las imágenes satelitales y de los datos obtenidos a partir del NDVI pre y post incendio. Los resultados de las series temporales, se representaron en gráficos (mapas), con el fin de reflejar la variación en el NDVI en la zona de estudio, lo que facilitó la visualización del impacto del incendio sobre el ecosistema y su proceso de recuperación.

El análisis bitemporal y los índices espectrales se complementaron con el cálculo del área en hectáreas y el porcentaje, para cuantificar los cambios en la cobertura vegetal entre los periodos de tiempo de enero a febrero y de febrero a octubre. Este proceso se ha adaptado en diferentes estudios relacionados con el monitoreo y la dinámica del paisaje, como en la investigación realizada por Hernández-Moreno et al. (2023).

8.3. Determinación de la diversidad de plantas vasculares en áreas de regeneración natural

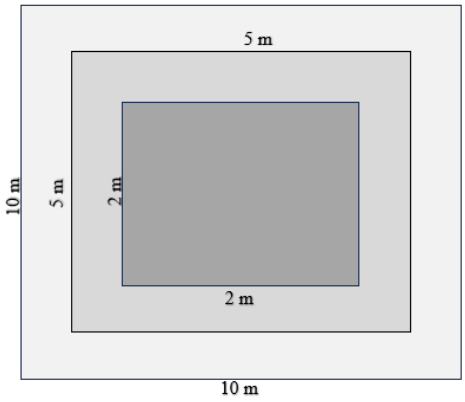
8.3.1. Establecimiento de parcelas y muestreo de especies

Adaptando la metodología propuesta por Zúñiga-Vásquez et al. (2022), se establecieron 10 parcelas de muestreo para cada cobertura vegetal, considerando el grado de severidad del incendio (dNBR) y las áreas de control (sin afectación). Estas parcelas se distribuyeron en áreas que mostraron signos de regeneración natural, identificadas a partir de valores del índice de NDVI iguales o mayores a 0.15 en la cobertura vegetal post-incendio. Para el registro de especies rasantes (<0.30 m) y herbáceas (0.30 a 1.50 m), se delimitaron parcelas de 4 m2. En el caso de los arbustos (1.50 a 5m) las parcelas fueron de 25 m2, mientras que para las especies de las categorías su

arbóreas (5.1 a 12m) y arbóreas (12.1 a 25m), se establecieron parcelas de 100 m2. Todas las parcelas se georreferenciaron, y delimitaron utilizando tubos de PVC, con hilo en los laterales.

Figura 4

Representación gráfica del diseño de muestreo para la recolección de información de rasantes, herbáceas, arbustos y árboles.



8.3.2. Registro y procesamiento de los datos

Para evaluar la diversidad y abundancia de las especies vasculares durante el proceso de la regeneración natural en el ambiente post-incendio, en cada una de las parcelas se registraron datos como, la especie, familia, cantidad de individuos y la altura para estratificar el tipo vegetación presente, aplicando la metodología de Cortés Sánchez (2003). Para las especies rasantes, se tomó el porcentaje de ocupación en la cobertura dentro de la subparcela establecida (4 m^2), también se registró el mecanismo de regeneración, aplicando la metodología propuesta por Rodríguez-Beltrán y Vargas-Ríos (2002) mediante el mecanismo de rebrote ó semilla. El registro y procesamiento de los datos se complementó, con registros fotográficos de las especies vegetales presentes, con la finalidad de recopilar información visual que facilitara la identificación taxonómica de la flora.

8.3.3. Diversidad ecológica

Los índices de diversidad biológica fueron estimados en Rstudio versión 4.3.2, mediante la aplicación del índice de diversidad de Jost (q), para la riqueza de especies (q=0), especies raras (q=1) y especies comunes (q=2). Las fórmulas empleadas para el cálculo de la diversidad alfa se describen a continuación y para la diversidad beta se utilizaron los índices de Jaccard y Bray-Curtis. Los análisis se realizaron mediante la aplicación de librerías como: iNEXT, Vegan, dplyr, principalmente.

Índice de diversidad de Jost q0 (2006). Riqueza de especies efectivas.

$$0D = \sum_{i=1}^{S} p_i^0$$

Donde pi es la abundancia.

8.3.3.1. Índice de diversidad Jost q1 (2006). Exponencial de Shannon:

El índice determina la heterogeneidad de una comunidad, considerando dos aspectos: el número de especies presentes y su abundancia relativa. Conceptualmente representa el nivel de incertidumbre asociado a la selección al azar de un individuo dentro de la comunidad (Moreno Ortega,2019).

$$1D = exp\left[-\sum_{i=1}^{s} pi\ in\ pi\right] = \exp\,(H')$$

8.3.3.2.Índice de diversidad Jost q2 (2006). Inverso del índice de Simpson:

Este índice determina la probabilidad que dos (2) individuos de una muestra tomados al azar sean de la misma especie; es decir, este índice refleja la dominancia de las especies dentro de la comunidad (Moreno Ortega, 2019).

$$2D = {}^{1}\!/_{(\sum_{i=2}^{s} P_1^2)}$$

8.3.3.3. índice de diversidad beta

El cambio en la composición de especies entre diferentes sitios, se estimó mediante la aplicación de la diversidad beta, con los índices de disimilitud. Este análisis consiste en el número de especies compartidas y las especies características de cada sitio (Moreno Ortega, 2019). La diversidad beta, se determinó mediante la aplicación del índice de Jaccard y el índice de Bray - Curtis, a partir de las siguientes fórmulas:

$$B = b + ca + b + c$$

Donde,

B= índice de Jaccard
a= Número de elementos comunes entre los conjuntos a y b
b= Números de elementos únicos en el conjunto a
c= Número de elementos únicos en el conjunto b

$$BC = 2CA + B$$

Donde,

BC = Índice de Bray-Curtis
A= Suma de las abundancias de todas las especies en la primera muestra
B= Suma de las abundancias de las especies comunes en ambas muestras

8.3.4. Estructura ecológica

El Índice de Valor de Importancia (IVI) y el índice de regeneración natural (IRN), se calculó en el software de Excel.

8.3.4.1.Índice de Valor de Importancia (IVI)

La aplicación de este índice permite evaluar la importancia relativa de diferentes especies dentro de un ecosistema, mediante la sumatoria de la abundancia, frecuencia y dominancia relativa.

Para determinar la importancia de las especies registradas, se aplicó mediante la siguiente expresión.

$$IVI = Ar + Fr + Dr$$

$$Ar = niN * 100$$

$$Fi = fiN * 100$$

$$Dr = AbiAb * 100$$

$$Ab = \pi r2$$

Donde,

Ar: Abundancia relativa (Pi) expresada como porcentaje

Fr: Frecuencia relativa. Entendida como el número de parcelas donde se registra una especie.

Dr: Dominancia relativa. Se calcula sumando el área basal (Ab) de los individuos de una especie en una muestra (dominancia absoluta de la especie), dividiendo luego por la sumatoria de todas áreas basales (dominancia absoluta total) y expresando finalmente como porcentaje.

Ab: Área basal (m2)

DAP: Diámetro a la altura del pecho (m)

Los criterios para establecer las clases de IVI y la prioridad de conservación en función de este índice (Tabla 2), se basará en la clasificación empleada por, Tadese et al.(2021).

Tabla 2

Criterios para clasificar el IVI y la prioridad de conservación de las especies.

Valores IVI %	Clase IVI	Clase prioritaria	Interpretación requerida
>30	1	5	Seguimiento y gestión
20.1-30	2	4	Seguimiento y gestión
10.1-20	3	3	Conservación/ Restauración
1-10	4	2	Conservación/ Restauración
<1	5	1	Conservación/ Restauración

8.3.4.2. Índice de regeneración natural (IRN)

El (IRN), se estimó a partir de la información relacionada con los hábitos de crecimiento, integrando las variables de riqueza y abundancia de especies de hábito arbóreo y arbustivo. Esta aproximación permitió observar el reemplazo de especies de hábito herbáceo a lo largo del tiempo, brindando una evaluación más dinámica y representativa. A continuación, se presenta la expresión del índice.

$$\%REG = (IA + IAR)/\#IND\ TOTAL * 100$$

Dónde,

%REG: Índice de regeneración natural.

IA: Número de individuos de la regeneración natural de hábito arbóreo

IAR: Número de individuos de la regeneración natural de hábito arbustivo

8.4. Análisis de los rasgos funcionales

Para entender la respuesta de las comunidades vegetales frente a los disturbios ocasionados por el incendio, se seleccionaron los siguientes rasgos funcionales, adaptando la metodología de Abedi et al. (2022). El grosor de la hoja, la longitud de la hoja, área foliar específica, biomasa y el contenido hídrico foliar. Estos mecanismos se asocian con estrategias adaptativas frente al estrés ambiental, tales como tolerancia a la sequía y eficiencia en el uso de recursos (Otalvarez y Vanessa, 2020).

8.4.1. Recopilación de los datos

Los rasgos fueron evaluados y analizados en las cinco (5) especies más abundantes, distribuidas en las zonas con y sin antecedentes de incendio. Para ello, se recolectaron tres (3) hojas maduras en buen estado de cinco (5) individuos por especie, sumando 150 hojas en toral.

Las hojas recolectadas cumplieron los siguientes criterios: estar en buen estado de conservación, libre de daños mecánicos o plagas y haber estado expuestas a la luz para garantizar la consistencia en las condiciones de exposición al ambiente. Durante el proceso de recolección y transporte, las muestras fueron depositadas en bolsas ziploc, con el fin de evitar posibles pérdidas de transpiración y humedad antes de su análisis, 24 horas después (Reyes Palacios, 2023).

8.4.2. Medición del grosor y longitud

El grosor (GH) y longitud de hoja (LH), fueron medidos con un micrómetro digital. La medición del grosor de la hoja, se llevó a cabo en tres puntos diferentes: base, centro y ápice de la hoja, calculando el promedio de las mediciones para cada una. Por otro lado, la longitud (LH) de las hojas, se midió desde la base del pecíolo hasta el ápice.

8.4.3. Área foliar específica

El área foliar específica, se calculó mediante la aplicación de la siguiente fórmula.

$$Área\ foliar\ específica\ (AFE) = \ Área\ foliar\ (cm2)/Peso\ seco\ (g)$$

La cuantificación del área foliar, se llevó a cabo en el software ImageJ, siguiendo la metodología descrita por Martin et al. (2020). Para determinar la masa seca, las hojas se procesaron en un horno a 40°C por 24 horas y se pesaron inmediatamente en una balanza analítica después de ser retiradas del horno, conforme al procedimiento descrito por Negret (2016).

8.4.4. Contenido hídrico foliar

Este rasgo foliar se determinó, mediante la aplicación de la siguiente fórmula, en la que se tienen en cuenta, el peso inicial (peso fresco) y el peso final (peso en seco) en gramos, estos datos fueron tomados mediante el pesaje de cada una de las hojas en una balanza digital.

$$Contenido\ hídrico\ foliar\ (CH) = \ Peso\ inicial\ - \ peso\ final$$

8.4.5. Procesamiento de los datos

Los datos obtenidos, se organizaron en una matriz en Microsoft Excel para su posterior análisis en Rstudio versión 4.3.2, con el fin de evaluar diferencias significativas en los rasgos funcionales entre especies y entre condiciones de sitio (con y sin antecedentes de incendio).

Para cada rasgo funcional se aplicó la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, que permite determinar si los datos presentan una distribución normal. Se utilizó un umbral de $p > 0.05$ para aceptar la normalidad. Cuando los datos no cumplieron los supuestos, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis. En caso de diferencias significativas, se aplicó la prueba de Wilcoxon con

corrección de Bonferroni para realizar comparaciones post-hoc entre pares de grupos y para los datos que si cumplieron los supuestos de normalidad se aplicaron transformaciones logarítmicas mediante pruebas no paramétricas como la prueba de Tukey, después de un valor significativo $p<0.05$ en el ANOVA.

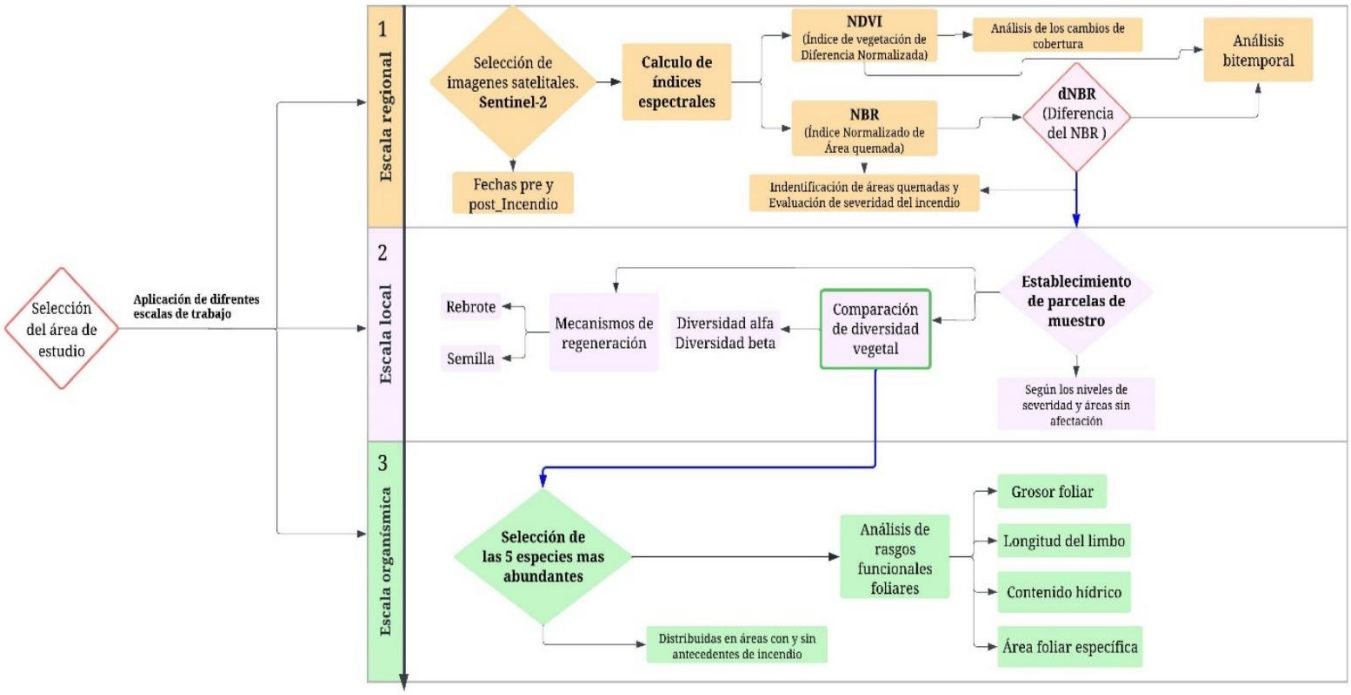
8.5. Visualización de resultados

Para facilitar la interpretación de los resultados, se generaron representaciones gráficas utilizando las librerías ggplot2, dplyr y tidyr, que incluyeron: Diagramas de caja (boxplots) para mostrar la distribución de los rasgos funcionales por grupo.

Este análisis permitió evaluar patrones en la variación de los rasgos funcionales de las especies seleccionadas, proporcionando información clave para entender sus estrategias ecológicas y su potencial de resiliencia frente a los incendios.

Figura 5

Esquema general de la metodología aplicada en la presente investigación, mediante la implementación de las diferentes escalas de trabajo.



9. RESULTADOS

9.1. Clasificación de la severidad del incendio y coberturas afectadas

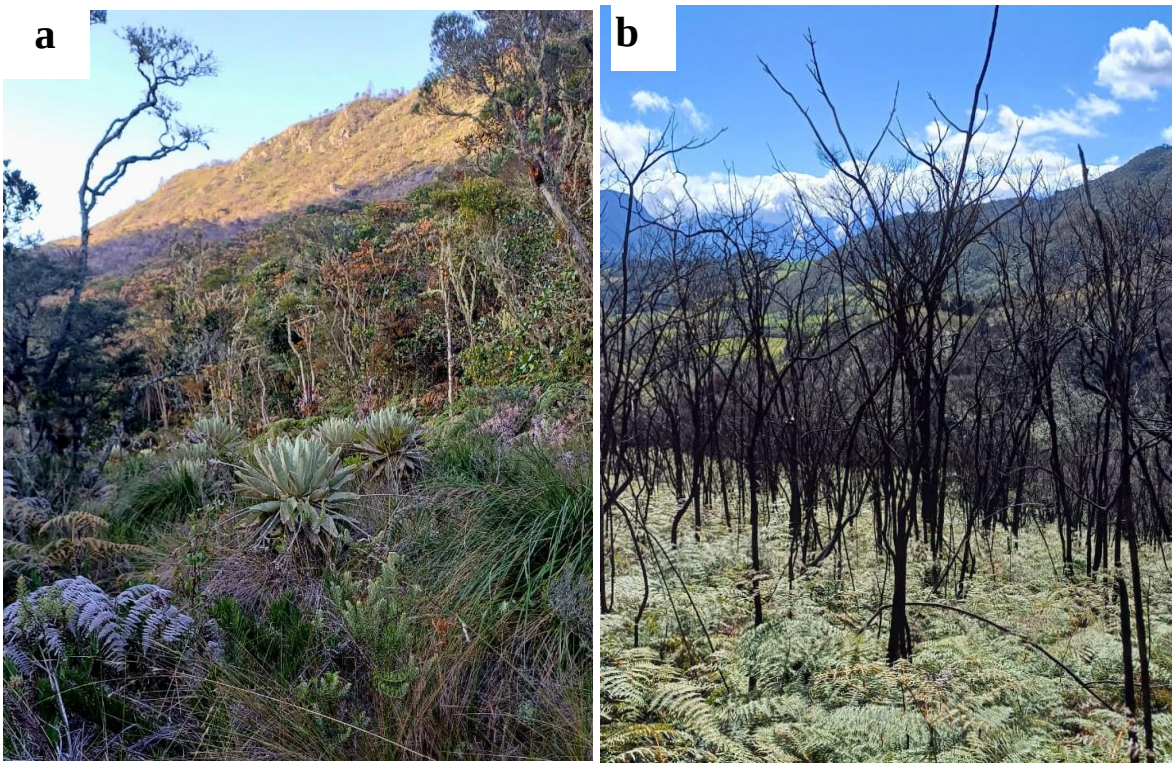
El ecosistema altoandino, ubicado en la Vereda Fontibón Pamplona, Norte de Santander, presentó una afectación de 175 hectáreas tras el incendio ocurrido en enero del 2024. La severidad del incendio se determinó mediante el análisis del índice dNBR. Clasificando el área afectada en tres niveles (Figura 4):

- severidad moderada-alta (0.44 - 0.659)
- severidad moderada-baja (0.270 - 0.439)
- severidad baja (0.100 - 0.269)

La severidad moderada baja representó el mayor porcentaje de afectación en el ecosistema con un valor del 69%, seguida por la severidad baja con un porcentaje del 23%. Las zonas con severidad moderada alta representan el 2%, lo que indica que, aunque el impacto fue extenso, el impacto severo fue limitado. Finalmente, un 6% del área total se mantuvo sin afectación (Tabla 3).

Figura 6

Registro fotográfico de las diferentes coberturas evaluadas: ***a.*** *Zonas sin antecedentes de incendio* ***b.*** *Severidad moderada alta* ***c.*** *Severidad moderada baja* ***d.*** *Severidad baja.*



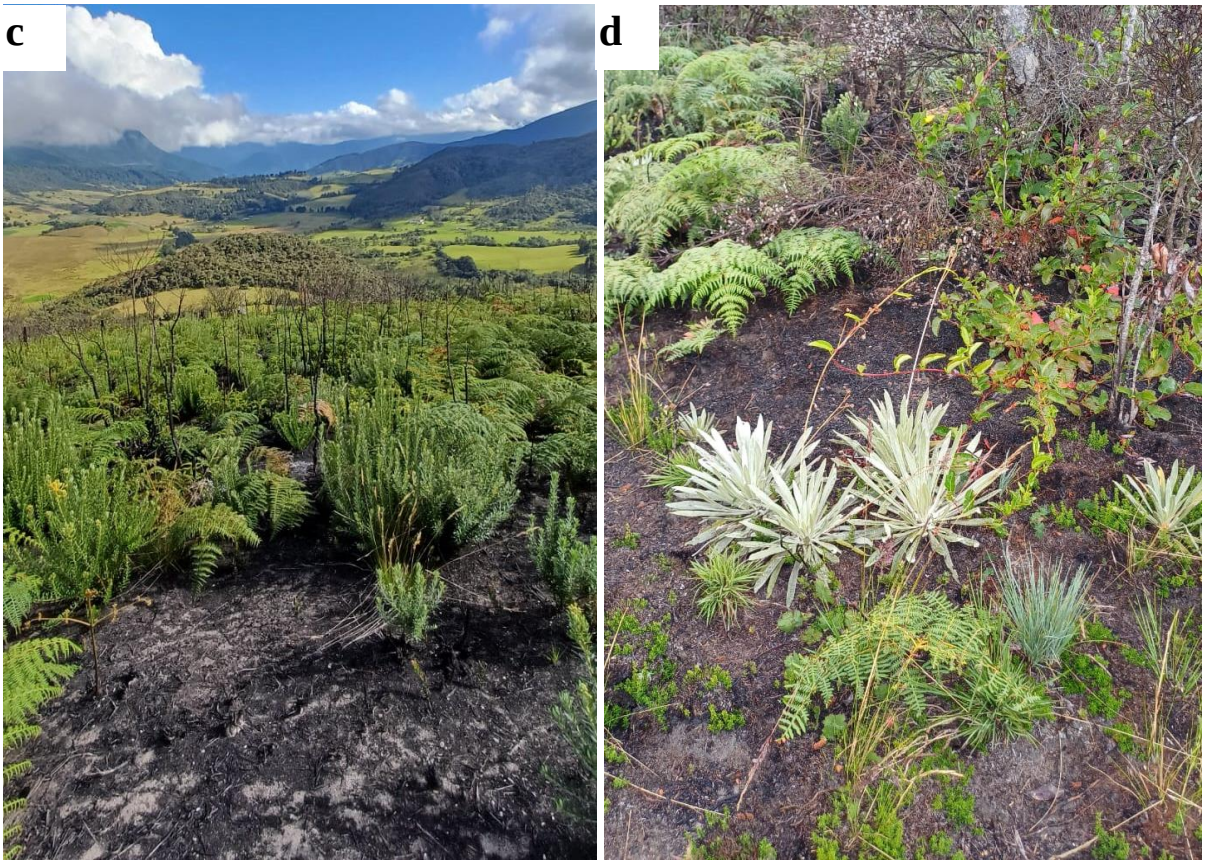


Tabla 3

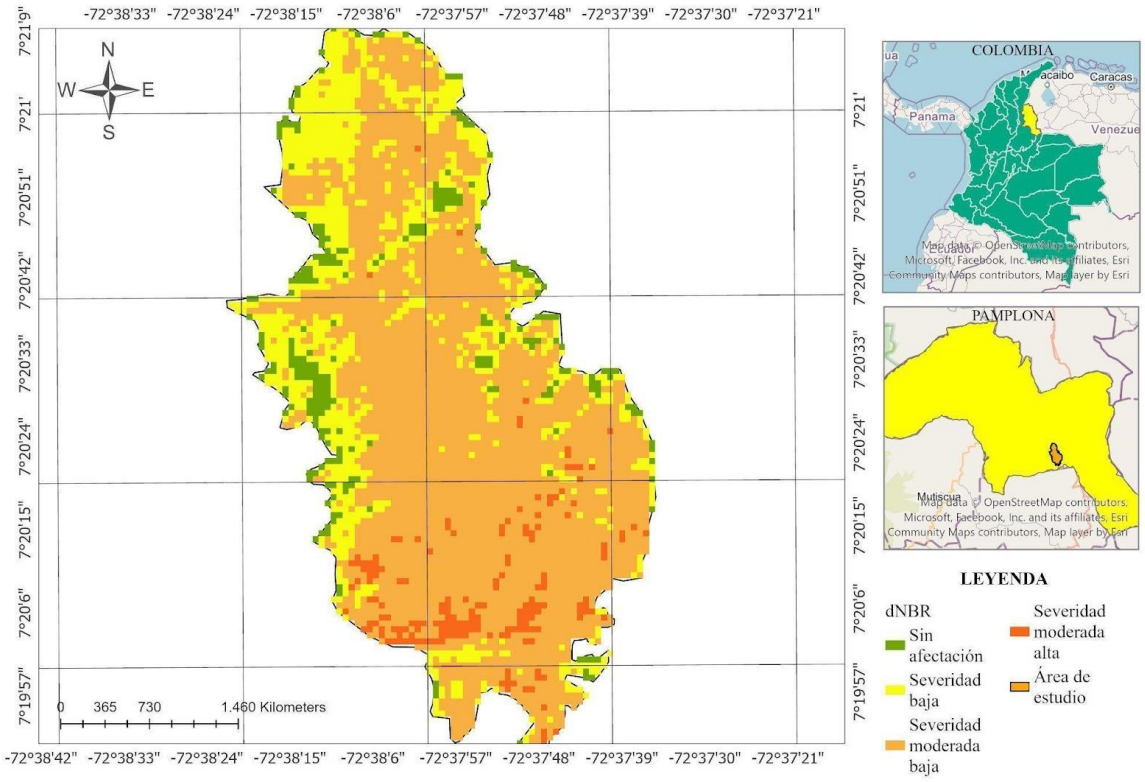
Clasificación de los diferentes niveles de severidad del incendio y distribución porcentual del área afectada (Hectáreas)

Severidad	count	Área (ha)	Porcentaje
Sin afectación	266	10.64	5.7
Severidad baja	1048	43.42	22.66
Severidad moderada baja	3135	127.3	69.00
Severidad moderada alta	185	4	2.00

En la figura 4 se observa la distribución espacial de los diferentes niveles de severidad según el análisis del índice dNBR. El área, en naranja representan las zonas con severidad moderada baja, siendo ampliamente distribuidas en el paisaje. Las zonas en amarillo indican áreas con severidad baja, mientras que los sectores en verde corresponden a áreas que no presentaron afectación visible. El mapa incluye un contexto geográfico regional y nacional lo cual permite ubicar con precisión el área de estudio dentro del territorio colombiano.

Figura 7

Clasificación de la severidad del incendio mediante el análisis NBR y dNBR en la ***v****ereda de Fontibón Pamplona, Norte de Santander. Fuente: elaboración propia*.



La cobertura vegetal que presentó mayor afectación, según el NDVI, corresponde a la vegetación de densidad media, con 147 ha afectadas. Esta cobertura representa una pérdida significativa,

pasando del 87.67% (162 ha) en el ecosistema pre-incendio (Figura 6. a.) al 8.30% (15 ha) en el ecosistema post-incendio (Figura 6. b). En consecuencia, esta vegetación experimentó una reducción del 68 % de su cobertura al transformarse en tierra desnuda (Figura 5). Así mismo, la vegetación alta experimentó una pérdida en su cobertura pasando de 12 ha a 5.28 hectáreas (2.85%), convirtiéndose principalmente en suelo desnudo. La pérdida de las diferentes coberturas vegetales presentes en el ecosistema (Tabla 4) incrementó de manera exponencial la presencia de suelo

desnudo, pasando de 0.12 ha a 141 ha, lo equivalente al 76% de la superficie afectada.

Tabla 4

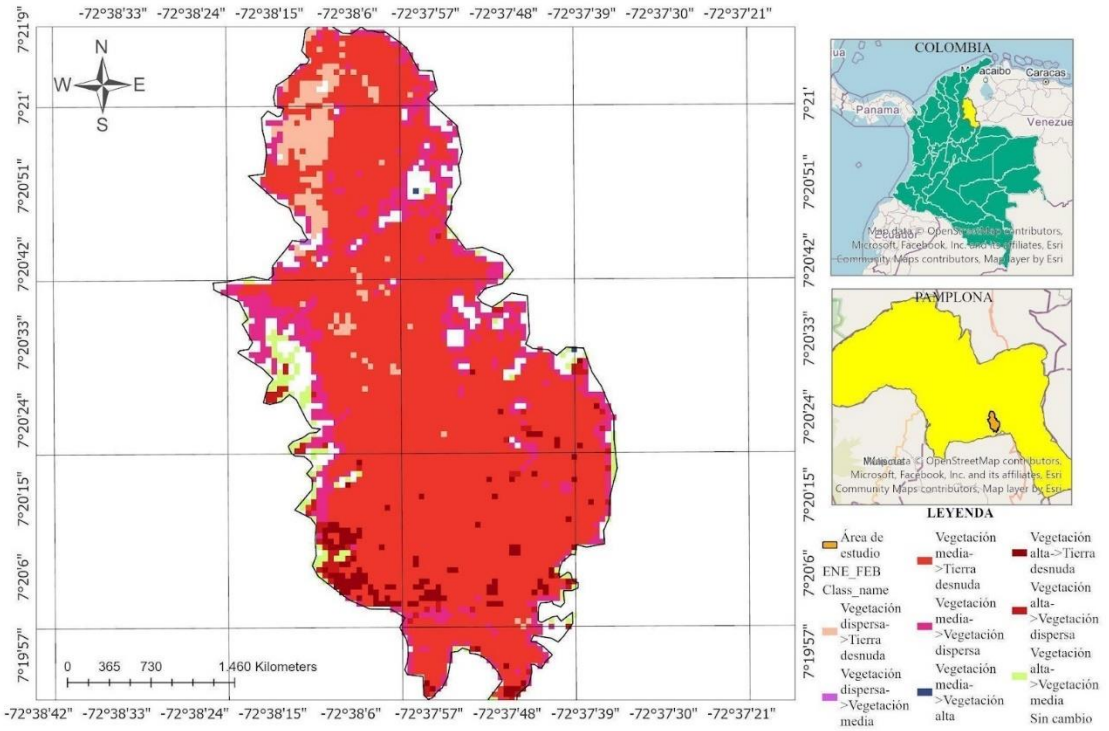
Cuantificación del análisis bitemporal en área y porcentaje entre el 15 enero y 19 febrero del 2024.

Clasificación	Count	Área	Porcentaje
Vegetación dispersa->Tierra desnuda	201	8.04	4.34
Vegetación dispersa->Vegetación media	2	0.08	0.04
Vegetación media ->Tierra desnuda	3190	127.6	68.97
Vegetación media->Vegetación dispersa	596	23.84	12.88
Vegetación media->Vegetación alta	2	0.08	0.04
Vegetación alta->Tierra desnuda	132	5.28	2.85
Vegetación alta->Vegetación dispersa	74	2.96	1.6
Vegetación alta->Vegetación media	115	4.6	2.48
Sin cambio	322	12.88	6.96

Figura 8

Análisis bitemporal del 15 de enero al 19 febrero del año 2024 ecosistema post-incendio.

Fuente: elaboración propia.



9.2. Recuperación del ecosistema post-incendio

El ecosistema refleja una capacidad de resiliencia representativa, en la cobertura vegetal tras el incendio. En el transcurso de ocho meses, se restauraron 170 ha, incrementando la cobertura de la vegetación de densidad media en un 51.71% (95 ha), de las cuales 67.24 ha, pasaron de tierra desnuda a vegetación media, y 19.6 ha de vegetación dispersa a vegetación media. Adicionalmente, la cobertura de vegetación dispersa aumentó en un 25% (47.92 ha). En el análisis bitemporal (Tabla 5 y Figura 7), se identificaron 44.72 ha que pasaron de tierra desnuda a vegetación dispersa. Asimismo, la vegetación alta presentó una recuperación del 21.25% (39.32 ha), de las cuales 26.64 ha pasaron de tierra desnuda a este tipo de vegetación (Figura 6. c). Es importante destacar que, tras el monitoreo en campo, la recuperación de la vegetación alta, está

asociada a la distribución densa de *Pteridium esculentum* en las áreas con mayor severidad de incendio.

Figura 9

Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) a partir de imágenes satelitales pre y post incendio. ***a****. Enero* ***b****. Febrero* ***c****. Octubre en la vereda de Fontibón Pamplona, Norte de Santander.*

Fuente: elaboración propia.

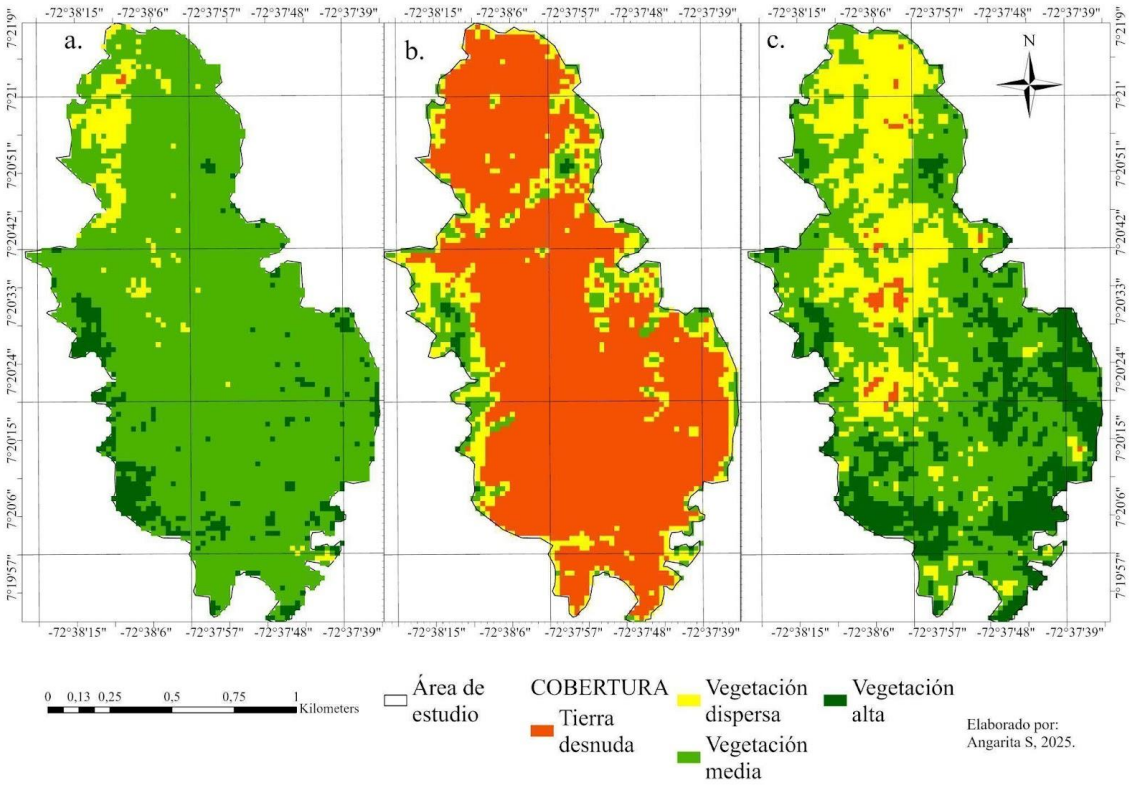


Tabla 5

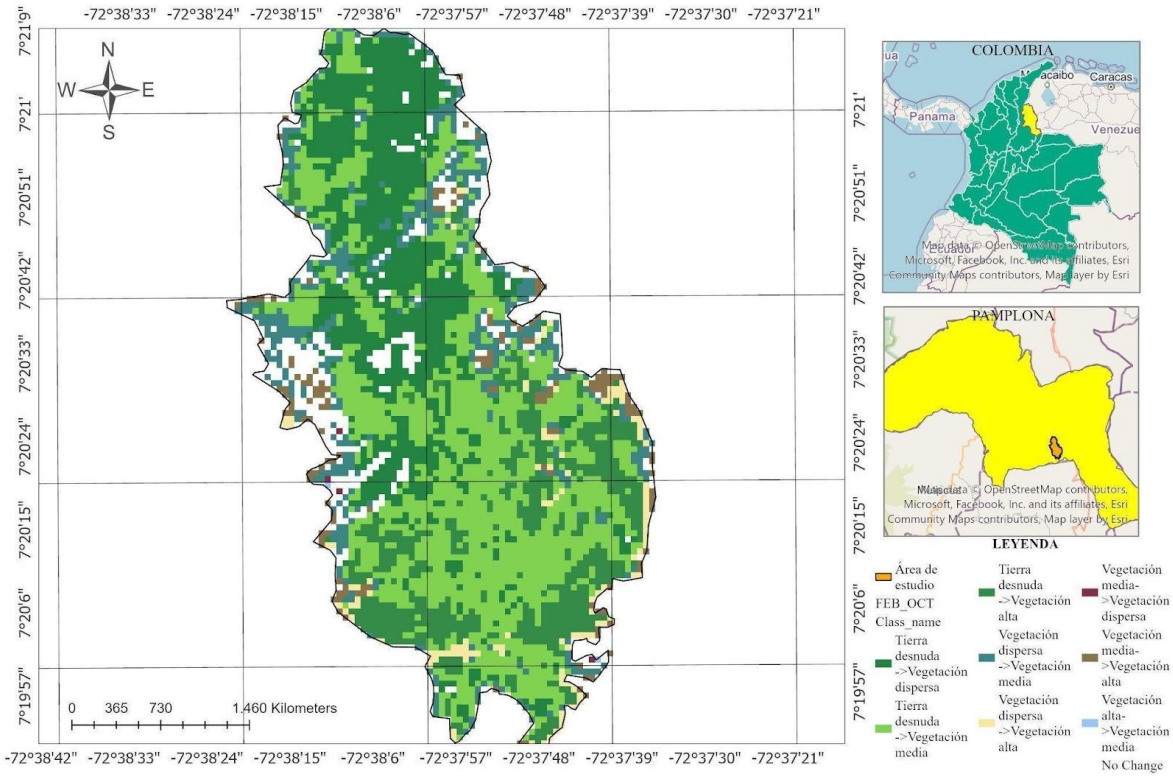
Cuantificación del análisis bitemporal en área y porcentaje entre el 19 febrero y 01 de octubre del 2024.

Clasificación	Count	Área	Porcentaje
Tierra desnuda ->Vegetación dispersa	1118	44.72	24.17
Tierra desnuda ->Vegetación media	1681	67.24	36,35
Tierra desnuda ->Vegetación alta	666	26.64	14.40
Vegetación dispersa ->Vegetación media	490	19.6	10.59

Vegetación dispersa ->Vegetación alta	126	5.04	2.72
Vegetación media->Vegetación dispersa	4	0.16	0.086
Vegetación media->Vegetación alta	161	6.44	3.48
Vegetación alta->Vegetación media	2	0.08	0.043
Sin cambio	386	15.44	8.35

Figura 10

Análisis bitemporal del 19 de febrero y 01 de octubre del 2024. Fuente: elaboración propia.



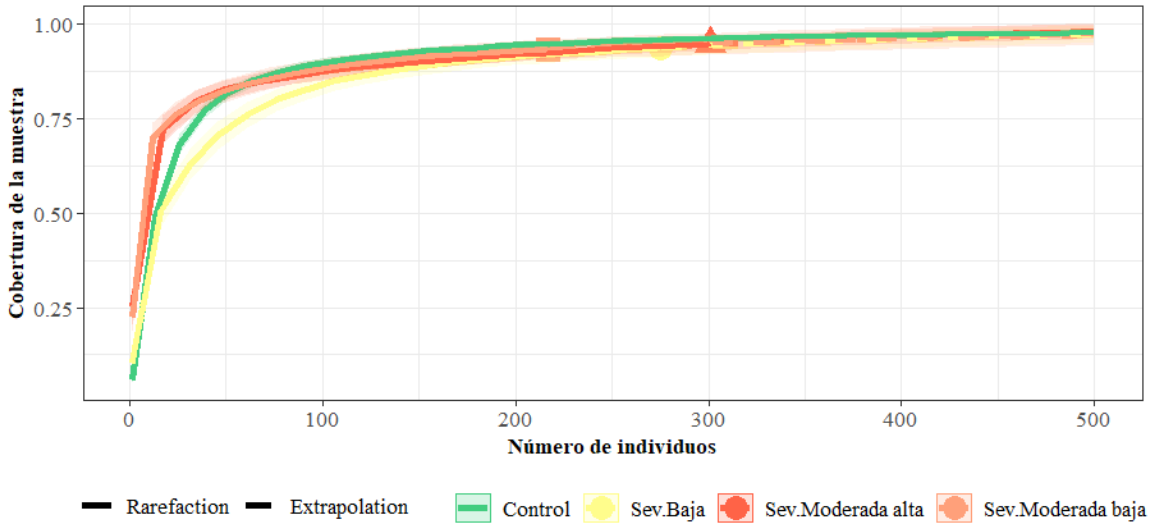
9.3. Efecto de la severidad del incendio en la recuperación de la diversidad florística

La completitud del muestreo para cada una de las severidades y el área control sin antecedentes de incendio, alcanzó un porcentaje superior al 90% (Figura 8), lo que asegura la representatividad de los datos obtenidos durante el trabajo en campo.

Figura 11

Cobertura del muestreo para cada una de las severidades del fuego evaluadas: severidad baja, severidad moderada baja, severidad moderada alta y control (área sin antecedentes de incendio).

Fuente: Elaboración propia.



En total, se registraron 1407 individuos, pertenecientes a 108 especies y 46 familias, de las cuales Asteraceae y Ericaceae son las más representativas con 13 y 11 especies respectivamente (Figura 22- Anexos).

Tabla 6

Cantidad de especies vegetales vasculares, presentes en cada una de las coberturas evaluadas.

Cobertura	**N ° Individuos**	**N ° Especies**	**N ° Familia**
Sev. Moderada alta	301	39	21
Sev. Baja	273	49	28

Control	617	51	25
Sev. Moderada baja	216	32	18

El mayor desarrollo de la cobertura se presenta en áreas asociadas a la severidad baja, donde se registra mayor riqueza florística de especies efectivas, con 49 especies identificadas, en comparación con la severidad moderada baja, con 32 especies. Este proceso refleja una restauración ecológica significativa, demostrando que la mayor recuperación de la cobertura se presenta en las áreas menos afectadas por el incendio, ya que, para las áreas de severidad baja, se estima la presencia de 63 especies, 54 en la a severidad moderada baja y 51 en la severidad moderada alta (Figura 9).

Asimismo, las áreas con menor afectación, logran mantener una composición florística más equilibrada, en relación con las áreas sin antecedentes de incendio (control) y en contraste con las áreas más afectadas (severidad moderada baja y moderada alta). Evidenciando mayor recuperación en términos de diversidad en las áreas de severidad baja, donde se registraron 22 especies, mientras que para la zona control se identificaron 24 especies, estimando que para cada cobertura se presenten 24 y 25 especies respectivamente. Por el contrario, para las zonas afectadas por la severidad moderada baja y moderada alta se registró una diversidad menor, con nueve especies y una estimación de diez especies respectivamente para ambas condiciones (Figura 10).

Figura 12

*Riqueza de especies para cada una de las coberturas evaluadas: severidad baja, severidad moderada baja, severidad moderada alta y control (área sin antecedentes de incendio). Fuente: Elaboración propia***.**

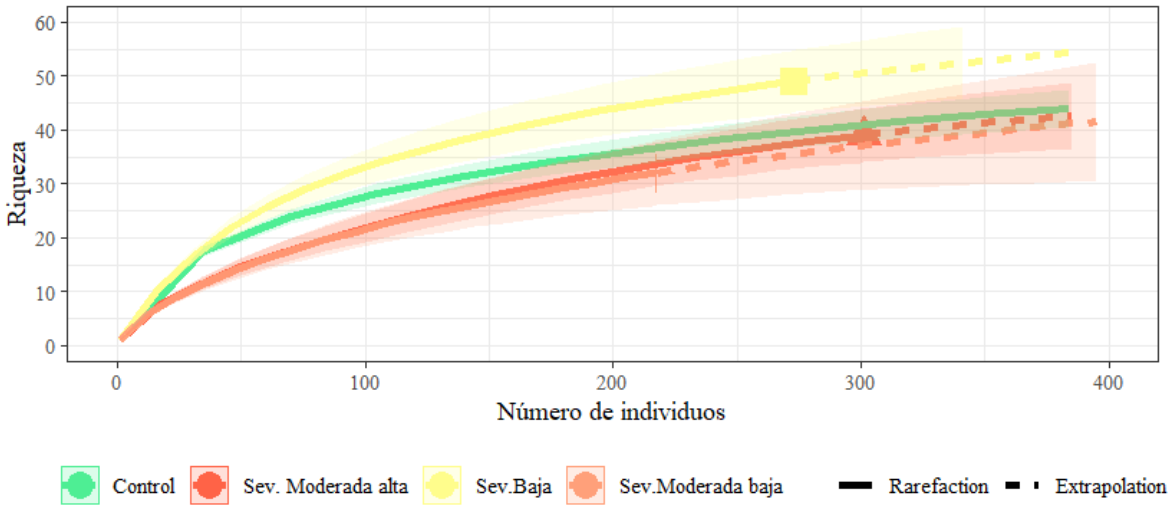
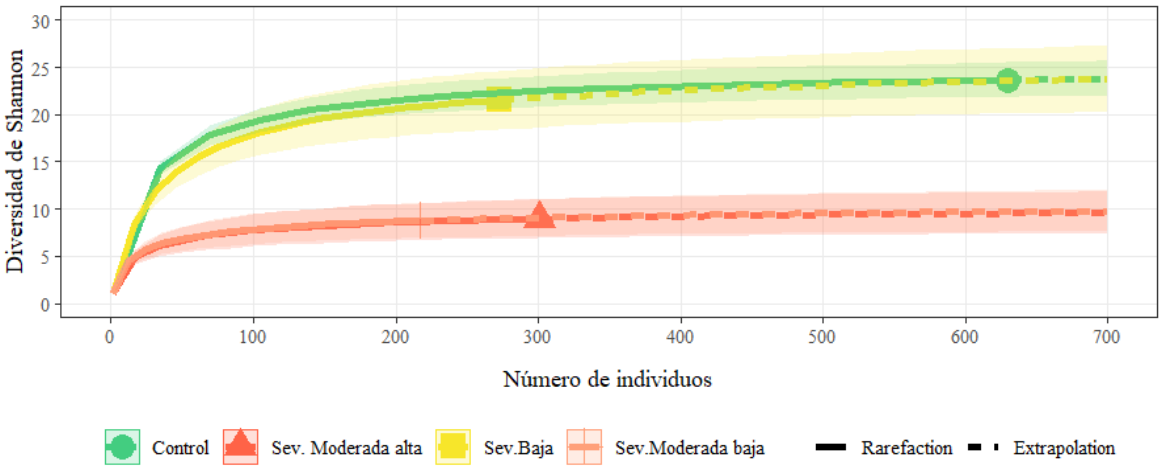


Figura 13

Exponencial de Shannon en cada una de las severidades evaluadas: severidad baja, severidad moderada baja, severidad

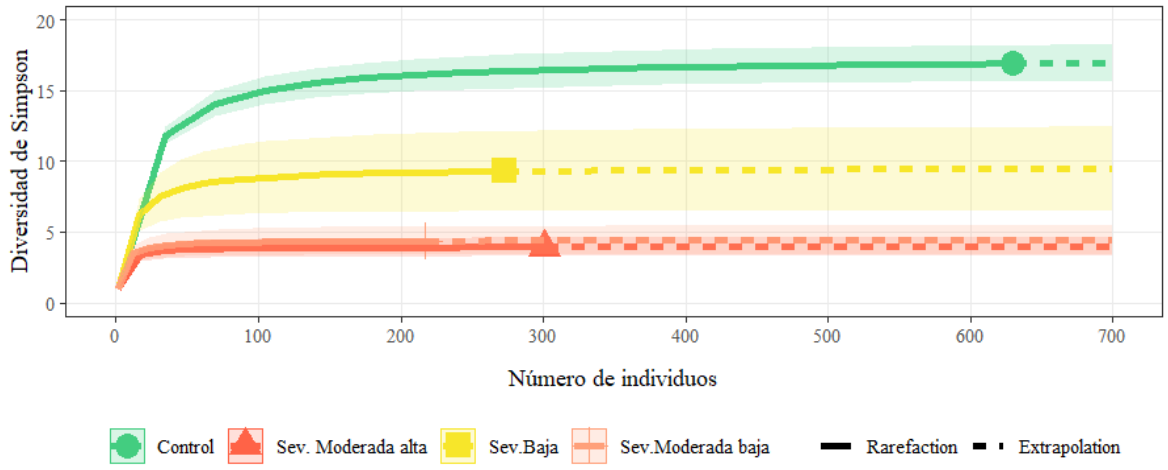


De la misma manera, la dominancia de especies aumenta a medida que aumenta la severidad del incendio (Figura 11), reflejando diferencias, según el grado de severidad. En las áreas sin afectación (control), se identificaron 17 especies efectivas dominantes, dentro de las más representativas, se encuentran, *Cephalopanax pachycephalus, Macrocarpaea schultesii, Maxillaria aurea, Weinmannia tomentosa y Clusia multiflora.* Para las zonas con severidad baja, se registraron nueve especies dominantes dentro de ellas, *Gaylussacia buxifolia, Myrsine coriacea,*

Pteridium esculentum, Bejaria resinosa y Gaultheria anastomosans. En las zonas con severidad moderada baja y moderada alta, se identificaron cuatro especies dominantes como, *Chusquea sp., Pteridium esculentum, Gaylussacia buxifolia y Monticalia ledifolia.*

Figura 14

Inverso de Simpson en cada una de las severidades evaluadas: severidad baja, severidad moderada baja, severidad moderada alta y control (área sin antecedentes de incendio). Fuente: Elaboración propia.

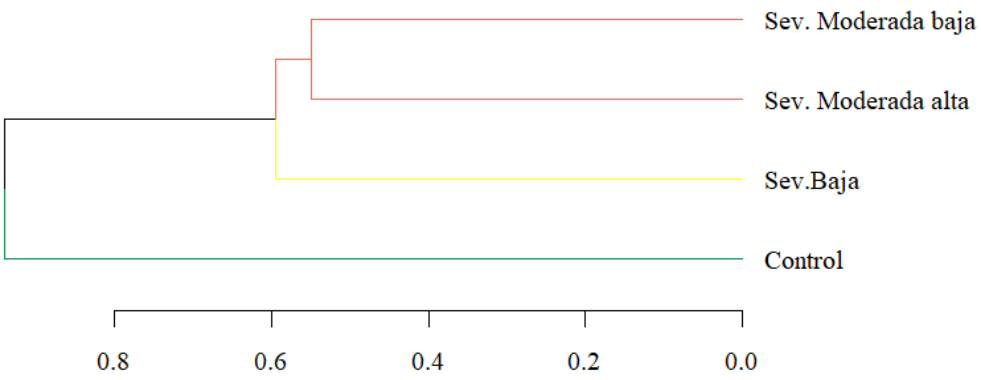


Las áreas afectadas por el incendio presentan una reducción en la similitud taxonómica en comparación con las áreas sin antecedentes (control). Evidenciando un patrón consistente tanto en la presencia como en la abundancia de las especies, al presentar valores de 0.9 en el índice de Bray Curtis y Jaccard (Figura 12 y Figura 13). De las 82 especies identificadas en el control y severidad baja, 18 se distribuyen entre estas dos coberturas, dentro de estas especies se encuentra, *Weinmannia tomentosa, Arcytophyllum nitidum, Clusia multiflora, Gaultheria anastomosans, Gaylussacia buxifolia, Macleania rupestris, Maxillaria aurea, Monticalia ledifolia y Tillandsia denudata.*

Por otro lado, entre control y severidad moderada baja se registraron 10 especies compartidas (de un total de 73), como *Arcytophyllum nitidum, Blechnum auratum, Gaultheria anastomosans, Gaylussacia buxifolia y Monticalia ledifolia*. Entre el control y severidad moderada alta, 12 especies se distribuyen en estas áreas como, *Weinmannia tomentosa, Tillandsia denudata y Gaylussacia buxifolia.*

Figura 15

Dendrograma de disimilitud para las diferentes severidades de incendio y control, en base a la composición de las diferentes especies vegetales vasculares. Índice de Jaccard. Fuente: Elaboración propia.

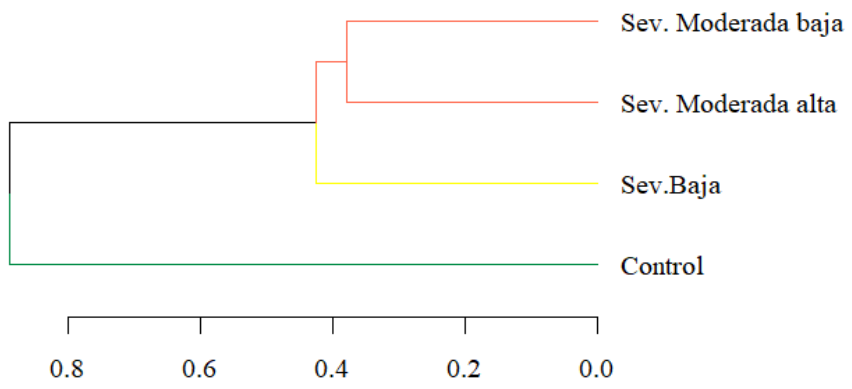


Las comparaciones entre áreas afectadas también muestran reducciones en similitud con el aumento en la severidad del incendio. Entre las áreas de severidad baja y alta, los índices de similitud presentan valores de 0.4 para Bray-Curtis y 0.6 para Jaccard (Figura 12 y Figura 13), con un total de 22 especies compartidas de las 66 registradas en estas coberturas, dentro de las especies compartidas se encuentra, *Pteridium esculentum, Weinmannia tomentosa, Monticalia ledifolia,*

Monochaetum myrtoideum, Macleania rupestris y Elaphoglossum lingua. Por otro lado, entre las áreas de severidad baja y moderada baja, los índices de similitud registran valores de 0.3 para Bray Curtis y 0.5 para Jaccard, reflejando mayor similitud con 20 especies compartidas de las 61 distribuidas en estas coberturas. Dentro de las especies se encuentra, *Pteridium esculentum, Geranium santanderiense, Espeletia santanderensis, Excremis coarctata y Arcytophyllum nitidum* Principalmente.

Figura 16 .

*Dendrograma de disimilitud para las diferentes severidades de incendio y control, con base en la composición de las diferentes especies vegetales vasculares. Índice de Bray Curtis. Fuente: Elaboración propia***.**



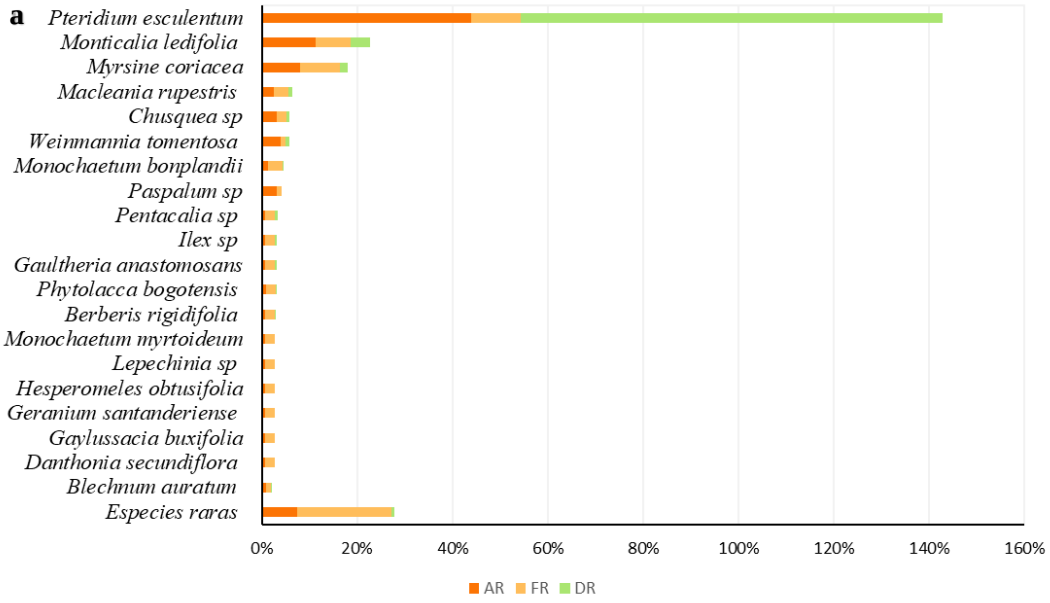
9.4. Especies que contribuyen en la recuperación post-incendio.

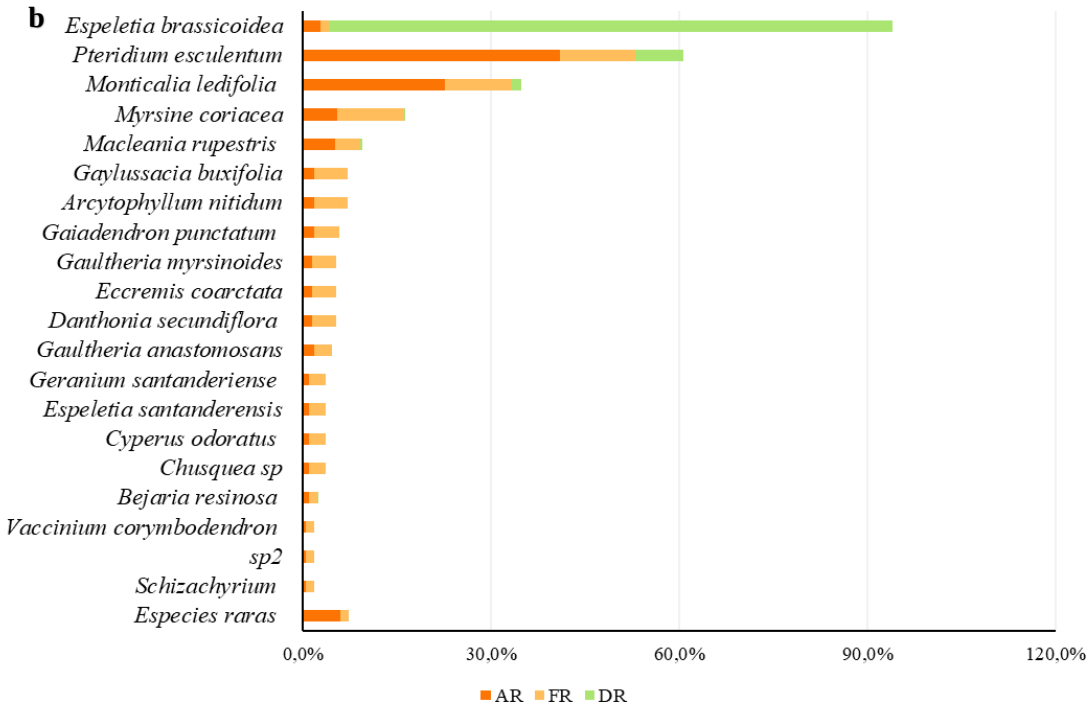
Mediante la aplicación del Índice de Valor de Importancia (IVI) y el Índice de Regeneración Natural (IRN), se identificaron las especies que contribuyen en la recuperación del ecosistema en los diferentes niveles de severidad del incendio. En las áreas clasificadas con severidad moderada alta (Figura 14. a) las especies, *Pteridium esculentum, Monticalia ledifolia,*

Myrsine coriacea, Weinmannia tomentosa y Macleania rupestris son las especies que presentan mayor capacidad para sostener el ecosistema post-incendio y recuperar la cobertura, al presentar porcentajes del 142%, 23%, 18%, 6% y 6% en el IVI y del 41%, 11%, 10%, 4% y el 3% en el IRN (Tabla 7. Anexos), demostrando la capacidad de resiliencia y adaptación en las áreas más afectadas por el incendio. En la severidad moderada baja (Figura 14. b), *Espeletia brassicoidea*, ocupa un espacio considerable (DR:90%) y una distribución limitada (FR:1,33%), asimismo *Pteridium esculentum* refleja una adaptación, distribución y regeneración notable (AR: 60%;FR:12%;IRN:28%) seguidamente de *Monticalia ledifolia* (AR: 23%;FR:10%;IRN:17%), *Myrsine coriacea* (AR: 5%;FR:10%;IRN:8%) y *Macleania rupestris* (AR: 5%;FR:4%;IRN:5%), estas especies contribuyen de manera notoria en la estructura y funcionalidad de en estas áreas (véase los resultados IRN: Severidad moderada baja, Tabla 8. Anexos).

Figura 17

Índice de Valor de Importancia (IVI) AR: Abundancia relativa FR: Frecuencia relativa DR: Dominancia relativa ***a.*** *Sev. Moderada Alta* ***b.*** *Sev. moderada baja. Fuente: Elaboración propia.*



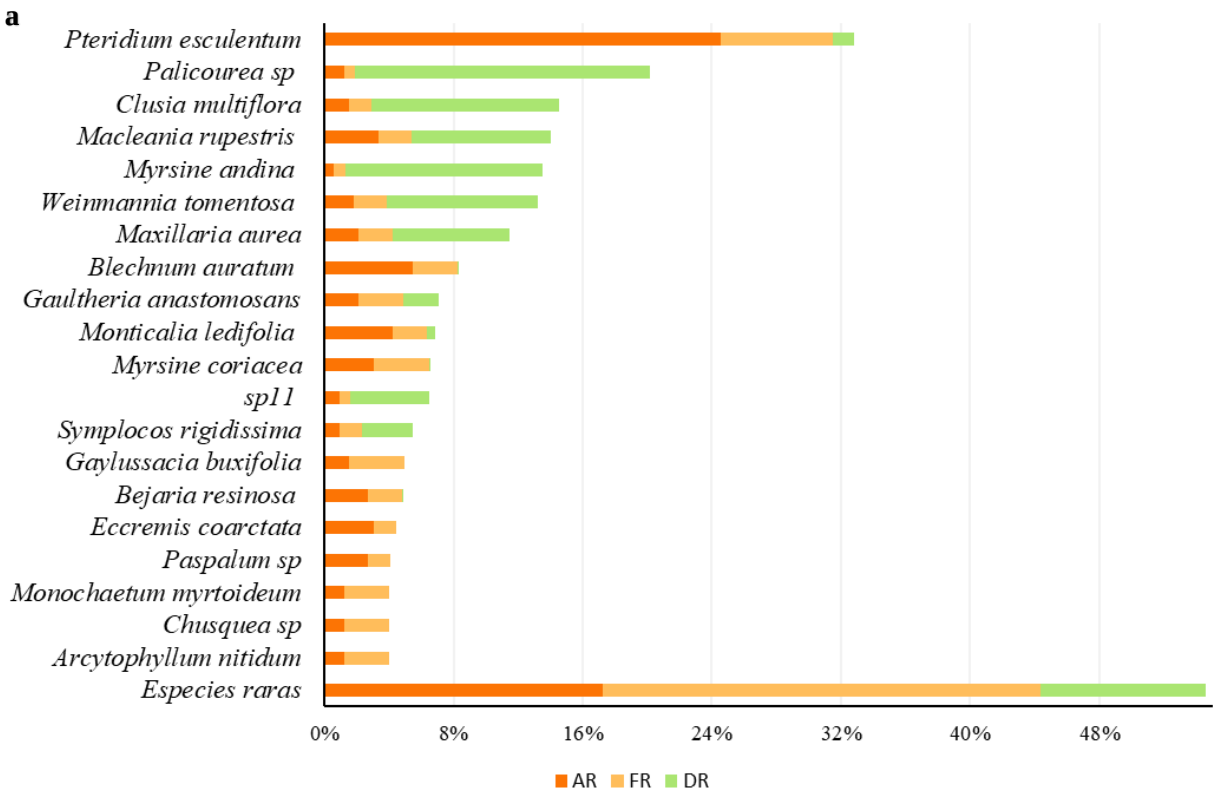


En la severidad baja, la recuperación se presenta de manera homogénea, favoreciendo la presencia y distribución de las especies raras, con valores del 17%, 27% y 10% en la abundancia, frecuencia y dominancia relativa, indicando un equilibrio en la regeneración del ecosistema para las áreas menos impactadas por el incendio. Asimismo, *Pteridium esculentum* presenta una capacidad notable para adaptarse y distribuirse ampliamente en las condiciones post-incendio, al igual que en las otras severidades con un IVI representado por 25% en AR, 7% FR y un 19% en el IRN, seguidamente de *Palicourea sp, Clusia multiflora, Macleania rupestris, Myrsine coriaceae, Weinmannia tomentosa* y *Maxillaria aurea* quienes demuestran ser especies facilitadoras en el proceso de recuperación, incluyendo a *Blechnum auratum, Monticalia ledifolia, Gaylussacia buxifolia* con los valores más representativos en el IRN (véase Tabla 9, Anexos). En las áreas sin antecedentes de incendio, *Phoradendron racemosum, Weimannia tomentosa, Clusia multiflora, Macrocarpaea schultesii y Cephalopanax pachycephalus*, son las especies que

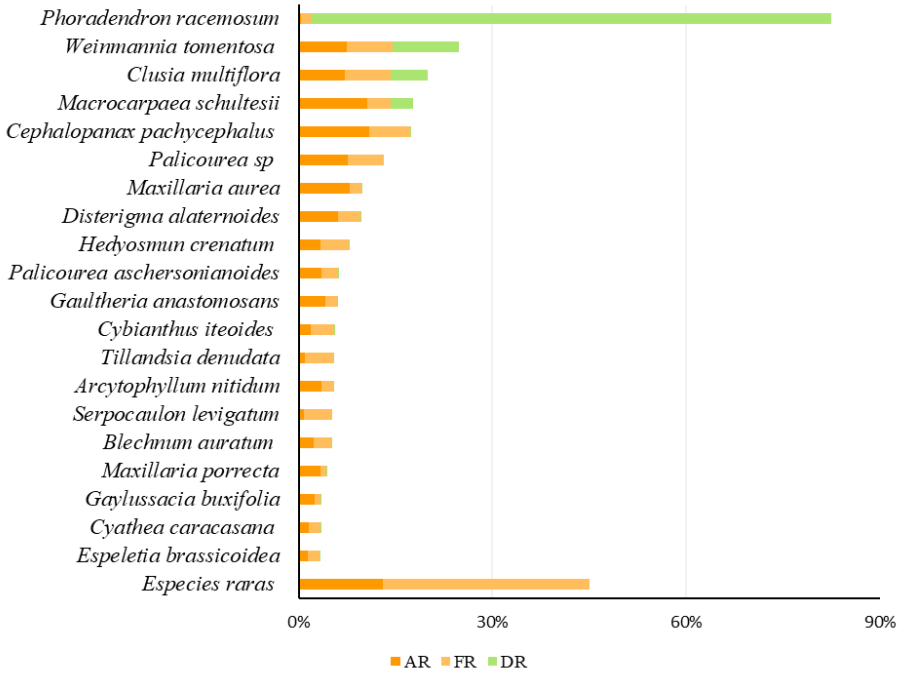
contribuyen de manera notoria en la estructura y funcionalidad del ecosistema (véase, IRN Tabla 10 Anexos)

Figura 18 .

Índice de Valor de Importancia (IVI) AR: Abundancia relativa FR: Frecuencia relativa DR: Dominancia relativa ***a****. Sev. Baja* ***b****. Control. Fuente: Elaboración propia****.***



b



9.5. Mecanismos de regeneración

Los individuos presentan tendencias diferentes en los mecanismos de regeneración a medida que incrementa el nivel de severidad del incendio, en las áreas más afectadas (sev. moderada alta y moderada baja) el mecanismo de regeneración predominante es el rebrote con 286 y 208 individuos respectivamente, seguidamente de la severidad baja con 197 individuos en la tabla 7, se detallan el número de especies que presentan este mecanismo.

En contraste, la regeneración por semilla se presenta en mayor proporción para las áreas con menor afectación. La severidad baja cuenta con 76 individuos regenerados por semilla, mientras que la severidad moderada alta y moderada baja, presentan 15 y nueve individuos respectivamente (en la Tabla 11. Anexos reflejan las especies registradas con sus respectivos mecanismos de regeneración).

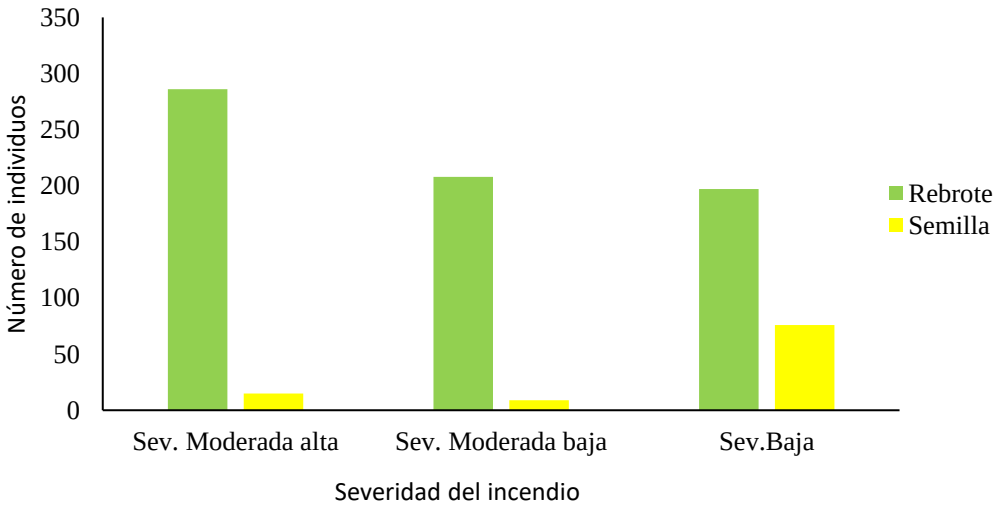
Tabla 7

Número de especies presentes en cada nivel de severidad de incendio y mecanismo de regeneración presente

Severidad	Rebrote	Semilla	R/S
Sev.Moderada alta	26	13	9
Sev.Moderada baja	21	8	9
Sev.Baja	18	22	13

Figura 19

Mecanismos de regeneración de las especies vegetales vasculares en cada una de las severidades afectadas por el incendio. Fuente: Elaboración propia.



9.6. Rasgos funcionales foliares

De los rasgos funcionales evaluados, solo la biomasa presentó una distribución normal, mientras que el grosor foliar, la longitud del limbo, el área foliar específica y el contenido hídrico no siguieron esta distribución. El análisis estadístico mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los individuos de especies ubicadas en áreas con antecedentes de incendio y aquellas en zonas

conservadas, lo que sugiere la presencia de adaptaciones funcionales ante las condiciones generadas por el incendio.

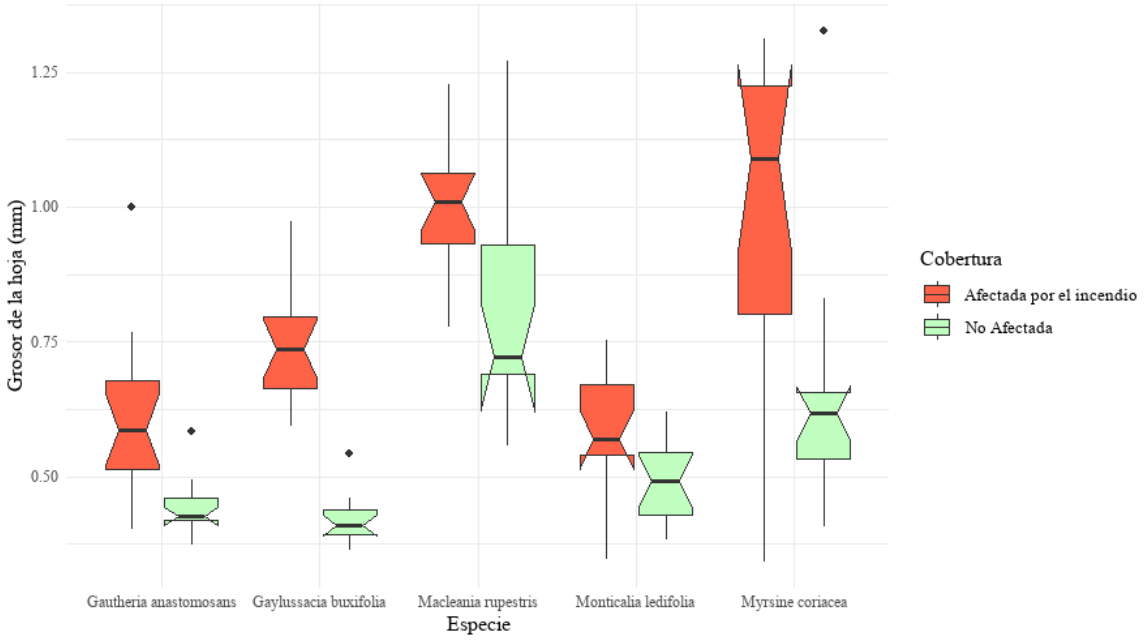
9.6.1. Grosor foliar

Las especies afectadas por el incendio, presentan un aumentó en el grosor foliar con un promedio de 0.79 mm frente a 0.56 mm en las zonas conservadas. El análisis estadístico mediante la prueba de Kruskal-Wallis evidencio diferencias significativas entre ambas condiciones (Shapiro-Wilk, p= 2.007e-09; gl=1, p= 8.437e-12).

Entre las especies evaluadas, *Myrsine coriacea* y *Macleania rupestris* presentaron el mayor promedio para las áreas afectadas, con 1.02 mm y 1.08 mm, a diferencia de 0.81 y 0.61 mm en las áreas sin antecedentes. De manera similar, *Gaylussacia buxifolia*, presentó un aumento promedio de 0.74 mm en las áreas afectadas, frente a 0.42 mm en las áreas conservadas. Por su parte, *Gaultheria anastomosans* reflejó valores de 0.6 mm y 0.4 mm, mientras que *Monticalia ledifolia* evidencio una diferencia menos pronunciada con 0.57 mm en las áreas afectadas y 0.49 mm en las áreas conservadas (Figura 17).

Figura 20

Grosor foliar de las cinco especies más abundantes, distribuidas en las zonas con y sin antecedentes de incendio. Fuente: Elaboración propia.

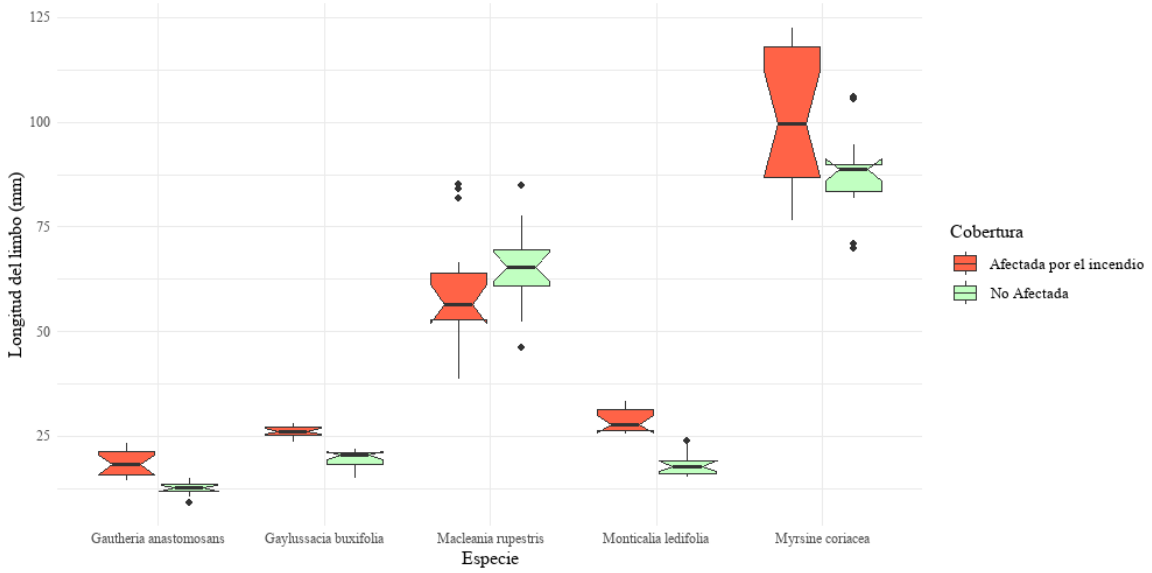


9.6.2. Longitud del limbo (mm)

La longitud del limbo también presenta diferencias significativas entre las especies, (Kruskal-Wallis, p= 0.0036), con excepción de *Gaultheria anastomosans* (p=0.684), donde no se observan cambios relevantes. La tendencia en este rasgo funcional, demuestra un incremento, ante las nuevas condiciones post-incendio, como ocurre en *Myrsine coriacea* (100 mm en las áreas afectadas frente 87 mm en áreas conservadas), *Monticalia ledifolia* (76 mm frente 68) y *Gaylussacia buxifolia* (82 mm frente a 72 mm). Sin embargo, *Macleania rupestris*, presenta valores inversos ante esta tendencia, cuya longitud del limbo es mayor en áreas conservadas (65 mm) respecto a las áreas afectadas (59 mm) (Figura 18).

Figura 21

Longitud del limbo de las cinco especies más abundantes, distribuidas en las zonas con y sin antecedentes de incendio. Fuente: Elaboración propia.

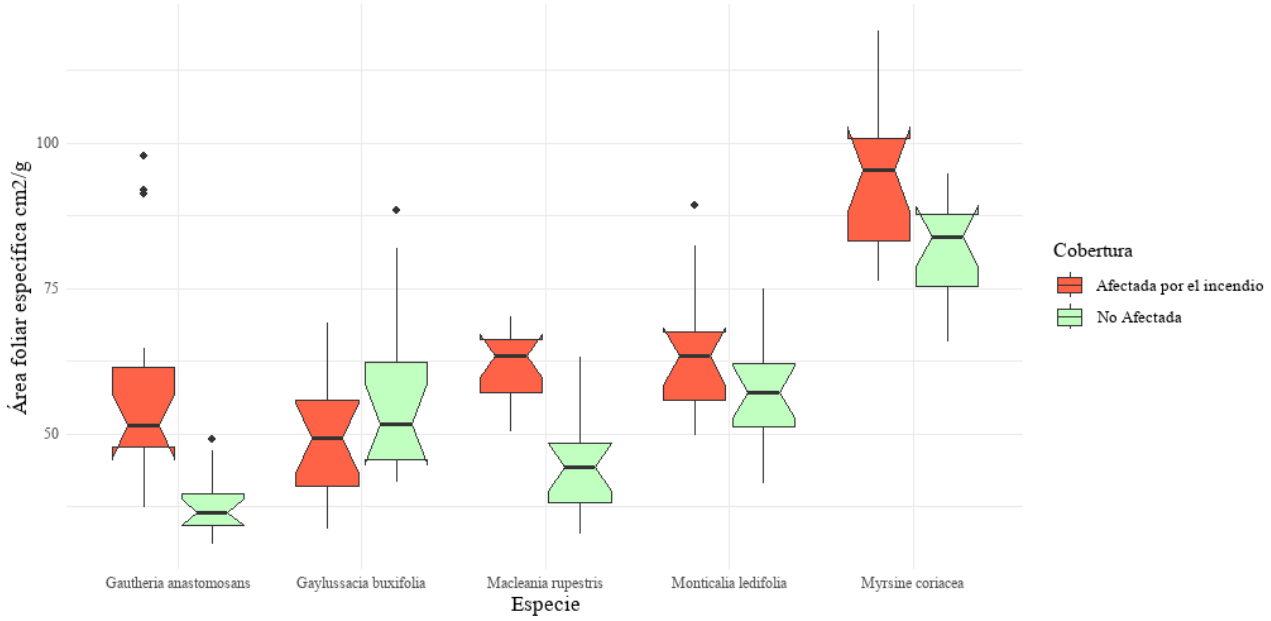


9.6.3. Área foliar específica (cm^2/g)

El área foliar específica, promedio de las cinco especies analizadas evidenció diferencias entre las áreas con y sin antecedentes, con valores de 46 cm^2/g y 40 cm^2/g, respectivamente, (Kruskal-Wallis, p= 0.0015). La especie con mayor variación fue *Macleania rupestris*, con un AFE de 61 cm^2/g en zonas quemadas y 44 cm^2/g en las áreas conservadas, representando una diferencia de 17 cm^2/g. Asimismo, *G. anastomosans* y *Myrcine coriacea* presentaron un aumento en la longitud del limbo para las áreas afectadas con valores de 58 y 93.44 cm^2/g frente a 49 y 81 cm^2/g para las áreas conservadas. *Monticalia ledifolia*, evidenció una variación moderada (61 cm^2/g frente a 56 cm^2/g), mientras que *Gaylussacia buxifolia*, presentó una respuesta inversa, con un AFE mayor en las áreas conservadas (56 cm^2/g frente a 37 cm^2/g) en las áreas afectadas (Figura 19).

Figura 22

Área foliar específica de las cinco especies más abundantes, distribuidas en las zonas con y sin antecedentes de incendio. Fuente: Elaboración propia.

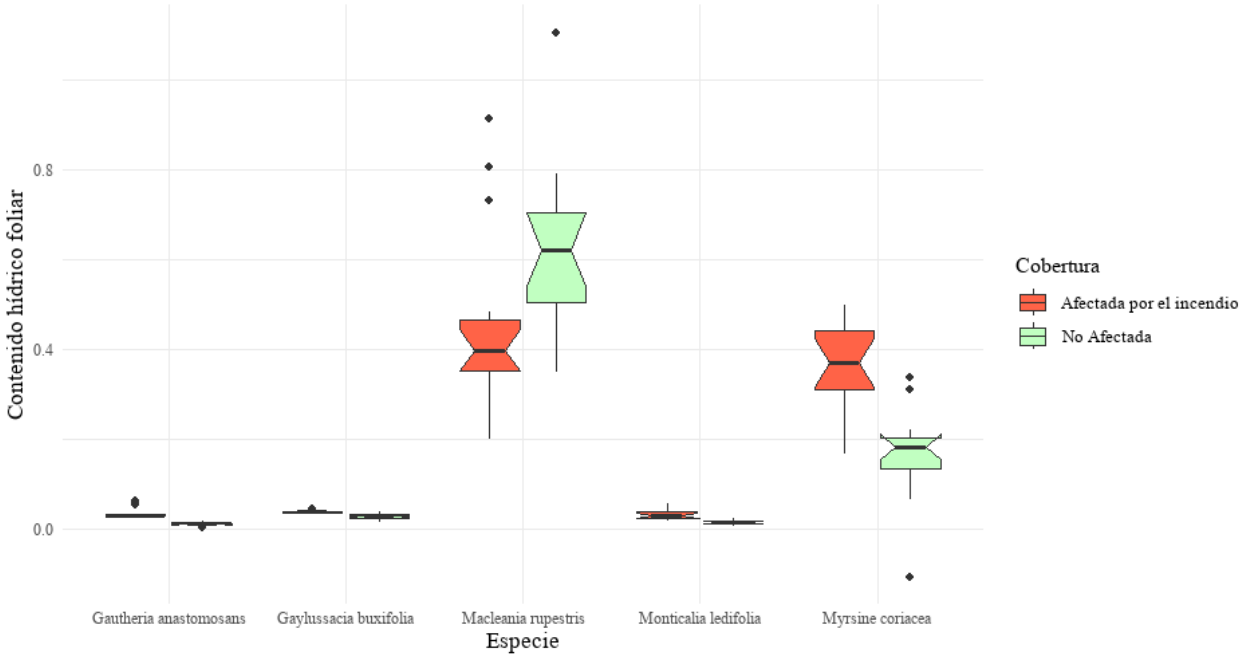


9.6.4. Contenido hídrico foliar

Macleania rupestris, Gaylussacia buxifolia, Gaultheria anastomosans y Myrsine coriaceae, exhiben diferencias en el contenido hídrico foliar entre las zonas afectadas y conservadas ($p<0.05$). En *Gaultheria anastomosans*, el valor promedio es de 0.035 para las áreas afectadas frente a 0.013 en las áreas conservadas. Así mismo, *Gaylussacia buxifolia* presenta valores de 0.038 frente a 0.029 y en *Myrsine coriaceae*, 0.35 para las áreas afectadas versus 0.17 en las áreas conservadas. Por el contrario, *Macleania rupestris*, presentó menor contenido hídrico para los individuos distribuidos en las áreas con antecedentes de incendio con un valor promedio de 0.45 a diferencia de 0.62. Finalmente, *Monticalia ledifolia*, no presenta diferencias en el contenido hídrico entre las zonas con y sin antecedentes ($p=0.161$).

Figura 23

Contenido hídrico foliar de las cinco especies más abundantes distribuidas en las zonas con y sin antecedentes por el incendio (Saphiro-Wilk,p=2.545e-12; Anova, p=0.001187



10. DISCUSIÓN

La restauración ecológica, no solo evidenció la capacidad de resiliencia del ecosistema en términos de cobertura vegetal, sino que también permitió identificar diversas especies vegetales que contribuyen en la recuperación de la cobertura y estabilidad de las áreas afectadas. Las actividades antropogénicas alteran el ecosistema, generando parches irregulares de vegetación con diferente grado de alteración y diferentes estadios de recuperación luego de disturbios ocurridos en diferente momento y magnitud (Premauer y Vargas, 2001).

10.1. Recuperación de la cobertura y patrones de severidad

El análisis de la dinámica de la cobertura vegetal post-incendio mediante herramientas como la teledetección han demostrado eficacia para estimar tanto la severidad del incendio mediante el índice dNBR, como la evolución de la cobertura vegetal mediante el NDVI.

Investigaciones como las de Aguilar et al. (2021) destacan el uso de los índices espectrales como indicadores de gran utilidad en los ecosistemas andinos, donde la respuesta de la vegetación al fuego presenta patrones complejos.

El ecosistema altoandino de la vereda Fontibón presentó una pérdida significativa de la cobertura vegetal tras el incendio, pasando de un 0.01 % de superficie sin cobertura a un 76% de suelo desnudo, reduciendo de manera directa la calidad de la vegetación y la actividad fotosintética. En un periodo de ocho meses, se evidenció una recuperación notable en la cobertura, reduciendo el suelo desnudo al 1% e incrementando la presencia de la vegetación media en un 51.71% al pasar del 8% de su cobertura al 88%, reflejando un proceso de regeneración pasiva de manera notoria en el ecosistema.

Esta tendencia de recuperación del ecosistema es consistente con lo reportado por Aguilar et al. (2021) en otros sectores altoandinos, donde el impacto del incendio redujo la cobertura vegetal, pasando del 19% de suelo desnudo al 78% de superficie sin cobertura. En su investigación reportan que la vegetación media presentó una recuperación más lenta en comparación con la presente investigación, al reportar una recuperación del 25.31% entre el 2015 y 2016. La aplicación del dNBR, permitió identificar, clasificar y cuantificar la severidad del incendio en tres categorías: severidad moderada alta, moderada baja y baja lo que facilitó la detección de cambios en el ecosistema con la implementación del análisis bitemporal. Siendo la severidad moderada baja, la categoría que representó el mayor porcentaje de afectación en el ecosistema con un valor del 67.78%, este patrón sugiere una distribución y regeneración de especies arbóreas y arbustivas locales (Flores Rodríguez et al., 2021) como *Monticalia ledifolia, Macleania rupestris, Myrsine coreaceae y Weinmannia* tomentosa principalmente.

De manera similar, estudios como los de Chuvieco y Kasischke (2007) y Meng et al. (2015) en zonas mediterráneas y Souza-Alonso et al. (2022) en Latinoamérica, coinciden en que los índices, permiten capturar de forma sensible la reducción de la cobertura vegetal tras incendios, así como la recuperación diferenciada según el grado de severidad del disturbio.

10.2. Composición y diversidad florística post-incendio

La diversidad de especies, distribuidas en los diferentes niveles de severidad del incendio refleja una restauración ecológica significativa, demostrando que el mayor desarrollo de la cobertura en la recuperación del ecosistema altoandino se da en áreas con menor afectación, donde prospera una mayor riqueza, equilibrio y dominancia de especies en comparación con las áreas no afectadas. La similitud en la composición florística, tiende a agruparse en las áreas con baja severidad y en áreas sin afectación, en contraste con las áreas de mayor impacto por el incendio. Este resultado coincide con lo reportado por Zúñiga-Vásquez et al. (2022), al hallar una diferencia clara en la conformación de comunidades vegetales post-incendio, reafirmando la importancia de las áreas con severidad baja como reservorios de biodiversidad y núcleos de resiliencia ecológica, capaces de mantener procesos ecológicos vitales para el ecosistema.

Investigaciones similares, como la de Arroyo-Vargas, Fuentes-Ramírez, y Pauchard en el (2019), destacan que las áreas menos afectadas presentan mayor riqueza de especies y recuperación después del incendio al reportar 39 especies en las áreas de severidad baja 29 y 24 para la severidad moderada baja y moderada alta, esta tendencia se ve reflejada con los resultados reportados en esta investigación al presentar 49, 32 y 39 especies para la severidad baja, moderada baja y moderada alta, respectivamente. Investigaciones como la de Premauer y Vargas (2004), destacan que las áreas con menor afectación poseen mejores condiciones edáficas como mayor

retención de agua y nutrientes, lo que facilita la recuperación de la cobertura y la emergencia de las plántulas.

Tras el incendio, las zonas más afectadas evidenciaron una reducción significativa en la diversidad vegetal y una dominancia marcada de *Pteridium esculentum*. Está especie de helecho se expande rápidamente tras disturbios como el fuego impidiendo el establecimiento de otras especies y alterando la sucesión ecológica lo que dificulta la recuperación de la vegetación original. El ecosistema de Fontibón, registró la presencia de 143 individuos para la severidad moderada alta, 89 en severidad moderada baja y 80 en severidad baja, dentro de una superficie de 480 m^2 (Figura 24- Anexos). Estos datos reflejan una relación directa entre la severidad del incendio y la abundancia de esta especie. El género *Pteridium*, presenta este patrón y ha sido documentado en investigaciones como la de Martelo-Jiménez & Vargas Ríos (2022), quienes explican que *Pteridium esculentum* se ve favorecida por las condiciones post-incendio con el aumento de factores abióticos como el aumento de la radiación solar y la disminución de la fertilidad del suelo. Premauer & Vargas (2004), indican que este proceso refleja el inicio de fuertes relaciones competitivas en su estudio relacionado con los patrones de diversidad en vegetación pastoreada y quemada en un páramo húmedo.

Estos resultados, reflejan la misma tendencia en la abundancia de *Pteridium esculentum* según lo reportado por Férnandez-Méndez et al. (2016), donde las coberturas con mayor afectación por el incendio presentan mayor dominancia. Esta condición limita la variabilidad en la composición de especies, generando patrones similares entre las áreas más impactadas, conllevando a una recuperación homogénea en términos de composición de las comunidades vegetales.

Pteridium presenta varias adaptaciones funcionales que le otorgan ventajas competitivas frente a otras especies en su entorno. Estas adaptaciones incluyen mecanismos de resistencia como rizomas subterráneos resistentes al fuego, compuestos alelopáticos que inhiben la germinación de otras plantas, mecanismos de dispersión por anemófila, ciclo corto de vida y establecimiento en ambientes intervenidos (Fernández-Méndez et al., 2016). El fuego presenta efectos drásticos sobre la biodiversidad, distribución y abundancia de las especies (Chia et al., 2016), afectando servicios ecosistémicos como la fertilidad del suelo y la regulación del microclima (Müller et al., 2013) lo que aumenta la susceptibilidad del ecosistema influyendo de manera directa en la composición de especies entre áreas con y sin antecedentes de incendio (Armenteras et al., 2020).

10.3. Mecanismos de regeneración

La regeneración vegetal tras disturbios depende en gran medida de la severidad del incendio, influyendo directamente en las estrategias de restablecimiento de la vegetación. En este estudio, el rebrote vegetativo se identificó como el principal mecanismo de recuperación en las zonas afectadas por la severidad moderada alta y moderada baja, con registros de 286 y 208 rebrotes, respectivamente. Estos valores superan los de las zonas de baja severidad, donde se registraron 197 rebrotes.

No obstante, el menor número de rebrotes en áreas de baja severidad no implica necesariamente una reducción en su capacidad de regeneración, si no que podría reflejar la conservación de la estructura aérea de las especies, evitando la necesidad de activar mecanismos de rebrote, en contraste, con las zonas de mayor severidad, donde la afectación de la parte aérea de las plantas es más significativa, implicando de manera directa la activación de estructuras subterráneas como rizomas o yemas basales, que les permiten recuperar su biomasa rápidamente tras el incendio.

Estudios como el de Juan Baeza et al. (2024) reportan patrones similares, destacando la predominancia del rebrote como mecanismo eficiente de resiliencia ante la pérdida de cobertura vegetal. En su investigación, registran 180 rebrotes en la severidad baja, 960 en la severidad alta y 500 en la severidad moderada baja. Estos resultados respaldan lo planteado por Román-Cuesta et al. (2011), quienes sugieren que el rebrote contribuye a reducir las emisiones de carbono al facilitar la regeneración de biomasa viva, representando un mecanismo clave en ecosistemas perturbados.

Las especies de la familia Asteraceae y Ericaceae, presentan el mecanismo de rebrote activo antes del primer año post-incendio. Entre las más destacadas se encuentra *Monticalia ledifolia, Myrsine coriacea, Macleania rupestris y Bejaria resinosa*, estas especies evidencian altos porcentajes de supervivencia y tolerancia al disturbio, llegando a ser especies codominantes en la recuperación del ecosistema (Bedoya Zuluaga, 2014).

En contraste, el establecimiento por semilla fue más representativo en zonas de baja severidad, donde las condiciones edáficas y micro climáticas favorecen la germinación y el reclutamiento de nuevos individuos de diferentes poblaciones (Rodríguez-Beltrán & Vargas-Ríos, 2002). Investigaciones como las de Armenteras et al. (2020); Beltrán-Pineda y Lizarazo-Forero (2013) y Camargo et al. (2012), señalan que las áreas con mayor afectación, disminuyen de manera significativa el establecimiento de especies por semilla, al relacionar que, en la región andina, esta tendencia se ha relacionado con el incremento del pH y bases intercambiables, lo que impacta directamente la pérdida de materia orgánica y nutrientes.

Asimismo, Rodríguez-Beltrán y Vargas-Ríos (2002) indican que, en áreas con menor afectación las especies menos vulnerables, presentan un establecimiento marcado por semillas en

el primer año post quema. En estos ambientes, la dispersión por semillas favorece el crecimiento de la vegetación. Según Vargas (1997), las especies del tipo AV1-TC, como macollas, caulirrósulas, rosetas, cojines, hierbas y semileñosas, alcanzan su madurez reproductiva entre los tres meses y un año después del incendio. Estas especies, perennes y con amplia distribución en los ecosistemas, poseen mecanismos de dispersión eficaces, lo que les permite colonizar nuevas áreas tras el disturbio y mantener su presencia a lo largo de la sucesión ecológica. En cambio, las especie AV1-IC, aunque escasas, pueden perderse frente a disturbios presentes en grandes superficies. No obstante, si persisten parches de vegetación, estas especies podrían recolonizar las áreas afectadas mediante dispersión.

10.4. Adaptabilidad de rasgos funcionales al fuego

Las especies vasculares más abundantes exhiben rasgos funcionales diferentes como respuesta adaptativa a las condiciones generadas por el incendio. Estas diferencias reflejan estrategias en la adquisición y conservación de recursos, lo que influye de manera directa en su capacidad de recuperación post-incendio. Según Cornwell et al. (2016), estos rasgos funcionales no solo favorecen la supervivencia de las especies, sino que también optimizan la regeneración y desempeño ecológico bajo condiciones de perturbación.

En este contexto, las especies dominantes para las áreas afectadas, evidenciaron ventajas funcionales, tras el aumento del grosor foliar, contenido hídrico, longitud del limbo y área foliar especifica. Sin embargo, estas respuestas no corresponden a una adaptación evolutiva al fuego, sino a una preadaptación derivada de su distribución en gradientes altitudinales, donde enfrentan condiciones extremas, con baja disponibilidad hídrica, alta radiación UV y oscilaciones térmicas marcadas (Reyes Palacios, 2023). De tal manera que estos factores, influyen en la dinámica y

función de los rasgos funcionales que, confieren resistencia térmica y funcionalidad ecológica frente a las condiciones generadas por el incendio.

El aumento significativo en el grosor foliar entre las áreas con y sin antecedentes de incendio (0.79 a 0.56 m; p= 8.437e-12) se interpreta como una estrategia funcional adaptativa, asociada a la tolerancia y persistencia bajo condiciones de estrés. Este mecanismo favorece la resistencia a la deshidratación, permitiendo a las especies mantener su funcionalidad en ambientes perturbados. Según Pausas et al. (2004), este rasgo es clave para minimizar la pérdida de agua, mientras que Abedi et al. (2022), señalan que el incremento de tejido esclerófilo contribuye con la protección térmica, amortiguando el impacto de altas temperaturas, lo que refuerza la capacidad de supervivencia de la vegetación en ecosistemas afectados. El incremento del grosor foliar presentó la misma tendencia, con lo reportado por Reyes Palacios (2023), quien registró 0.30 mm en las áreas conservadas y 0.65 mm en las áreas afectadas (p=0.01). Esta tendencia sugiere que un mayor grosor foliar podrá actuar como una barrera protectora frente a la pérdida de agua y la radiación excesiva, aportando ventajas adaptativas a las especies en ambientes perturbados.

Asimismo, el área foliar específica, evidenció un aumento significativo (p= 0.0014) en las áreas afectadas por el incendio, pasando de 40 cm^2/g en las áreas sin antecedentes a 46 cm^2/g en las áreas post-incendio. Este patrón se reflejó de manera notoria en *Macleania rupestris* (+ 17 cm^2/g). Según Otalvarez y Vanessa (2020), el incremento del área foliar específica, indica una estrategia de adquisición rápida de recursos, favoreciendo la tasa fotosintética y relación con el reciclaje de nutrientes. De la misma manera, Reyes Palacios (2023), proporciona información acerca del área foliar específica, como indicador de factores ambientales en la disponibilidad de agua, así como procesos de descomposición y ciclo de nutrientes. Estos mecanismos pueden

acelerar la recuperación funcional del ecosistema tras la perturbación, reforzando la resiliencia de las especies vegetales.

El aumento en el contenido hídrico en *Gaultheria anastomosans, Gaylussacia buxifolia y Myrsine coriaceae,* sugiere una estrategia de tolerancia a la sequía post-incendio, complementaria al grosor foliar. Este patrón concuerda con estudios de matorrales, donde especies resilientes incrementan su capacidad de retención hídrica, mediante ajustes osmóticos, acumulación de solutos como la prolina y azúcares, con la finalidad de mantener turgencia celular (Saura-Mas, y Lloret, 2007). *Macleania rupestris* presentó una reducción en el contenido hídrico (0.45 en áreas afectadas a diferencia de 0.62 áreas conservadas), este resultado para la especie se explica con el menor contenido en su biomasa foliar. Asimismo, la longitud del limbo presentó diferencias significativas (p= 0.0036) entre los individuos distribuidos en áreas con y sin antecedentes. Este rasgo se asocia con la dominancia de las especies dentro de la comunidad (Abedi et al., 2022), mediante este mecanismo las especies ajustan su morfología foliar para optimizar la captación lumínica en ambientes alterados, favoreciendo su persistencia en el ambiente post-disturbio. Las especies con hojas más largas mostraron mayor área foliar específica, como en el caso de *Monticalia ledifolia* y *Myrsine coriacea*.

11. CONCLUSIONES

Los índices espectrales, permitieron determinar y monitorear la severidad del incendio y la recuperación de la cobertura en un periodo de ocho meses.

La diversidad fue mayor en áreas con severidad baja, reflejando que la intensidad del incendio incide de manera directa en la riqueza, equilibrio, dominancia y composición de las comunidades vegetales vasculares durante el proceso de regeneración.

Las especies más abundantes reflejan mecanismos de regeneración diferenciados según el nivel de severidad del incendio, predominando el rebrote en zonas severamente afectadas y la regeneración por semilla en áreas con menor severidad.

Las cinco especies vegetales analizadas exhiben rasgos funcionales diferenciados como respuesta adaptativa, reflejando cambios morfológicos en las estructuras foliares que optimizan la eficiencia en la captación de recursos y mejoran la resistencia ante las condiciones post-incendio.

12. RECOMENDACIONES

Implementar análisis fisicoquímicos del suelo según el grado de severidad del incendio, con el fin de evaluar variables como pH, disponibilidad de materia orgánica, disponibilidad de nutrientes y demás variables relacionadas.

Evaluar las respuestas adaptativas mediante los rasgos funcionales foliares, según el grado de severidad del incendio e implementar un enfoque anatómico.

Monitorear a largo plazo la recuperación de la cobertura y los cambios estructurales en el ecosistema.

13. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abedi, M., Omidipour, R., Hosseini, S. V., Bahalkeh, K., & Gross, N. (2022). Fire disturbance effects on plant taxonomic and functional β-diversity mediated by topographic exposure. Ecology and Evolution, 12(1), e8552.

Almalki, R., Khaki, M., Saco, P. M., & Rodriguez, J. F. (2022). Monitoring and mapping vegetation cover changes in arid and semi-arid areas using remote sensing technology: a review. Remote Sensing, 14(20), 5143.

Aguilar, Y. E. C., Angarita, G. P. G., & Daza, P. A. S. (2021). Análisis de la cobertura vegetal en incendios forestales mediante índices espectrales: caso de estudio Cerros Orientales (Bogotá, Colombia): Español. Avances Investigación en Ingeniería, 18(1).

Armenteras, D., González, T. M., Vargas, J. O., Meza Elizalde, M. C., & Oliveras, I. (2020). Incendios en ecosistemas del norte de Suramérica: avances en la ecología del fuego tropical en Colombia, Ecuador y Perú. Caldasia, 42(1), 1–16. https://doi.org/10.15446/caldasia.v42n1.77353

Arroyo-Vargas, P., Fuentes-Ramírez, A., Muys, B., & Pauchard, A. (2019). Impacts of fire severity and cattle grazing on early plant dynamics in old-growth Araucaria-Nothofagus forests. Forest Ecosystems, 6, 1-14.

Avetisyan, D., Stankova, N., & Dimitrov, Z. (2023). Assessment of Spectral Vegetation Indices Performance for Post-Fire Monitoring of Different Forest Environments. Fire, 6(8), 290.

Bedoya Zuluaga, J. I. (2014). La auto-organización de comunidades vegetales de páramo luego de un disturbio por fuego: una herramienta para la restauración ecológica.

Beltrán-Pineda ME, Lizarazo-Forero LM. 2013. Grupos Funciona les de Microorganismos en Suelos de Páramo Perturbados por Incendios Forestales. Rev. Ciencias 17(2):121–136. doi: https:// doi.org/10.25100/rc. v17i2.490

Berger, C., Grand, L., Fitzgerald, S., & Leavell, D. (2018). Fire FAQs: What is fire severity? Oregon State University Extension Service.https://extension.oregonstate.edu/catalog/pub/em-9222-fire-faqs-what-fire-severity

Bobrowsky, P. T., & Marker, B. (Eds.). (2018). Encyclopedia of engineering geology (pp. 506-507). Berlin: Springer.

Bradshaw, C. J., Ehrlich, P. R., Beattie, A., Ceballos, G., Crist, E., Diamond, J., ... & Blumstein, D. T. (2021). Underestimating the challenges of avoiding a ghastly future. *Frontiers in Conservation Science*, *1*, 615419.

Cáceres Lazo, J. C. (2022) Evaluación de los efectos de un incendio en las propiedades hidrofísico-químicas del suelo y biomasa vegetal en una zona de páramo en el área de amortiguamiento del Parque Nacional Cajas (Bachelor's thesis, Universidad de Cuenca).

Camargo JC, Dossman MÁ, Rodríguez JA, Arias LM, Galvis-Quin tero JH. 2012. Cambios en las propiedades del suelo, posterio res a un incendio en el parque nacional natural de Los Nevados, Colombia. Acta Agron. 61(2):151–165.

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.

Carrizales de la Cruz, O. A. (2023). Análisis de los cambios post-incendio en la conectividad hidrológica en la Sierra de San Miguelito, San Luis Potosí,Tesis de maestría, Universidad Autónoma de San Luis Potosí.

Cornwell, W. K., Ackerly, D. D., Cornwell, W. K., & Ackerly, D. D. (2016). Community Assembly and Shifts in Plant Trait Distributions across an Environmental Gradient in Coastal California Stable URL: http://www.jstor.org/stable/27646168 Community assembly and shifts in plant trait distributions across an environmental gradient in coastal California. 79(1), 109–126.

Cortés Sánchez, S. P. (2003). Estructura de la vegetación arbórea y arbustiva en el costado oriental de la serranía de chía (cundinamarca, colombia). Caldasia.

Cury, R. T. dos S., Montibeller-Santos, C., Balch, J. K., Brando, P. M., & Torezan, J. M. D. (2020). Effects of fire frequency on seed sources and regeneration in southeastern Amazonia. Frontiers in Forests and Global Change, 3. https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00082

Clerici, N., Salazar, C., Pardo-Díaz, C., Jiggins, C., Richardson, J., & Linares, M. (2018). Peace in Colombia is a critical moment for Neotropical connectivity and conservation: Save the northern Andes–Amazon biodiversity bridge. Conservation Letters, 12. https://doi.org/10.1111/conl.12594.

Chuvieco, E., & Kasischke, E. S. (2007). Remote sensing information for fire management and fire effects assessment. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 112(G1).

Christmann, T., & Menor, I. O. (2021). A synthesis and future research directions for tropical mountain ecosystem restoration. Scientific Reports, 11(1), 23948.

del Campo Parra-Lara, Á., & Bernal-Toro, F. H. (2010). Incendios de cobertura vegetal y biodiversidad: una mirada a los impactos y efectos ecológicos potenciales sobre la diversidad vegetal. El hombre y la máquina, (35), 67-81.

Diaz, S., & Cabido, M. (1997). Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. Journal of Vegetation Science: Official Organ of the International Association for Vegetation Science, 8(4), 463–474. https://doi.org/10.2307/3237198

Díaz, S., Kattge, J., Cornelissen, J. H., Wright, I. J., Lavorel, S., Dray, S., ... & Gorné, L. D. (2016). The global spectrum of plant form and function. Nature, 529(7585), 167-171.

Fernández-Méndez, F., Velasco-Salcedo, V. M., Guerrero-Contecha, J., Galvis, M., & Neri, A. V. (2016). Recuperación ecológica de áreas afectadas por un incendio forestal en la microcuenca Tintales (Boyacá, Colombia). Colombia forestal, 19(2), 143-160.

Flores Rodríguez, A. G., Flores Garnica, J. G., González Eguiarte, D. R., Gallegos Rodríguez, A., Zarazúa Villaseñor, P., Mena Munguía, S., ... & Ruíz Guzmán, E. (2021). Regeneración natural de pino y encino bajo diferentes niveles de perturbación por incendios forestales. Revista mexicana de ciencias forestales, 12(65), 3-25.

Guamán, P., Basante, C., & Mármol, J. L. (2023). Ventajas de la aplicación de cobertura vegetal en los cultivos agroecológicos: Advantages of the application of vegetation cover in agroecological crops. LATAM Revista Latinoamericana de Ciencias Sociales y Humanidades, 4(2), 6037-6043.

Güney, C. O., Mert, A., & Gülsoy, S. (2023). Assessing fire severity in Turkey's forest ecosystems using spectral indices from satellite images. Journal of Forestry Research, 34(6), 1747–1761. https://doi.org/10.1007/s11676-023-01620-7

Guo, Q., Su, Y., & Hu, T. (2023). Forest dynamics monitoring. En Q. Guo, Y. Su, & T. Hu (Eds.), *LiDAR principles, processing and applications in forest ecology* (pp. 379–406). Academic Press. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823894-3.00012-8

Gutiérrez-Salazar, P., & Ramsay, P. M. (2020). Physiognomic responses of páramo tussock grass to time since fire in northern Ecuador.

Hernández-Moreno, Á., Soto, D. P., Miranda, A., Holz, A., & Armenteras-Pascual, D. (2023). Forest landscape dynamics after intentional large-scale fires in western Patagonia reveal unusual temperate forest recovery trends. Landscape Ecology, 38(9), 2207-2225.

Hofstede (1995a). Effects of Burning and Grazing on a Colombian Páramo Ecosystem. (Tesis de Doctorado). Universidad de Amsterdam.

Hubbell, S.P., He, F., Condit, R., Borda-de-Agua, L., Kellner, J., & ter Steege, H. (2008). How many species are there in the Amazon and how many of them will go extinct? Proceedings of the National Academy of Sciences, 105, 11498-11504

Huston, M; T Smith. 1987. Plant succession: life history and competition. The American Naturalist 130 (2): 168-198.

Israr, A., Khan, S. M., Abdullah, A., Ejaz, U., Jehangir, S., Ahmad, Z., ... & Abd_Allah, E. F. (2024). Fire-Induced Vegetation Dynamics: An In-Depth Discourse on Revealing Ecological Transformations of the Mahaban and Surrounding Forests. Fire, 7(1), 27.

Jaksic, F. M., & Fariña, J. M. (2015). Incendios, sucesión y restauración ecológica en contexto. In Anales del Instituto de la Patagonia (Vol. 43, No. 1, pp. 23-34). Universidad de Magallanes.

Juan Baeza, I. B., Martínez-Garza, C., & Jardel-Peláez, E. J. (2024). Efecto de la severidad de incendio en la estructura y regeneración del bosque tropical de pino-implicaciones para su restauración. Botanical Sciences, 102(2), 346-368.

Key, C.H., & Benson, N. (2006). Landscape assessment: Sampling and analysis methods. FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System. Ogden, UT: USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-164-CD.

Keeley, J. E. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. International journal of wildland fire, 18(1), 116-126.

Laegaard, S. (1992). Influence of fire in the grass páramo vegetation of Ecuador: 151-170 (en) BALSLEV, H. & LUTEYN, JL (eds.) Paramo: An andean ecosystem under human influence.

Lambin, E.F., & Geist, H. (2006). Land use and land cover change: Local processes and global impacts. The IGBP Series. Springer-Verlag, Berlin, Germany.

Lloret, F. y Zedler, P. (2009). El efecto de los incendios forestales sobre la vegetación. En Efectos del fuego en los suelos y estrategias de restauración (págs. 257–295). Editores científicos.

Loudermilk, E. L., O'Brien, J. J., Goodrick, S. L., Linn, R. R., Skowronski, N. S., & Hiers, J. K. (2022). Vegetation's influence on fire behavior goes beyond just being fuel. Fire Ecology, 18(1), 9.

Massei, G., Rocchi, L., Paolotti, L., & Boggia, A. (2016). Monitoring natural and rural ecosystems using the NDVI anomaly: an application to the Umbria Region. PeerJ Preprints, 4, e2191v1.

Martelo-Jiménez, N., & Vargas Ríos, O. (2022). Evaluación del riesgo a incendios de la cobertura vegetal del Santuario de Fauna y Flora Iguaque (Boyacá, Colombia). Caldasia, 44(2), 380-393.

Martin, T. N., Fipke, G. M., Minussi Winck, J. E., & Márchese, J. A. (2020). ImageJ software as an alternative method for estimating leaf area in oats. Acta Agronómica, 69(3), 162-169.

Maxwald, M., Immitzer, M., Rauch, H. P., & Preti, F. (2022). Analyzing Fire Severity and Post-Fire Vegetation Recovery in the Temperate Andes Using Earth Observation Data. Fire, 5(6), 211.

Meng, R., Dennison, P. E., Huang, C., Moritz, M. A., & D'Antonio, C. (2015). Effects of fire severity and post-fire climate on short-term vegetation recovery of mixed-conifer and red fir forests in the Sierra Nevada Mountains of California. Remote Sensing of Environment, 171, 311-325.

Merg, C., Petri, D., Bodoira, F., Nini, M., Díez, M. F., Schmindt, F., ... & Selzer, F. (2011). Mapas digitales regionales de lluvias, índice estandarizado de precipitación e índice verde. Pilquen-Sección Agronomía, (11), 5.

meteoblue. (2025). Datos climáticos y meteorológicos históricos simulados para Pamplona. Recuperado el 24 de mayo de 2025, de https://www.meteoblue.com/es/tiempo/historyclimate/climatemodelled/pamplona_colombia_3673045.

Moreno Ortega, C. E. (2019). Biodiversidad en un mundo cambiante: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. https://ulibros.com/biodiversidad-en-un-mundo-cambiante-kbejw.html

Müller D, Suess S, Hoffmann AA, Buchholz G. 2013. The Value of Satellite-Based Active Fire Data for Monitoring, Reporting and Verification of REDD+ in the Lao PDR. Hum. Ecol. 41(1):7–20. doi: https://doi.org/10.1007/s10745-013-9565-0.

Murillo Chavarro, J. (2011). Legal protection of areas of ecological importance such as Paramo in Colombia. IUCN ACADEMY OF ENVIRONMENTAL LAW E-JOURNAL, (1), 81-89.

Negret, B. E. S. (Ed.). (2016). La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Norden, N. (2014). On the reasons that natural regeneration is important for species coexistence in tropical forests.

Noruega de Sá, L.., & da Rocha Filho, G. B. (2020). A importância da cobertura vegetal no processo de erosão e degradação do solo no ensino da geografia. INTERNATIONAL JOURNAL EDUCATION AND TEACHING (PDVL) ISSN 2595-2498, 3(3), 173-188.

Nuñez, V., Contreras-Vásquez, L., Paredes-Beltrán, B., e Hidalgo, A. (2025). Evaluación del riesgo de incendios forestales en Ambato, Ecuador: Impactos de la sequía, dinámica de combustibles y vulnerabilidad de la interfaz urbano-forestal. *Fire* . https://doi.org/10.3390/fire8040130 .

Oliveras, I., Anderson, L. O., & Malhi, Y. (2014). Application of remote sensing to understanding fire regimes and biomass burning emissions of the tropical Andes. Global Biogeochemical Cycles, 28(4), 480-496

Ocampo-Zuleta, K., & Parrado-Rosselli, Á. (2023). Functional diversity in an Andean sub-paramo affected by forest fires in Colombia. Plant Diversity, 45 (4), 385-396.

Otalvarez, G., & Vanessa, M. (2020). Relación entre daño foliar y los rasgos funcionales foliares en plantas de especies con estrategias adquisitivas y conservativas en un bosque alto-andino colombiano Bogotá-Torca.

Paruelo, J. M., Epstein, H. E., Lauenroth, W. K., & Burke, I. C. (1997). ANPP estimates from NDVI for the central grassland region of the United States. Ecology, 78(3), 953-958.

Pereira, P., Francos, M., Brevik, E. C., Ubeda, X., & Bogunovic, I. (2018). Post-fire soil management. Current Opinion in Environmental Science & Health, 5, 26–32. https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.04.002

Pickett, S.; Collins, S.; Armesto, J. 1987. Models, Mechanisms and Pathways of Succession. Botanical Review, 53(3): 335-371

Premauer J, Vargas O. 2004. Patrones de diversidad en vegetación pastoreada y quemada en un páramo húmedo (Parque Natural Chingaza, Colombia). Ecotropicos 17(12):52–66.

Ramsay, P. M., & Oxley, E. R. B. (1996). Fire temperatures and postfire plant community dynamics in Ecuadorian grass páramo. Vegetatio, 124, 129-144.

Ramsay, P. M. (1999). Landscape mosaics in the High Andes: the role of fire in páramo communities. Nature and Culture in Landscape Ecology: Experiences for the 3rd Millennium, 192.

Rangel-Ch, O., & Lozano-C, G. (1986). Un perfil de vegetación entre La Plata (Huila) y el volcán del Puracé. Caldasia, 503-547.

Reyes Palacios, A. C. Influencia de los incendios forestales en la composición y estructura de combustibles vegetales en zonas quemadas del Santuario de Fauna y Flora de Iguaque (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de Colombia).

Rincón, L. N. G. (2015). Los páramos en Colombia, un ecosistema en riesgo. Ingeniare, (19), 127-136.

Rodríguez-Beltrán, W., & Vargas-Ríos, O. (2002). Estrategias de regeneración postquema en áreas de vegetación altoandina tipo matorral. Perez-Arbelaezia, (13), 9-32.

Román-Cuesta, R. M., Salinas, N., Asbjornsen, H., Oliveras, I., Huaman, V., Gutiérrez, Y., Puelles, L., Kala, J., Yabar, D., Rojas, M., Astete, R., Jordán, D. Y., Silman, M., Mosandl, R., Weber, M., Stimm, B., Günter, S., Knoke, T., & Malhi, Y. (2011). Implications of fires on carbon budgets in Andean cloud montane forest: The importance of peat soils and tree resprouting. Forest Ecology and Management, 261(11), 1987–1997. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.02.025

Saura-Mas, S., & Lloret, F. (2007). Leaf and shoot water content and leaf dry matter content of Mediterranean woody species with different post-fire regenerative strategies. Annals of botany, 99(3), 545-554.

SER, 2004. Sociedad para la Restauración Ecológica (SER), Grupo de Trabajo de Ciencia y Política. La cartilla internacional de SER sobre restauración ecológica.

Singh, S. (2022). “Forest fire emissions: A contribution to global climate change”. , 5. https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.925480.

Souza-Alonso, P., Saiz, G., García, R. A., Pauchard, A., Ferreira, A., & Merino, A. (2022). Post-fire ecological restoration in Latin American forest ecosystems: Insights and lessons from

the last two decades. Forest Ecology and Management, 509(120083), 120083. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120083

Scott, A. C., Bowman, D. M., Bond, W. J., Pyne, S. J., & Alexander, M. E. (2013). Fire on earth: an introduction. John Wiley & Sons.

Syaufina, L., & Ainuddin, A. N. (2011). Impacts of fire on SouthEast Asia tropical forests biodiversity: A review. Asian journal of plant sciences, 10(4), 238–244. https://doi.org/10.3923/ajps.2011.238.244

Tadese, S., Soromessa, T., Bekele, T. y Gebeyehu, G. (2021). Composición de especies leñosas, estructura de la vegetación y estado de regeneración de las reservas de biosfera del bosque de Majang en el suroeste de Etiopía. Revista Internacional de Investigación Forestal, 2021, 1-22. https://doi.org/10.1155/2021/5534930.

Tobón, C., & Morales, E. G. G. (2007). Capacidad de interceptación de la niebla por la vegetación de los páramos andinos. *Avances en recursos Hidráulicos*, (15), 35-46.

Uriarte M, Schneider L & Rudel TK. (2009). Synthesis: Land Transitions in the Tropics. Biotropica, 42, 59-62.

Vargas, O. 2000. Sucesión regeneración del páramo después de quemas. Tesis de grado presentada para optar el título de Magister en Biología. Universidad

Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología.

Vargas Ríos, O. (2011). Restauración ecológica: Biodiversidad y conservación. Acta biológica colombiana, 16(2), 221-246.

Vega Mena, B., & Rodríguez Solano, F. (2018). Dinámica de la estructura del paisaje en el ecosistema de páramo y su relación con factores climáticos e incendios: Cerro de la Muerte (Buena Vista) 1992 y 2012.

VON HUMBOLDT, A. L. E. X. A. N. D. E. R. (2006). ECOSISTEMAS DE LOS ANDES COLOMBIANOS.

Yilma, Z. A., & Yitay, B. A. (2024). Assessing vegetation cover and valuing ecosystem services in southwestern Ethiopia: Implications for conservation. PLOS ONE, 19(6), e0304456.

Zhang, J., Khoshbakht, M., Liu, J., Gou, Z., Xiong, J., & Jiang, M. (2022). A clustering review of vegetation-indicating parameters in urban thermal environment studies towards various factors. Journal of Thermal Biology, 110, 103340.

Zúñiga-Vásquez, J. M., Villanueva-Díaz, J., Cerano-Paredes, J., & Quiñonez-Barraza, G. (2022). Effect of Fire Severity on the Species Diversity and Structure of a Temperate Forest in Northern Mexico. Forests, 13(7), 1121.

14. ANEXOS

Tabla 8

Índice de Regeneración natural (IRN) para la Severidad. Moderada alta.

Especie	AR	FR	CTR	INR
Pteridium esculentum	47,4916388	47,4916388	29,04	41
Monticalia ledifolia	12,3745819	12,3745819	7,34	11
Myrsine coriacea	8,69565217	8,69565217	12,08	10
Weinmannia tomentosa	4,34782609	4,34782609	3,44	4
Chusquea sp	3,34448161	3,34448161	3,71	3
Paspalum sp	3,34448161	3,34448161	2,85	3
Macleania rupestris	2,67558528	2,67558528	3,32	3
Monochaetum bonplandii	1,33779264	1,33779264	2,52	2
Phytolacca bogotensis	1,00334448	1,00334448	2,33	1
Elaphoglossum lingua	1,00334448	1,00334448	1,46	1
Danthonia secundiflora	0,66889632	0,66889632	2,13	1
Gaylussacia buxifolia	0,66889632	0,66889632	2,13	1
Geranium santanderiense	0,66889632	0,66889632	2,13	1
Hesperomeles obtusifolia	0,66889632	0,66889632	2,13	1
Lepechinia sp	0,66889632	0,66889632	2,13	1
Monochaetum myrtoideum	0,66889632	0,66889632	2,13	1
Blechnum auratum	1,00334448	1,00334448	0,60	1
Tillandsia denudata	1,00334448	1,00334448	0,60	1
Gaultheria anastomosans	0,66889632	0,66889632	1,26	1
Ilex sp	0,66889632	0,66889632	1,26	1
Monticalia sp	0,66889632	0,66889632	1,26	1
Ageratina mutiscuensis	0,66889632	0,66889632	0,40	1
Berberis rigidifolia	0,66889632	0,66889632	0,40	1
Baccharis latifolia	0,33444816	0,33444816	1,06	1
Cephalopanax pachycephalus	0,33444816	0,33444816	1,06	1
Chromolaena sp	0,33444816	0,33444816	1,06	1
Cybianthus iteoides	0,33444816	0,33444816	1,06	1
Cyperus odoratus	0,33444816	0,33444816	1,06	1
Erigeron sp	0,33444816	0,33444816	1,06	1
Espeletia santanderensis	0,33444816	0,33444816	1,06	1
Hypochaeris radicata	0,33444816	0,33444816	1,06	1
Miconia sp	0,33444816	0,33444816	1,06	1
Rubus sp	0,33444816	0,33444816	1,06	1
Rynchospora sp	0,33444816	0,33444816	1,06	1
sp	0,33444816	0,33444816	1,06	1
Ageratina gynoxoides	0,33444816	0,33444816	0,20	0
Morella parviflora	0,33444816	0,33444816	0,20	0
Symplocos rigidissima	0,33444816	0,33444816	0,20	0

Achyrocline sp	0	0	0,00	0
TOTAL	100	100	100	100

Tabla 9

Índice de Regeneración natural (IRN) para la Severidad. Moderada baja

Especie	AR	FR	CTR	INR
Pteridium esculentum	41,9811321	12,00	29,4334975	28
Monticalia ledifolia	23,1132075	10,67	16,4464845	17
Myrsine coriacea	5,66037736	10,67	8,19525302	8
Macleania rupestris	5,18867925	4,00	4,64621585	5
Arcytophyllum nitidum	1,88679245	5,33	3,44827586	4
Gaylussacia buxifolia	1,88679245	5,33	3,44827586	4
Gaiadendron punctatum	1,88679245	4,00	3,44827586	3
Danthonia secundiflora	1,41509434	4,00	2,5862069	3
Eccremis coarctata	1,41509434	4,00	2,5862069	3
Gaultheria myrsinoides	1,41509434	4,00	2,5862069	3
Gaultheria anastomosans	1,88679245	2,67	2,37348858	2
Chusquea sp	0,94339623	2,67	1,72413793	2
Cyperus odoratus	0,94339623	2,67	1,72413793	2
Espeletia santanderensis	0,94339623	2,67	1,72413793	2
Geranium santanderiense	0,94339623	2,67	1,72413793	2
Bejaria resinosa	0,94339623	1,33	0,64935065	1
Blechnum auratum	0,47169811	1,33	0,86206897	1
Bulbostylis sp	0,47169811	1,33	0,86206897	1
Cestrum sp	0,47169811	1,33	0,86206897	1
Epidendrum sp	0,47169811	1,33	0,86206897	1
Galium hypocarpium	0,47169811	1,33	0,86206897	1
Ilex sp	0,47169811	1,33	0,86206897	1
Lycopodium thyoides	0,47169811	1,33	0,86206897	1
Miconia	0,47169811	1,33	0,86206897	1
Paepalanthus alpinus	0,47169811	1,33	0,86206897	1
Paspalum sp	0,47169811	1,33	0,86206897	1
Pinus patula	0,47169811	1,33	0,86206897	1
Rhynchospora colorata	0,47169811	1,33	0,86206897	1
Schizachyrium	0,47169811	1,33	0,86206897	1
sp2	0,47169811	1,33	0,86206897	1
Vaccinium corymbodendron	0,47169811	1,33	0,86206897	1
Espeletia brassicoidea	0,47169811	1,33	0,32467532	1
TOTAL	100	100	100	100

Tabla 10

Índice de Regeneración natural (IRN) para la Severidad. Baja

Especie	AR	FR	CTR	INR
Pteridium esculentum	30	9,524	17,6824996	19,069
Blechnum auratum	6,66666667	3,810	3,64298725	4,706
Myrsine coriacea	3,7037037	4,762	3,64298725	4,036
Weinmannia tomentosa	2,22222222	2,857	6,59240577	3,891
Monticalia ledifolia	5,18518519	2,857	2,55009107	3,531
Gaylussacia buxifolia	1,85185185	4,762	2,73224044	3,115
Maxillaria aurea	2,59259259	2,857	3,8391481	3,096
Macleania rupestris	4,07407407	2,857	2,00364299	2,978
Gaultheria anastomosans	2,59259259	3,810	2,00364299	2,802
Bejaria resinosa	3,33333333	2,857	2,00364299	2,731
Eccremis coarctata	3,7037037	1,905	2,55009107	2,720
Paspalum sp	3,33333333	1,905	2,36794171	2,535
Palicourea sp	1,48148148	0,952	5,12820513	2,521
Arcytophyllum nitidum	1,48148148	3,810	2,18579235	2,492
Chusquea sp	1,48148148	3,810	2,18579235	2,492
Monochaetum myrtoideum	1,48148148	3,810	2,18579235	2,492
Danthonia secundiflora	2,59259259	1,905	2,00364299	2,167
Gaultheria myrsinoides	2,22222222	1,905	1,82149362	1,983
sp11	1,11111111	0,952	3,84615385	1,970
Clusia multiflora	0,74074074	1,905	2,56410256	1,737
Symplocos rigidissima	1,11111111	1,905	1,64635001	1,554
Phytolacca bogotensis	1,48148148	1,905	1,09289617	1,493
Bejaria aestuans	0,74074074	0,952	2,56410256	1,419
Myrsine andina	0,74074074	0,952	2,56410256	1,419
Plutarchia coronaria	1,85185185	0,952	1,27504554	1,360
Elaphoglossum lingua	0,74074074	1,905	1,09289617	1,246
Espeletia santanderensis	0,74074074	1,905	1,09289617	1,246
Paepalanthus alpinus	0,74074074	1,905	1,09289617	1,246
Rhynchospora colorata	0,74074074	1,905	1,09289617	1,246
sp6	0,74074074	1,905	1,09289617	1,246
Danthonia sp	1,11111111	1,905	0,54644809	1,187
Ugni myricoides	0,74074074	0,952	1,46420064	1,052
Bomarea setacea	0,74074074	1,905	0,36429872	1,003
Cephalopanax pachycephalus	0,37037037	0,952	1,28205128	0,868
sp3	0,37037037	0,952	1,28205128	0,868

Cortaderia sp	0,37037037	0,952	0,54644809	0,623
cucharoo	0,37037037	0,952	0,54644809	0,623
Cyperus odoratus	0,37037037	0,952	0,54644809	0,623
Eryngium humboldtii	0,37037037	0,952	0,54644809	0,623
Festuca	0,37037037	0,952	0,54644809	0,623
Gaultheria sp	0,37037037	0,952	0,54644809	0,623
Geranium santanderiense	0,37037037	0,952	0,54644809	0,623
Hypochaeris radicata	0,37037037	0,952	0,54644809	0,623
Miconia	0,37037037	0,952	0,54644809	0,623
Monticalia sp	0,37037037	0,952	0,54644809	0,623
Serpocaulon sp	0,37037037	0,952	0,54644809	0,623
Tillandsia denudata	0,37037037	0,952	0,54644809	0,623
Sonchus sp	0,37037037	0,952	0,18214936	0,502
Tillandsia complanata	0,37037037	0,952	0,18214936	0,502
TOTAL	100	100	100	100

Tabla 11

Índice de Regeneración natural (IRN)para el control

Especie	AR	FR	CTR	INR
Macrocarpaea schultesii	12,6232742	3,57142857	9,38449898	8,52640057
Maxillaria aurea	9,86193294	1,78571429	10,9623889	7,53667872
Palicourea sp	8,08678501	5,35714286	8,29452207	7,24614998
Disterigma alaternoides	7,49506903	3,57142857	6,5170313	5,8611763
Weinmannia tomentosa	4,73372781	7,14285714	4,42774582	5,43477692
Cephalopanax pachycephalus	5,32544379	6,25	4,30120152	5,2922151
Clusia multiflora	3,74753452	7,14285714	3,79241517	4,89426894
Serpocaulon levigatum	0,98619329	4,46428571	4,90196078	3,45081326
Tillandsia denudata	1,18343195	4,46428571	4,13943355	3,26238374
Gaultheria anastomosans	5,12820513	1,78571429	2,83224401	3,24872114
Cybianthus iteoides	2,36686391	3,57142857	3,59411895	3,17747048
Palicourea aschersonianoides	4,33925049	2,67857143	2,39651416	3,13811203
Arcytophyllum nitidum	4,33925049	1,78571429	2,4871825	2,87071576
Hedyosmun crenatum	1,77514793	4,46428571	1,79640719	2,67861361
Maxillaria porrecta	4,14201183	0,89285714	2,46891837	2,50126245
Blechnum auratum	2,95857988	2,67857143	1,63398693	2,42371275
Gaylussacia buxifolia	3,15581854	0,89285714	1,74291939	1,93053169
Cyathea caracasana	1,57790927	1,78571429	1,59680639	1,65347665
Espeletia brassicoidea	1,77514793	1,78571429	0,98039216	1,51375146
Tillandsia biflora	0,39447732	1,78571429	1,96078431	1,38032531

Chusquea sp	0,78895464	1,78571429	1,30718954	1,29395282
Peperomia sp	1,18343195	0,89285714	1,52505447	1,20044785
Elleanthus robustus	1,57790927	0,89285714	0,96212803	1,14429815
sp9	0,98619329	0,89285714	1,416122	1,09839081
Elaphoglossum lingua	0,39447732	1,78571429	1,08932462	1,08983874
Macleania rupestris	0,78895464	1,78571429	0,61706652	1,06391181
Miconia albicans	0,59171598	1,78571429	0,41746572	0,93163199
Monticalia ledifolia	1,18343195	0,89285714	0,65359477	0,90996129
Pubescencia	0,59171598	0,89285714	1,19825708	0,89427673
sp4	0,39447732	0,89285714	1,08932462	0,79221969
Hypericum juniperinum	0,78895464	0,89285714	0,43572985	0,70584721
Bomarea setacea	0,19723866	0,89285714	0,98039216	0,69016265
Danthonia secundiflora	0,19723866	0,89285714	0,98039216	0,69016265
Nertera granadensis	0,19723866	0,89285714	0,98039216	0,69016265
sp10	0,19723866	0,89285714	0,98039216	0,69016265
sp12	0,19723866	0,89285714	0,98039216	0,69016265
sp7	0,19723866	0,89285714	0,98039216	0,69016265
sp8	0,19723866	0,89285714	0,98039216	0,69016265
Maxillaria graminifolia	0,59171598	0,89285714	0,32679739	0,60379017
sp3	0,59171598	0,89285714	0,32679739	0,60379017
Phoradendron racemosum	0	1,78571429	0	0,5952381
Oreopanax gargantae	0,39447732	0,89285714	0,3992016	0,56217869
Anthurium sp	0,39447732	0,89285714	0,21786492	0,50173313
Gaiadendron punctatum	0,19723866	0,89285714	0,1996008	0,42989887
Palmeada	0,19723866	0,89285714	0,1996008	0,42989887
Ageratina sp	0,19723866	0,89285714	0,10893246	0,39967609
Cavendishia bracteata	0,19723866	0,89285714	0,10893246	0,39967609
Lisa	0,19723866	0,89285714	0,10893246	0,39967609
Serpocaulon sp	0,19723866	0,89285714	0,10893246	0,39967609
sp1	0,19723866	0,89285714	0,10893246	0,39967609
sp5	0	0,89285714	0	0,29761905
TOTAL	100	100	100	100

Tabla 12

Mecanismos de regeneración presentes en las especies vegetales vasculares.

Especie	**Rebrote**	**Semilla**	**Rebrote y semilla**
Arcytophyllum nitidum			X
Achyrocline sp	X		
Ageratina gynoxoides	X		
Ageratina mutiscuensis	X		

Ageratina sp	X			
Anthurium sp		X		
Baccharis latifolia		X		
Bejaria aestuans		X		
Bejaria resinosa	X			
Berberis rigidifolia	X			
Blechnum auratum				X
Bomarea setacea		X		
Bulbostylis sp		X		
Cavendishia bracteata	X			
Cephalopanax pachycephalus				X
Cestrum sp	X			
Chromolaena sp		X		
Chusquea sp	X	X		
Clusia multiflora		X		
Cortaderia sp	X			
cucharoo	X			
Cyathea caracasana		X		
Cybianthus iteoides				X
Cyperus odoratus				X
Danthonia secundiflora				X
Danthonia sp				X
Disterigma alaternoides		X		
Eccremis coarctata	X			
Elaphoglossum lingua				X
Elleanthus robustus		X		
Epidendrum sp	X			
Erigeron sp		X		
Eryngium humboldtii		X		
Espeletia brassicoidea				X
Espeletia santanderensis				X
Festuca		X		
Gaiadendron punctatum				X
Galium hypocarpium	X			
Gaultheria anastomosans				X
Gaultheria myrsinoides	X			
Gaultheria sp	X			
Gaylussacia buxifolia				X
Geranium santanderiense		X		
Hedyosmun crenatum		X		
Hesperomeles obtusifolia	X			
Hypericum juniperinum		X		
Hypochaeris radicata		X		
Ilex sp	X			
Lepechinia sp				X
Lisa		X		
Lycopodium thyoides		X		
Macleania rupestris				X
Macrocarpaea schultesii		X		
Maxillaria aurea				X
Maxillaria graminifolia		X		

Maxillaria porrecta		X	
Miconia	X		
Miconia albicans		X	
Miconia sp	X		
Monochaetum bonplandii	X		
Monochaetum myrtoideum			X
Morella parviflora	X		
Myrsine andina		X	
Myrsine coriacea			X
Nertera granadensis		X	
Oreopanax gargantae		X	
Paepalanthus alpinus			X
Palicourea aschersonianoides		X	
Palicourea sp		X	
Palmeada		X	
Paspalum sp	X		
Monticalia ledifolia			X
Monticalia sp	X		
Peperomia sp			X
Phoradendron racemosum		X	
Phytolacca bogotensis			X
Pinus patula		X	
Plutarchia coronaria			X
Pteridium esculentum			X
Pubescencia		X	
Rhynchospora colorata		X	
Rubus sp	X		
Rynchospora sp		X	
Schizachyrium	X		
Serpocaulon levigatum		X	
Serpocaulon sp		X	
Sonchus sp		X	
sp	X		
sp1		X	
sp10		X	
sp11		X	
sp12		X	
sp2	X		
sp3		X	
sp4		X	
sp5		X	
sp6	X		
sp7		X	
sp8		X	
sp9		X	
Symplocos rigidissima			X
Tillandsia biflora		X	
Tillandsia complanata	X		
Tillandsia denudata			X
Ugni myricoides		X	
Vaccinium corymbodendron	X		

Weinmannia tomentosa	X

Figura 24

Número de especies por familia, presentes en cada una de las severidades del incendio.

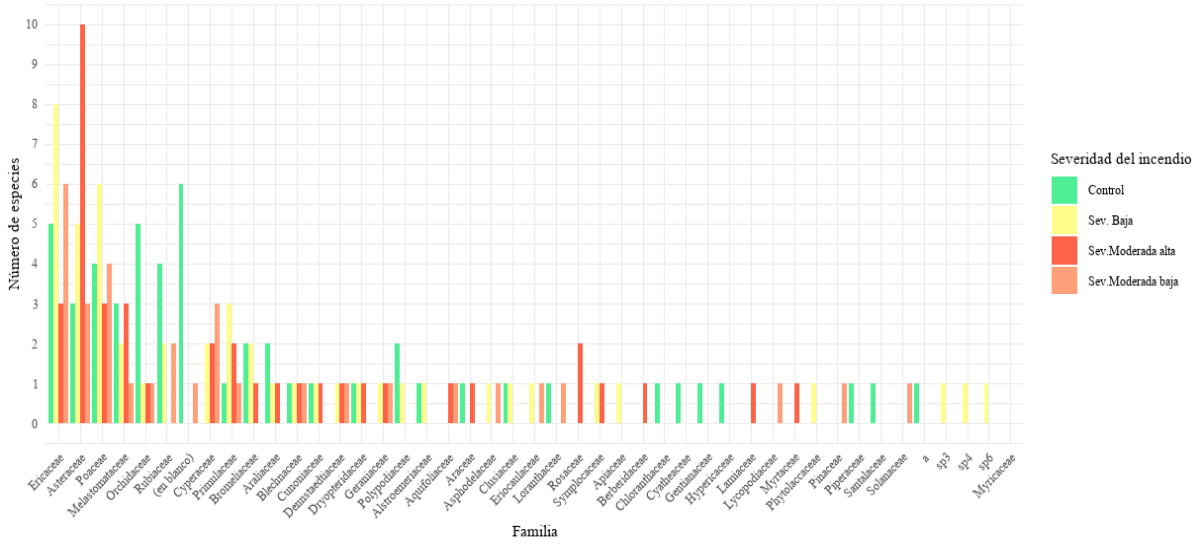


Figura 25

Abundancia de Pteridium esculentum para cada nivel de severidad de incendio.

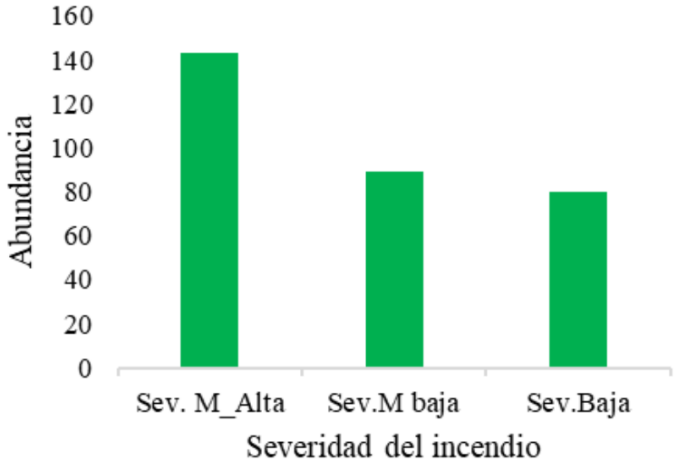
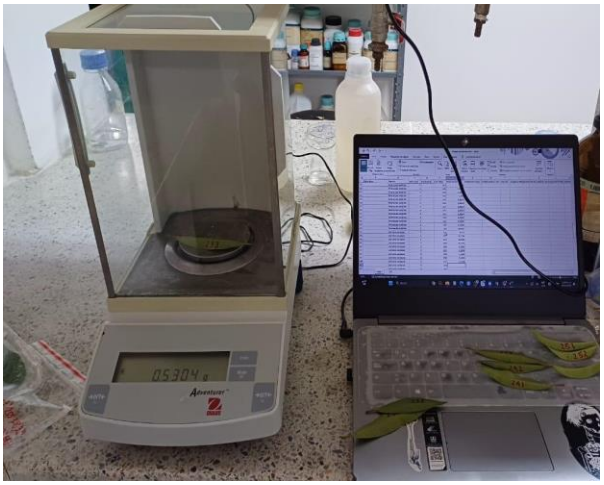


Tabla 13

Registros fotográficos

	
Nombre: Panorámica, severidad moderada alta. **Fecha:** 08/12/2024 **Coordenadas:** -72,6303**;** 7,334965	**Nombre:** Establecimiento de parcela. Cobertura control **Fecha:** 19/01/2025 **Coordenadas:** -72,6307**;** 7,346915
	
Nombre: Presencia de *Gaylussacia buxifolia* en Severidad baja **Fecha:** 25/01/2025 **Coordenadas:** -72,6321**;** 7,34771	**Nombre:** Procesamiento y registro de muestras **Fecha:** 16/12/2024 **Ubicación:** Laboratorio de la Universidad UP

	
Nombre: Medición de la longitud del limbo **Fecha:** 16/12/2024 **Ubicación:** Laboratorio de la Universidad UP	**Nombre:** Severidad moderada baja **Fecha:** 01/12/2024 **Coordenadas:** -72,6302**;** 7,339622
	
Nombre: Severidad moderada baja **Fecha:** 01/12/2024 **Coordenadas:** -72,6306**;** 7,342348	**Nombre:** Mecanismo de regeneración por rebrote. **Fecha:** 21/12/2024 **Coordenadas:** -72,6305**;** 7,340667