



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL NORDESTE
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES Y AGRIMENSURA
LICENCIATURA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

TRABAJO FINAL DE GRADUACIÓN

**REGENERACIÓN LEÑOSA POST-INCENDIO
EN EL PARQUE PROVINCIAL SAN
CAYETANO, CORRIENTES (ARGENTINA)**

Tesista: Julieta Denisse Rodriguez Arsuaga
Directora: Dra. Maria del Rosario Montiel
Co-director: Dr. Félix Ignacio Contreras

Lugar de trabajo: Laboratorio de Ecología. FaCENA - UNNE.

Año: 2024

ÍNDICE

RESUMEN.....	4
INTRODUCCIÓN.....	5
OBJETIVO GENERAL.....	10
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	10
HIPÓTESIS DE TRABAJO	10
MATERIALES Y MÉTODOS	11
RESULTADOS.....	17
DISCUSIÓN.....	32
CONCLUSIÓN	36
BIBLIOGRAFÍA.....	38
ANEXO.....	47

“Mirad las aves del cielo: no siembran ni cosechan, ni almacenan en graneros; sin embargo, el Padre celestial las alimenta.” ...“Mirad cómo crecen los lirios del campo. No trabajan ni hilan; sin embargo, les digo que ni siquiera Salomón, con todo su esplendor, se vestía como uno de ellos.”
-Mateo 6:25-31

“Señor, hazme un instrumento de tu Paz...”
-San Francisco de Asís

A mi abuelo Eduardo.

A mi familia y amigos ♡.

AGRADECIMIENTOS:

Llegar hasta aquí no ha sido fácil, pero sin duda no lo habría logrado sin la Divina Providencia y su obrar en forma de apoyo, buenos deseos y el cariño de un montón de personas que me han rodeado durante estos años, en especial, durante este trayecto final.

Quiero agradecer, en principio, a la Universidad Nacional del Nordeste y la Facultad de Ciencias Exactas, Naturales y Agrimensura que junto a su estructura, cátedras y docentes permitieron mi crecimiento personal y profesional.

A la directora de carrera de la Licenciatura en Ciencias Biológicas por la buena predisposición y el compromiso hacia los estudiantes durante la gestión del cursado y en particular en esta etapa.

Agradezco a mis directores de este Trabajo Final de Graduación: Dra. María del Rosario Montiel y Dr. Félix Ignacio Contreras por brindarme su incondicional apoyo, absoluta predisposición, compromiso con mi formación y perfeccionamiento en este proceso tan fundamental. Me siento afortunada de haber sido guiada por dos grandes personas y profesionales, que inspiran a seguir sus pasos. Además, quiero destacar el acompañamiento y colaboración del investigador del CECOAL-CONICET Humberto Smichowski, por la producción cartográfica, el procesamiento de imágenes satelitales en *GEE* y las modificaciones del script utilizadas en este TFG, las cuales pertenecen a su autoría y que sin ellas no habría sido posible llegar a los objetivos.

Indudablemente agradezco a toda mi familia, familiares y familia política por estar siempre de alguna u otra forma, por escucharme y darme sus palabras de aliento, pero especialmente agradezco a mis padres que me apoyaron desde el primer momento en la carrera que soñé desde niña y mis hermanas que fueron testigos de mi paso a paso, en este camino. A mi Mati, que respetó mis tiempos universitarios, celebró mis victorias, me contuvo en las derrotas, y ante todo eligió permanecer, apoyar y escuchar. A Mimi y Orión, los integrantes gatunos de la familia que con su inocencia y carisma alegran nuestras vidas.

Agradezco a cada compañero/a que tuve el honor de conocer y compartir en esta casa de estudios, y en particular a los amigos que la facultad nos juntó y la vida nos mantuvo unidos. Gracias por las lecciones de vida, por dejarme aprender del otro, por las risas, por cada victoria y derrota compartida entre las aulas y pasillos.

Finalmente, quiero agradecer a las autoridades y los guardaparques del Parque Provincial San Cayetano por permitirme trabajar en sus paisajes, estar atentos y a presto ante cualquier situación. También agradezco enormemente a cada estudiante, amigo, familiar y colega involucrado quienes me asistieron durante mi muestreo de campo: Adrián, Agustina, Alejandro, Carla, Catriel, Celeste, Cecilia, Dulcinea, Eugenia, Guillermo, Jaqueline, Jonhatan, Lucía, Luján, Maddi, María Sol, Mathias, Natalia, Raúl, Silvana y Tomás. Por compartir las largas horas de trabajo, la fascinación por el paisaje, las inclemencias del tiempo y las dificultades que el campo siempre ofrece.

A todos y cada uno de ustedes, GRACIAS.

RESUMEN

La ecología del fuego estudia la dinámica de los incendios y los efectos que éste produce sobre el ambiente. Durante el 2020, debido a ciertas condiciones climáticas y a factores antrópicos, se registró un aumento de incendios en Argentina. En la Provincia de Corrientes, el Parque Provincial San Cayetano (PPSC) sufrió una serie de severos incendios durante agosto y octubre de ese año, los cuales afectaron gran parte de su superficie, produciendo diferentes efectos sobre la fauna y la flora. Después de un año de éstos disturbios, observaciones *in situ* mostraron que, a pesar de las alteraciones ocurridas por los incendios, la vegetación del PPSC comenzó a rebrotar y regenerarse, al igual que ecosistemas similares. Este estudio fue propuesto con el objetivo de analizar la regeneración de especies leñosas en el PPSC en relación a diferentes grados de severidad del quemado (alta, moderada alta, moderada baja y baja) en las áreas afectadas. Para ello, se utilizaron herramientas de teledetección y Sistemas de Información Geográfica. Luego, se seleccionaron sitios de bosque con diferentes severidades y se delimitaron tres transectas de 30x10m para cada grado de severidad previamente localizado en el mapa. En cada transecta se censó la especie, altura, diámetro a la altura de pecho, estrato, cobertura del dosel, supervivencia y regeneración. También se calcularon indicadores de diversidad utilizando Shannon-Wiener para la diversidad alfa y el índice de Jaccard para la diversidad beta. De esta manera, se conoció que las extensiones de los incendios ocurridos durante el año 2020 en el PPSC fueron de 36,32 ha (46 % del PPSC) de las cuales la mayor parte sufrió una severidad moderada baja. Además, se registraron 64 especies vegetales leñosas con 1820 individuos en total, de los que se obtuvieron datos de altura, diámetro y evidencia de rebrote o regeneración. La supervivencia fue del 83,7 % y la capacidad de regeneración del 50,66 % para todas las leñosas censadas. Los índices de diversidad alfa para cada cada tratamiento fue: testigo $H' = 2,164$, severidad alta $H' = 2,262$, moderada alta $H' = 2,089$, moderada baja $H' = 2,33$ y baja $H' = 2,359$; para la diversidad beta el índice de Jaccard resultó mayor entre la severidad moderada baja y severidad baja $IJ = 0,59375$. La cobertura promedio del dosel para cada caso fue: testigo 83,33%, severidad alta 11,67 %, moderada alta 63,33 %, moderada baja 71,67 % y baja 81,87 %. A su vez, se observaron diferencias significativas entre la cobertura del dosel y la severidad de los incendios. Es por ello, que se concluye que la severidad de los incendios tiene un efecto diferencial en los bosques y su regeneración, aquellos bosques disturbados en severidades moderadas y bajas mostraron mayor supervivencia y mejores tasas de regeneración respecto del bosque testigo. Las áreas prioritarias a restaurar en el PPSC son aquellas que sufrieron altas severidades, debido a que la supervivencia en éstas fue la más baja, por lo que serían necesarias acciones de enriquecimiento con especies de crecimiento rápido y dosel amplio (teniendo en cuenta las especies preexistentes). Por último, gracias a este estudio, podemos afirmar que la metodología de teledetección aquí aplicada es útil para evaluar el estado de un bosque después de perturbaciones como incendios, permitiendo así aplicar acciones de restauración necesarias en esta y en otras áreas protegidas de manera más eficiente.

PALABRAS CLAVE: BOSQUES – CHACO HÚMEDO– SEVERIDAD- RESTAURACIÓN – SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA.

INTRODUCCIÓN

La ecología del fuego es una ciencia que estudia la dinámica y los efectos que el fuego puede producir sobre el ambiente (Guillén *et al.*, 2020). Aborda la descripción del rol del fuego en los ecosistemas, incluyendo su frecuencia, intensidad, estación en la que se producen las quemadas, extensión de áreas afectadas, los efectos en el suelo y la vegetación, entre otros temas. Además, estudia los patrones de rebrote y regeneración en cada bioma después de estos disturbios (Kunst, 2011).

Aunque el fuego puede ser un mecanismo natural en muchos ecosistemas, las acciones humanas junto al cambio climático han alterado los regímenes naturales de incendios (Cochrane, 2009), llevando a una pérdida de la capacidad de los ecosistemas para proveer servicios ecosistémicos que a su vez ayuden a reducir la intensidad, magnitud y propagación de incendios catastróficos (Depietri y Orenstein, 2019). En las últimas décadas, la presencia de incendios en los trópicos se ha exacerbado en cuanto a número, extensión e intensidad (FARN, 2020). En consecuencia, los incendios de bosques y otros ambientes desencadenan serios impactos ecológicos, afectando inmediatamente la biodiversidad (SNMF, 2021), alterando ecosistemas enteros en la distribución y abundancia de especies, influenciando las redes tróficas y modificando el uso de hábitats (Bustamante, 2016; Chia *et al.*, 2016). Perjudica a las especies de fauna y flora silvestre amenazadas, como así también áreas naturales protegidas, incluyendo reservas naturales y urbanas que no cuentan con gestión o manejo del fuego, lo que conduce a la pérdida de biomasa, estructura vegetal y fragmentación de hábitats (FARN, 2020).

Sin embargo, desde una perspectiva ecológica, el fuego puede considerarse una perturbación que no es inherentemente positiva ni negativa, existe evidencia histórica de que los incendios forestales ocurrieron de manera natural mediante fenómenos como el vulcanismo o los rayos generados por tormentas eléctricas (Kimmins, 1997; Kunst *et al.*, 2003). A pesar de que el fuego destruye la biomasa vegetal, también crea espacios abiertos de diferentes tamaños, permitiendo el establecimiento de nuevos individuos y facilitando diversas etapas sucesionales en comunidades vegetales y animales. Esto ha influido en la estructura de muchos ecosistemas terrestres, contribuyendo a la diversidad y estabilidad de estos sistemas a lo largo del tiempo (Pausas y Keeley, 2014).

A estas causas naturales, se sumó la actividad humana: el *Homo sapiens* evolucionó utilizando el fuego para su propio beneficio, encontró en él: luz, calor, alimentación, protección y defensa (Defossé y Godoy, 2021). A medida que transcurrieron los hechos históricos de la humanidad el manejo del fuego se amplió y complejizó. Pero, puntualmente, se desarrolló en el ámbito agropecuario para la "limpieza" de terrenos, renovación de pasturas, control de malezas de cultivos, etc. En las últimas décadas se sumó un factor de gran impacto en los ecosistemas globales, incluyendo aquellos susceptibles al fuego: el Cambio Climático. Este fenómeno se debe principalmente al aumento de la concentración de CO₂ en la atmósfera debido a las altas emisiones producto de las distintas actividades económicas humanas (IPCC, 2021). Esta elevada concentración de CO₂ intensifica el efecto invernadero, elevando las temperaturas oceánicas y dando lugar a eventos meteorológicos inusuales, como precipitaciones extremas,

inundaciones, olas de calor, sequías prolongadas y cambios en los patrones naturales de incendios. Los incendios forestales son el resultado de una interacción compleja de diversos factores (Armenteras *et al.*, 2011). Sin embargo, el cambio climático puede ejercer influencia en los patrones de precipitación y la estacionalidad de las lluvias, en ocasiones generando sequías prolongadas. Estas condiciones específicas tienen el potencial de impactar significativamente la vulnerabilidad de los ecosistemas frente al fuego (Laurance *et al.*, 2014), lo que conlleva al aumento de la extensión de área quemada y la frecuencia de incendios (Van der Werf *et al.*, 2008). En épocas de sequías severas, aumenta la flamabilidad de la vegetación debido a la alteración de características físicas, químicas y biológicas como la retención de agua y nutrientes (Asner y Alencar, 2010; Russell-Smith *et al.*, 2017) y la desecación de la hojarasca (Li *et al.*, 2008).

El aumento de incendios en Sudamérica está asociado a períodos de sequía prolongados (IPCC, 2021). Este incremento se ha relacionado con eventos climáticos extremos y cambios en los regímenes de precipitación durante el periodo de El Niño - Oscilación Sur (ENOS) y su episodio opuesto “La Niña” (Aragão *et al.*, 2007; Smichowski *et al.*, 2020). Entre los factores críticos extremos influyentes se encuentra la baja humedad en la vegetación y el suelo durante la época seca que corresponde al episodio de “La Niña” para Argentina. Además, los incendios en Argentina registraron un aumento en su extensión durante el año 2020 (FARN, 2020). El factor que promovió estos acontecimientos fue la persistencia de un clima más cálido y seco debido al cambio climático y la deforestación (WWF, 2020). En efecto, la región del litoral, norte y centro de Argentina atravesaron una de las más severas sequías de los últimos 60 años (MAGyP, 2020). A la tendencia de estas condiciones meteorológicas, se le suma el factor antrópico, ya que el 95 % de los incendios son provocados por el humano, como un fogón mal apagado, o fuegos intencionales, entre otros (MAyDS, 2020a). Como resultado, la región atraviesa incendios cada vez más grandes, más intensos y que se extienden por más tiempo de lo que solían (WWF, 2020).

En Argentina, la provincia fitogeográfica chaqueña abarca aproximadamente 600.000 km² e incluye las provincias de Salta, Tucumán, Jujuy, Catamarca, Santiago del Estero, Córdoba, Chaco, Corrientes, Santa Fe y Formosa (Oyarzabal *et al.*, 2018). Esta región es una de las más afectadas por incendios, siendo la provincia de Corrientes una de las que presenta mayor ocurrencia (Martínez Carretero, 1995; Di Bella *et al.*, 2011). Si bien existen importantes investigaciones sobre la ecología y usos del fuego en Chaco Seco (Kunst *et al.*, 2012; Bravo *et al.*, 2014), los estudios sobre la ecología del fuego y la regeneración post- incendio en Chaco Húmedo, son muy escasos.

La respuesta post-incendio de la vegetación varía de acuerdo a las especies presentes, dado que éstas poseen diferencias en las estrategias de crecimiento y en los mecanismos de regeneración (Lloret y Vila, 2003; Bravo *et al.*, 2014; Pausas y Keeley, 2014; Montiel *et al.*, 2021). Además, el efecto del fuego sobre la estructura y dinámica de la vegetación depende en gran medida de la severidad del quemado (Schimmel y Granstrom, 1996; Jaureguiberry *et al.*, 2020; Montiel *et al.*, 2021). La severidad es un indicador de la magnitud del daño producido por el fuego

sobre la vegetación u otros componentes del ecosistema. Depende de la intensidad del fuego (la magnitud del calor producido) y de las características propias de los distintos componentes biofísicos preexistentes (Kunst *et al.*, 2003; Bran, 2007).

Una de las respuestas o estrategia de la vegetación es el rebrote post-incendio, que es la capacidad de generar nuevos brotes a partir de yemas latentes que consumen las reservas subterráneas, incluso cuando se ha perdido toda la biomasa aérea (Bond y Midgley, 2001) o que los tallos hayan sido completamente quemados por el fuego. Las especies suelen clasificarse como rebrotadoras o no rebrotadoras según esta capacidad. Existen diferentes tipos de rebrote según la localización de las yemas (epicórmicos, lignotubérculos, rizomas, raíces, etc.) (Jaureguiberry y Díaz, 2014). Pero, las leñosas poseen yemas ubicadas en la zona próxima al ras del suelo, como una adaptación que les permite rebrotar y reconstruir el dosel luego del disturbio (tala, herbívora o fuego) (Bravo *et al.*, 2010). El otro tipo de estrategia es el reclutamiento a través del banco de semillas disponibles en el suelo. Muchas especies vegetales desarrollaron estrategias de germinación de semillas que optimizan la supervivencia de las plantas tras el fuego, como la estimulación de la germinación por el humo, la madera carbonizada y las altas temperaturas asociadas al fuego (Jaureguiberry y Díaz, 2014).

En la región chaqueña y más precisamente el chaco húmedo, el manejo del fuego está asociado históricamente al control de malezas, mantenimiento de pastizales y desmonte para la expansión agrícola (Kunst *et al.*, 2003; Grau *et al.*, 2005). Pero, además, es un evento ecológico recurrente que actúa con distinta frecuencia e intensidad modelando los paisajes, junto al clima y la topografía (Kunst, 2011). El rol del fuego en el ecosistema chaqueño sería interactuar con esas características climáticas y estructurales para mantener el equilibrio entre comunidades herbáceas y leñosas ya que contribuye a la creación de espacios abiertos (Morello y Adamoli, 1974; Bravo *et al.*, 2001; Fischer *et al.*, 2012). A grandes rasgos, la vegetación nativa de la región chaqueña es un mosaico de bosques, parques, sabanas y arbustales (Oyarzabal *et al.*, 2018). La fisonomía vegetal y la composición florística varían de acuerdo los sitios ecológicos descriptos por varios autores: los bosques de *Schinopsis balansae* (quebracho colorado) y *Aspidoperma quebracho blanco* (quebracho blanco) se ubican en los altos, las sabanas de *Elionorus muticus* en las lomadas arenosas y abras dentro de los bosques (Fontana *et al.*, 2018). Los arbustales y los bosques bajos están bastante dispersos debido a la sobretala y sobrepastoreo de las sabanas y bosques (Kunst *et al.*, 2006). El régimen de fuego en la región del Chaco Húmedo se caracteriza en general por su estacionalidad bimodal entre la transición verano-otoño y en invierno-primavera (San Martín *et al.*, 2023). La estación seca (invierno) es la más propensa a incendios ya que la biomasa se acumula durante el verano - otoño y suele quemarse a finales del invierno y principios de la primavera (una de las "temporadas de incendios") cuando las condiciones atmosféricas incluyen vientos cálidos constantes del N/NE y temperaturas del aire de 30-35° C (Montiel *et al.*, 2021). Normalmente, los incendios terminan cuando comienzan las lluvias a finales de la primavera (SMN, 2019).

Los incendios de severidad baja a moderada, como la mayoría de los prescritos en la gestión forestal, promueven en algunos ecosistemas la renovación de la vegetación dominante mediante

la eliminación de especies no deseadas, el aumento transitorio del pH, la renovación del mantillo, la expresión del banco de semillas y el ciclado de nutrientes disponibles (Kunst *et al.*, 2003) pero las severidades altas así como la alta frecuencia de incendios (mayores a un incendio al año) resultan en consecuencias negativas a corto y largo plazo (Bravo *et al.*, 2008; Pausas y Keeley, 2019). Además, las propiedades físicas, químicas, mineralógicas y biológicas del suelo pueden verse afectadas en función de la intensidad, del tiempo de residencia y de la frecuencia del fuego (Armenteras, 2020). Esto tiene una implicancia en el momento de estudiar la regeneración y restauración ecológica.

Cuando ocurren incendios, la teledetección es una herramienta muy importante dentro de las aplicaciones enfocadas al seguimiento de la vegetación y el monitoreo de los mismos, ya que puede ser utilizada para trazar a través del tiempo las trayectorias de recuperación de la cobertura de distintos tipos de vegetación afectados por fuego en forma simultánea (Chuvieco, 2016). A partir de la utilización de índices espectrales diseñados para la detección de incendios como así también para el seguimiento de la vegetación, se hace posible interpretar la evolución de distintos tipos de coberturas de acuerdo a su ubicación, al ambiente al que pertenece y a las condiciones de uso y manejo del territorio (Nicolas, 2007; Smichowski *et al.*, 2021). Los avances en la tecnología de sensores remotos han permitido desarrollar métodos innovadores utilizando la detección del espectro infrarrojo emitido. En particular, el índice de fuego normalizado (NBR: *Normalized Burned Ratio*) se ha destacado no solo por su capacidad para identificar áreas quemadas, sino también para evaluar el grado de severidad de los incendios (Anaya *et al.*, 2018; Montiel *et al.*, 2021). En un entorno post-incendio, las áreas quemadas muestran una baja reflexión en el infrarrojo cercano (NIR: 0.78 - 0.90 μm) y una mayor reflexión en el infrarrojo de onda más corta (SWIR: 2.09 - 2.35 μm). El uso del diferencial de fuego normalizado (dNBR), que calcula la diferencia entre el NBR antes y después del incendio, mejora la capacidad de la percepción remota para evaluar la severidad de un incendio (Navarro *et al.*, 2008). Las imágenes de las misiones Landsat han sido ampliamente utilizadas en teledetección para estudiar la cobertura forestal en el presente y medir cambios a lo largo del tiempo (Townshend *et al.*, 2012). Estas imágenes satelitales proporcionan una visión global de la distribución espacial de los incendios activos, las áreas quemadas, los efectos en la vegetación (Miller y Yool, 2002) y la tasa de recuperación (Vivalda, 2019; Díaz Delgado *et al.*, 2003).

Una manera de mitigar los efectos del fuego en ecosistemas es a través de la restauración ecológica, que consiste en el “...proceso de ayudar al restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido.” (SER, 2004). Las metas y enfoques de la restauración ecológica son diversos debido a su origen complejo y variado. Uno de estos enfoques se origina en la teoría de la conservación biológica y se concentra en la restauración de especies individuales, particularmente en la identificación y protección de comunidades amenazadas (Ehrenfeld, 2000). La restauración activa mediante la plantación de especies leñosas nativas es una de las estrategias que pueden facilitar el proceso de recolonización y sucesión ecológica de áreas incendiadas (Cusack y Montagnini, 2004; Pausas *et al.*, 2004; Rey *et al.*, 2009; Montiel *et al.*, 2021). La selección de las especies que se utilizarán en la restauración, teniendo en cuenta

sus requerimientos de hábitat y las características ambientales del área a restaurar, es un factor crítico para el éxito de la intervención y para lograr una comunidad similar a la de referencia (Lamb y Gilmour, 2003). Las especies seleccionadas para la plantación en áreas quemadas deben tener la capacidad de tolerar condiciones ambientales extremas, como alta exposición solar, altas temperaturas del suelo y mayor estrés hídrico (Montiel *et al.*, 2021), además de un crecimiento rápido y un dosel amplio.

En este Trabajo Final de Graduación, se trabajó en el Parque Provincial de San Cayetano (PPSC), un área protegida de 76 ha, dependiente de la Dirección de Parques y Reservas de la Provincia de Corrientes. El parque se encuentra en la localidad de San Cayetano (Municipalidad de Riachuelo), al NE de la Provincia de Corrientes. Durante la primavera del 2020, el PPSC sufrió una serie de severos incendios que afectaron gran parte de su superficie y fue un evento que conmovió a la comunidad científica local, y a toda la comunidad. Actualmente, el riesgo de incendios ha bajado, debido a que aumentó el régimen de precipitaciones mensuales. Sin embargo, observaciones recientes mostraron que, a pesar de las lluvias, aún permanecen las alteraciones del paisaje ocurridas por los incendios y además existe vegetación en proceso de rebrote y regeneración.

Finalmente, esta investigación se basó en los argumentos de ecología del fuego, regímenes de incendios locales, estrategias de la vegetación ante perturbaciones y restauración ambiental para estudiar la regeneración de las plantas leñosas en las áreas afectadas por los incendios del 2020 del PPSC. Sosteniendo la premisa de que los bosques fueron afectados de manera diferencial, debido a la diferente severidad, se espera que aquellos bosques que sufrieron una severidad baja presentarían una mayor regeneración leñosa, en comparación con aquellos sitios de bosque que experimentaron una severidad alta o moderada. A pesar de las perturbaciones y los daños del lugar, es posible utilizar esta situación como un punto de partida para generar nuevos datos, y mejores observaciones con perspectiva a un sistema más resiliente y resistente a los futuros incendios que se presenten, además de generar las pautas para las futuras restauraciones del sitio.

OBJETIVO GENERAL

El objetivo general de este trabajo final de graduación fue evaluar la regeneración leñosa en bosques que sufrieron diferente severidad de incendios en el Parque Provincial San Cayetano, Corrientes.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para ello, se plantearon los siguientes objetivos específicos:

1. Conocer la severidad y extensión total del área afectada por incendios durante el 2020 en el Parque Provincial San Cayetano, Corrientes, a través de imágenes satelitales;
2. Medir la regeneración natural leñosa en los distintos bosques del PPSC que sufrieron incendios durante ese año;
3. Definir el área a restaurar a través de los datos detallados en 1 y 2.

HIPÓTESIS DE TRABAJO

Los incendios del PPSC afectaron a los bosques de manera diferencial, debido a la diferente severidad del fuego. Es por ello, que se espera que aquellos bosques que sufrieron una severidad baja presenten mayor regeneración leñosa, que aquellos sitios de bosque que experimentaron una severidad alta, moderada alta y moderada baja.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO: El PPSC ($27^{\circ}33'11''$ S, $58^{\circ}40'46''$ W), se ubica al NW de la Provincia de Corrientes. Presenta una superficie de 76 ha y está ubicado a 3 km al NW de la localidad homónima ($27^{\circ}33'$ S, $58^{\circ}40'$ W), Municipio de Riachuelo, departamento Capital, y a 18 km al SE de la ciudad de Corrientes (Fig. 1). Respecto a la vegetación el PPSC se encuentra en la Provincia Fitogeográfica Chaqueña y presenta un mosaico de bosque de xerófitas, de mesófitas, sabana y selva de albardón, conocido como Chaco Húmedo con Bosques y Cañadas (Fontana, 2018; Oyarzabal *et al.*, 2018) (Ver Anexo 1-4). Topográficamente el área se describe dentro de la unidad de paisaje de “Lomadas Arenosas” (Contreras *et al.*, 2018), que además pertenece geomorfológicamente a la Llanura Mesopotámica (Popolizio, 1989). El relieve es levemente ondulado, presenta lomadas arenosas intercaladas y depresiones con lagunas y planicies inundables (Contreras *et al.*, 2015a). El clima es subtropical sin estación seca, con temperatura media anual de 21°C . En verano, las máximas absolutas pueden alcanzar hasta 42°C , y durante el invierno, descienden hasta $-2,8^{\circ}\text{C}$, de manera tal que entre junio y agosto suelen registrarse algunas heladas. En condiciones normales, las precipitaciones anuales rondan en los 1.400 mm anuales, entre los meses de primavera y otoño (Bruniard, 1997; Contreras *et al.*, 2020; Smichowski *et al.*, 2022).

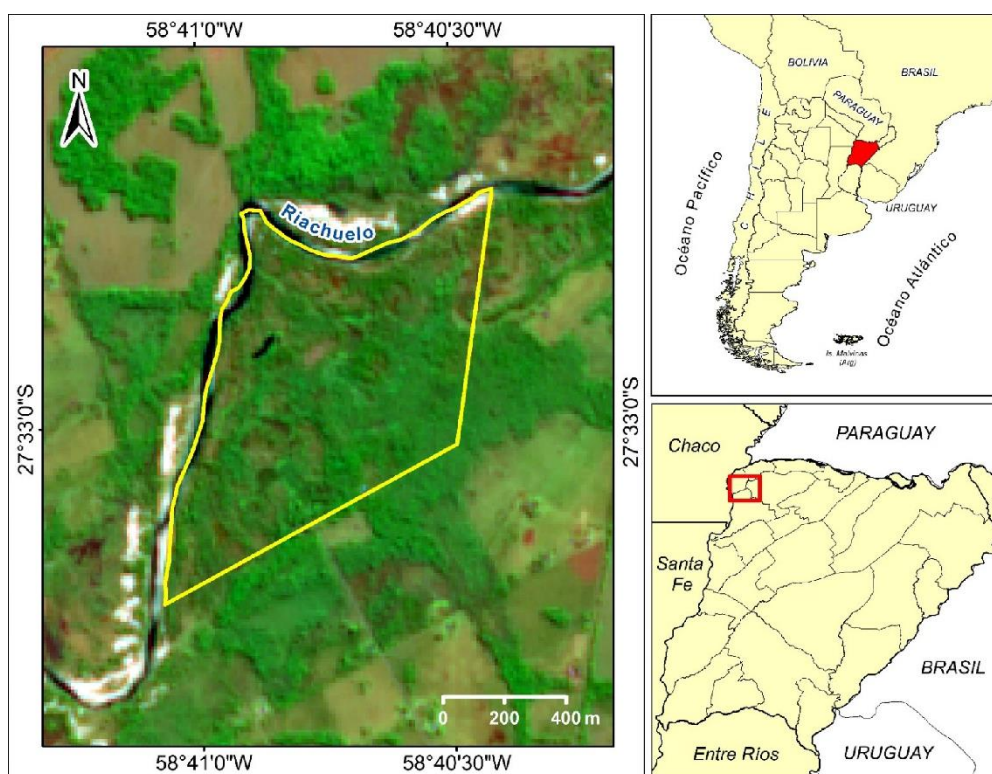


Figura 1. Sitio de estudio: Parque Provincial San Cayetano, Provincia de Corrientes, Argentina.

SEVERIDAD DEL QUEMADO: Se utilizó la metodología propuesta por Anaya *et al.* (2018), modificada por Montiel *et al.* (2021), que consiste en el cálculo del índice de fuego normalizado (o “*Normalized Burn Ratio*”, en sus siglas en inglés “NBR”), un índice que permite detectar el

grado de disturbio causado por incendios y se realiza calculando las diferencias entre los valores de reflectancia de las bandas del Infrarrojo cercano (*Near Infrared*, NIR) e Infrarrojo de onda corta (*Short Wave Infrared*, SWIR) para distinguir entre las zonas quemadas y las no quemadas, e incluso ofrecer información sobre la variación en la severidad del fuego dentro de la zona quemada (Key *et al.*, 2006). El NBR se calcula mediante la ecuación 1:

$$\text{NBR} = (\text{NIR} - \text{SWIR}) / (\text{NIR} + \text{SWIR})$$

Ecuación 1.

En esta metodología el NBR ha sido adaptado al sensor *Sentinel 2A MSI: MultiSpectral Instrument, Level-1C* de la Agencia Espacial Europea (ESA), ya que posee la ventaja de una mayor resolución espacial (20 m) respecto a otros sensores (Montiel *et al.*, 2021; Smichowski *et al.*, 2021). Este índice se calculó y procesó a través de la plataforma *Google Earth Engine* (GEE, 2022). Luego se confeccionó el mapa de severidad del quemado del PPSC utilizando el software libre QGIS versión 3.16 Hannover (QGIS Association, 2020). Para estimar la severidad, NBR diferencial o Delta NBR (dNBR o ΔNBR) se calcula la diferencia entre el NBR previo y posterior al incendio (Parks *et al.*, 2014). Los valores más altos de dNBR indican un daño más severo, mientras que las áreas con valores negativos del dNBR pueden indicar un nuevo crecimiento después de un incendio. La expresión utilizada para calcular dNBR se indica en la ecuación 2:

$$\text{dNBR o } \Delta\text{NBR} = (\text{preNBR} - \text{postNBR}) * 1000$$

Ecuación 2.

Key y Benson (2006) los clasificaron a los resultados del dNBR en siete niveles de severidad de las cuales utilizamos los siguientes cinco valores (Tabla 1):

Tabla 1: Niveles de Severidad de Incendios (Key y Benson, 2006)

dNBR	CATEGORÍA
-0,1 a 0,1	Sin quemar
0,1 a 0,27	Severidad baja
0,27 a 0,44	Severidad Moderada Baja
0,44 a 0,66	Severidad Moderada Alta
>0,66	Severidad Alta

ÍNDICE DE VEGETACIÓN: Para determinar la vigorosidad vegetal y la distribución de los bosques en el PPSC, se utilizó el índice de diferencia de vegetación normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index*, NDVI) para el año 2019 (antes), 2020 (durante) y 2021 (después). Es un buen estimador de la cantidad de radiación fotosintéticamente activa y de la cobertura vegetal (Huang *et al.*, 2021). También fue procesado y calculado a través de la plataforma *Google*

Earth Engine. El NDVI se obtiene mediante una relación de bandas entre el rojo visible (RED) y el infrarrojo cercano (NIR) y se calcula a través de la ecuación 3:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{RED}) / (\text{NIR} + \text{RED})$$

Ecuación 3.

PUNTOS DE MUESTREO: Cruzando los distintos valores de dNBR diferenciados en sus cuatro categorías más el sitio sin quemar (Tabla 1) con los valores altos de NDVI (que serían los compatibles con la cobertura vegetal boscosa) durante el 2020, fue posible definir los doce (12) puntos de muestreo para los diferentes niveles de severidad sobre zonas de bosques (Fig. 2). Los diferentes tratamientos corresponden a los distintos niveles de severidad siendo el “Tratamiento Testigo” los sitios sin quemar, “Tratamiento 1” aquellos que sufrieron una severidad alta, “Tratamiento 2” una severidad moderada alta, “Tratamiento 3” una severidad moderada baja y “Tratamiento 4” una severidad baja.

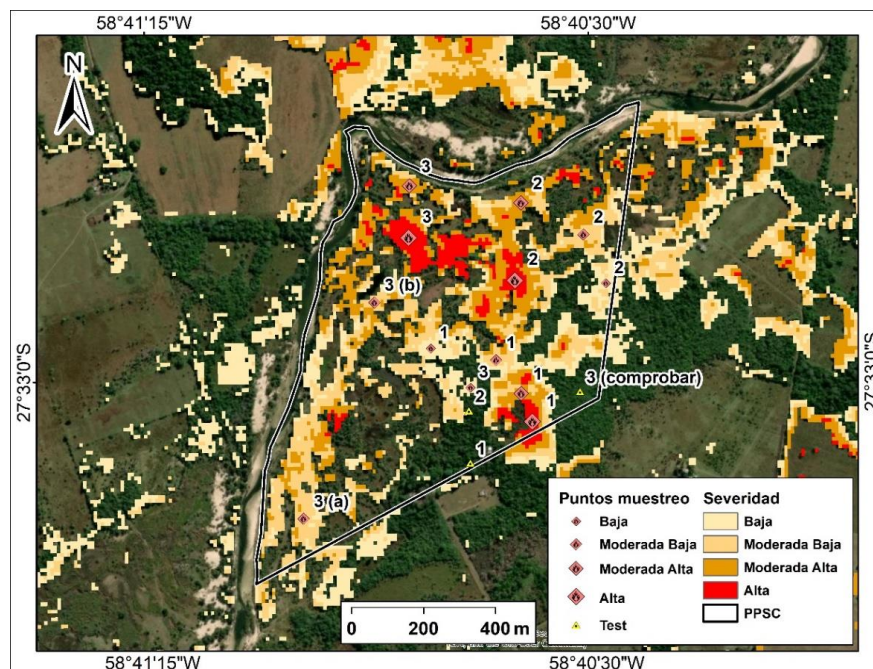


Figura 2. Imagen de severidad de incendios sobre áreas de bosque durante el año 2020 en el Parque Provincial San Cayetano- Corrientes, Argentina. Puntos de muestreo seleccionados utilizando la combinación de NBR y NDVI.

DISEÑO EXPERIMENTAL: Luego de definir la severidad de los incendios en los bosques del área de estudio, se seleccionaron tres sitios al azar por cada categoría de incendio (alta, moderada alta, moderada baja y baja. Tabla 1), más tres sitios testigo que no experimentaron incendios (ver Anexo 1) y se trazaron transectas de 30x10m, en las que se registró información dasométrica de todas las plantas leñosas con altura > 2m. El periodo de muestreo duró 11 meses, desde febrero del 2022 a enero del 2023. (ver Anexo 2 y Anexo 3)

Los datos registrados fueron: especie, estrato (E), altura en metros (h), diámetro a la altura de pecho en centímetros (Ø), supervivencia (s), regeneración (R) y observaciones. La especie se identificó a campo cuando fue posible y se realizó la recolección de ejemplares que se

herborizaron y se corroboró su identificación posteriormente con la colaboración de investigadores del IBONE-CONICET (Instituto de Botánica del Nordeste) (ver Anexo 5). Una vez identificadas se actualizó el nombre específico utilizando las bases de datos botánicas en la web: Flora del Conosur del Instituto de Botánica Darwinion - CONICET (<http://www.darwin.edu.ar/proyectos/floraargentina/fa.html>), Trópicos (<https://www.tropicos.org>) y el *International Plant Names Index* (IPNI) (<https://www.ipni.org/>). Aquellas plantas que no se pudieron identificar en campo o en gabinete quedaron registradas como “sin determinar”. El estrato (E) fue registrado como “A1” (arbóreo alto) a todas aquellas plantas leñosas > 5m, “A2” (arbóreo bajo) a todas aquellas plantas leñosas entre 3m y 5m y “a” (arbustivo) a todas aquellas plantas leñosas arbustivas entre 2m y 3m (basado en la bibliografía de Fontana *et al.*, 2018). La supervivencia hace referencia al estado vivo (1) /muerto (0) del árbol. Si la planta carbonizada presentaba algún tipo de brote, se la consideraba como ejemplar vivo. De la misma manera, se registró la regeneración mediante dígitos dicotómicos siendo 1 para las leñosas que presentaron algún tipo de rebrote (presencia) y 0 para las leñosas que no rebrotaron (ausencia) (Modelo Bimodal de Pausas y Keeley, 2014). Las observaciones registradas incluyeron todo tipo de información complementaria, de referencia o estado fenológico de la planta censada. También se registró la cobertura del dosel en porcentajes (%) dentro de la transecta.

ANÁLISIS ESTADÍSTICOS: Los datos registrados en el cuaderno de campo fueron reorganizados y extrapolados a una planilla de cálculo (Microsoft Excel- 2016) en donde también se realizaron tablas y gráficos. Los índices de diversidad con sus respectivos gráficos fueron calculados utilizando el software *PAST versión 4.02* (Hammer *et al.*, 2001). El Análisis de la Varianza (ANOVA) entre la cobertura de la vegetación y los niveles de severidad con posterior Test de Tukey se calculó con el software libre Infostat versión 2019 (Di Renzo, 2017) y los gráficos correspondientes mediante *SigmaPlot versión 11.0* (Inpixon, 2023).

- **Índices de diversidad alfa:** Los índices de diversidad alfa empleados en esta investigación para cada tratamiento fue Shannon-Wiener, que proporciona una medida cuantitativa de cuán variadas y equitativas son las especies en una muestra o sitio de muestreo. La interpretación del índice de Shannon-Wiener (H') se basa en su valor numérico, que se obtiene a partir de los datos de abundancia de especies en la comunidad (Shannon y Weaner, 1949). Este índice es útil para comparar la diversidad entre diferentes sitios o comunidades. Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S (riqueza de especies), cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos. En teoría H' puede alcanzar valores muy grandes, sin embargo, en la práctica para comunidades biológicas, H' parece no exceder de 5 (Badii *et al.*, 2007). Su fórmula se expresa de la ecuación 3:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Ecuación 3.

Dónde:

S es la riqueza de especies;

p_i es la proporción de individuos de la especie *i* respecto al total de individuos, es decir la abundancia relativa de la especie *i* calculada como **n_i/N** ; donde: **n_i** es el número de individuos de la especie *i* y **N** es el número de todos los individuos de todas las especies.

- **Índices de diversidad beta:** se utilizó el índice de Jaccard (J), el cual es una medida de similitud utilizada en ecología, para comparar la entre dos muestras, comunidades o conjuntos de datos en términos de la presencia o ausencia de elementos comunes. El índice de Jaccard se define como la proporción del número de elementos comunes entre dos conjuntos respecto al número total de elementos en esos conjuntos (Real y Vargas, 1996). En este caso se compararon las transectas bajo los cuatro tratamientos de severidades junto con el sitio testigo.

La fórmula para calcular el índice de Jaccard (J) se explica en la ecuación 4:

$$J(A, B) = \frac{|A \cup B|}{|A \cap B|}$$

Ecuación 4.

Dónde:

A es el primer conjunto;

B es el segundo conjunto;

$|A \cap B|$ es el número de elementos comunes a ambos conjuntos;

$|A \cup B|$ es el número total de elementos únicos en ambos conjuntos.

La interpretación del índice de Jaccard es de la siguiente manera: $J=0$, significa que no hay elementos en común entre los dos conjuntos; son completamente diferentes o no comparten elementos y, $J=1$, significa que los dos conjuntos son idénticos, ya que todos sus elementos son iguales. El valor del índice de Jaccard se encuentra en el rango de 0 a 1, donde un valor más alto indica una mayor similitud entre los conjuntos.

- **Análisis de Varianza:** Se realizó un test de ANOVA para el factor COBERTURA planteando como Hipótesis Nula (H_0) que no existen diferencias significativas entre las medias de los datos de cobertura de la vegetación y los niveles de severidad del quemado. Mientras que en la Hipótesis alternativa (H_1) existe una diferencia entre las medias de los datos de cobertura y severidad del quemado. Para realizar este análisis se comprobó que los datos se distribuyen normalmente y que las varianzas se distribuyen de manera homogénea, mediante la prueba de Normalidad de Shapiro-Wilks y Prueba de Homocedasticidad de Levene. El nivel de significancia utilizado en esta investigación es de **$p < 0,05$** . Para el cálculo se utilizó el software INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2017). Se realizó luego una prueba paramétrica *post hoc*, el test de Tukey, para comparar los distintos tratamientos y determinar si existen diferencias significativas entre ellos. En este caso con un nivel de significancia $\alpha=0,05$; $gl=10$.

- **Densidad de la Vegetación:** es uno de los atributos utilizados para medir la estructura de la vegetación, describe la cantidad y distribución de la vegetación en un área específica. Se mide como la cantidad de individuos por unidad de superficie en hectáreas (ha). En este trabajo se calculó utilizando los valores de abundancia absoluta para cada tratamiento (Ab0, Ab1, Ab2,

Ab3, A4) es decir, la cantidad total de individuos vivos censados por transecta. Luego, se calculó la abundancia relativa para cada tratamiento (ar0, ar1, ar2, ar3, ar4) de la siguiente manera:

$$\text{AbX/AbTotal} * 100 = \text{ArX}$$

Ecuación 5.

Dónde: AbX es la Abundancia absoluta por especie,

AbTotal es la abundancia total de todos los individuos censados en el tratamiento.

ArX es la abundancia relativa.

Finalmente, se estimó la densidad de la vegetación calculando la abundancia relativa por unidad de superficie en hectáreas (ax/ha) para cada nivel de severidad.

RESULTADOS

- a) **SEVERIDAD Y EXTENSIÓN:** Se conoció la superficie total del parque: 78,66 ha (100 %) de las cuales a través de la metodología aplicada utilizando NBR se detectaron: 36,32 ha (46,17 %) quemadas al día 01/11/20 y 42,34 ha (53,83 %) que no fueron alcanzadas por el fuego (Fig. 3). De la superficie quemada se contabilizó 4,03 ha (5,12 % correspondiente al total de la superficie quemada) en categoría severidad alta; 11,38 ha (14,47 %) de severidad moderada alta; 13,62 ha (17,32 %) en severidad moderada baja y 3,27 ha (4,16 %) en severidad baja (Fig. 4, 5 y 6).

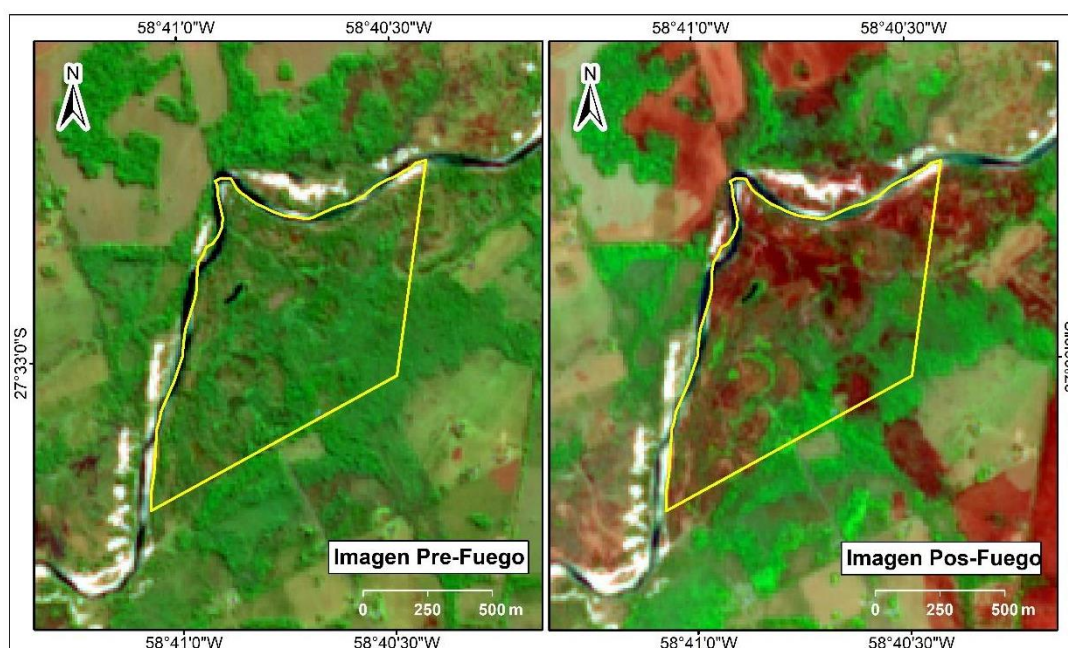


Figura 3. Imagen NBR pre y post incendio durante el año 2020 en el Parque Provincial San Cayetano-Corrientes, Argentina.

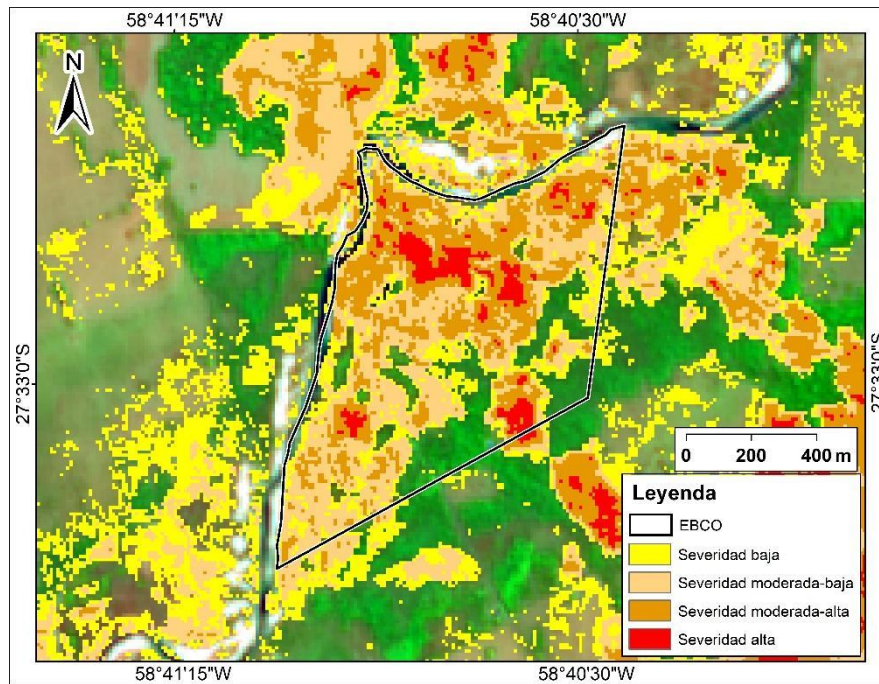


Figura 4. Niveles de severidad de incendio durante fines de octubre y principios de noviembre del año 2020 en el Parque Provincial San Cayetano - Corrientes, Argentina.

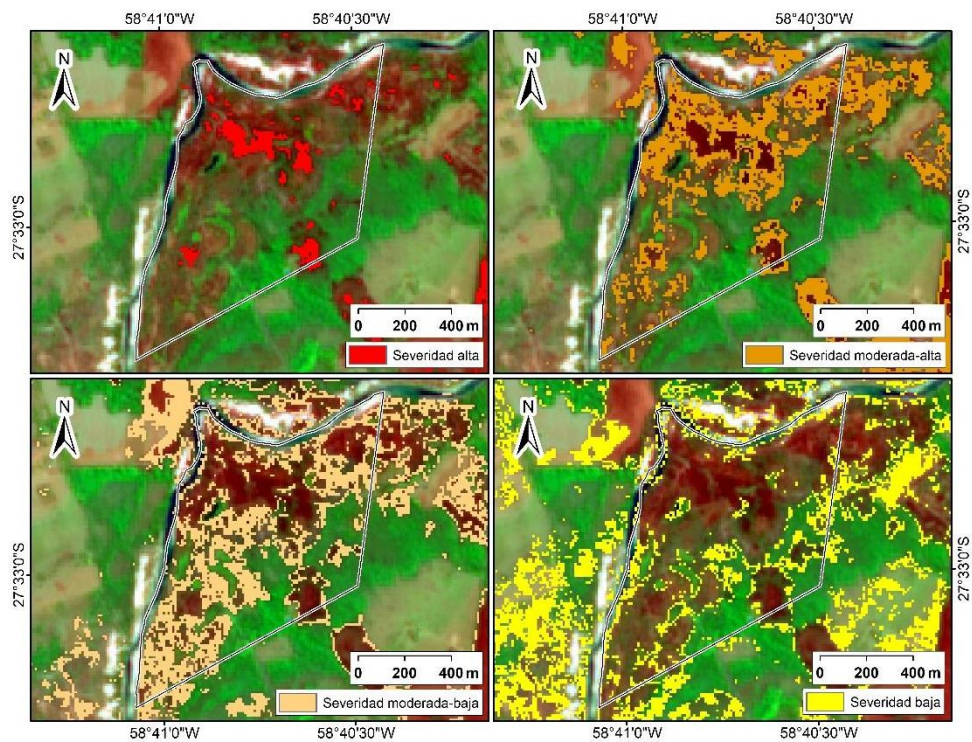


Figura 5. Superficie total de cada nivel de severidad del año 2020 en el Parque Provincial San Cayetano - Corrientes, Argentina.

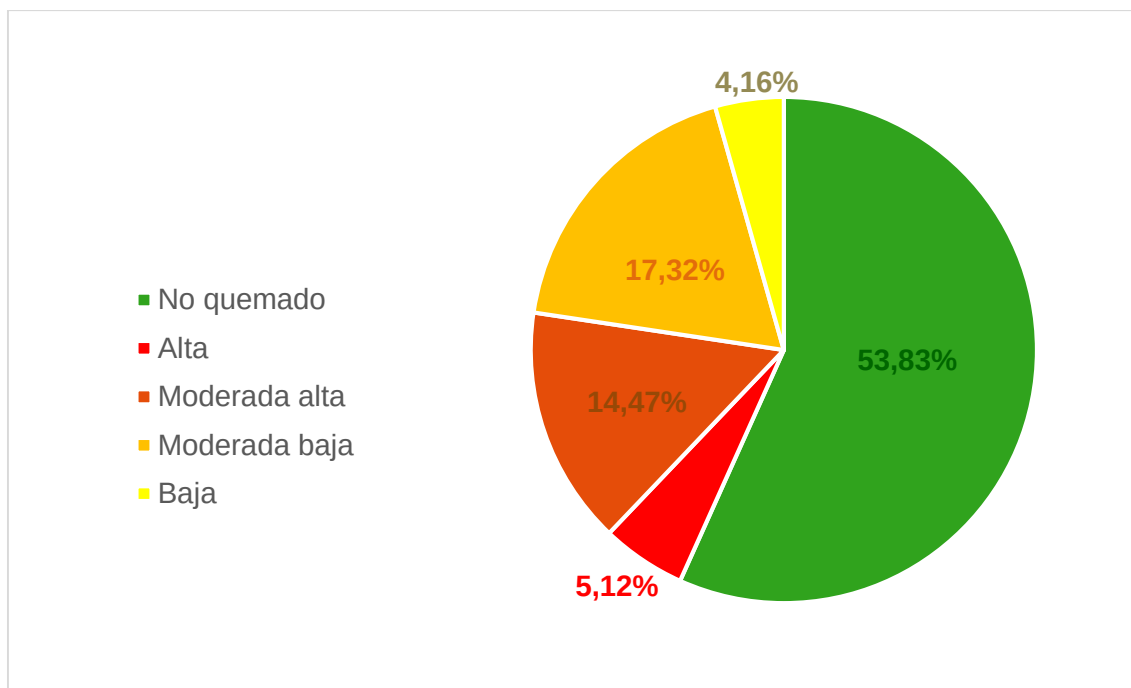


Figura 6. Porcentaje de superficie quemada, según niveles de severidad durante los incendios de fines de octubre y principios de noviembre del año 2020 en el Parque Provincial San Cayetano, Corrientes, Argentina.

- b) ÍNDICE DE VEGETACIÓN: Se obtuvo el valor del NDVI hasta la primavera del 2019 = 0,732 y NDVI del año 2021=0,695. Los valores cercanos a 1 indican una buena vigorosidad vegetal (Fig. 7).

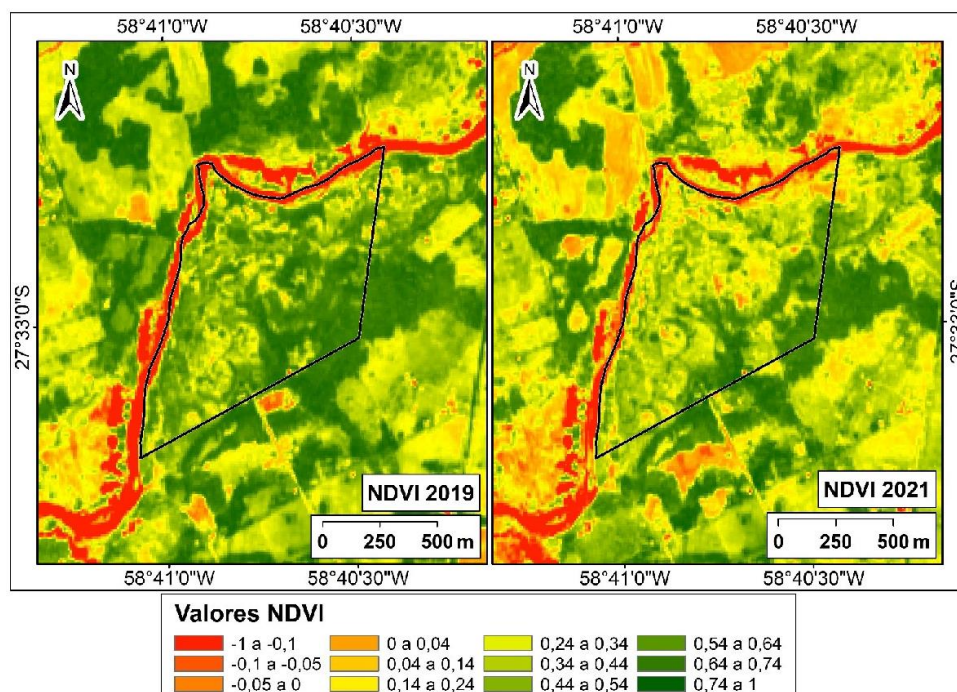


Figura 7. Imagen comparativa de los NDVI año 2019 y año 2021 en el Parque Provincial San Cayetano - Corrientes, Argentina.

c) REGENERACIÓN LEÑOSA:

Riqueza y abundancia por severidad: Se registraron 63 tipos de plantas leñosas y un total de 1820 individuos, que incluyen árboles y arbustos. En cada tratamiento se obtuvieron los siguientes valores: 36 especies con 457 individuos en el grupo testigo sin quemar, 29 especies con 237 individuos en la severidad alta, 26 especies con 282 individuos en severidad moderada alta, 23 especies con 253 individuos en severidad moderada baja y 28 especies con 385 individuos en severidad moderada baja (Fig. 8 y 9).

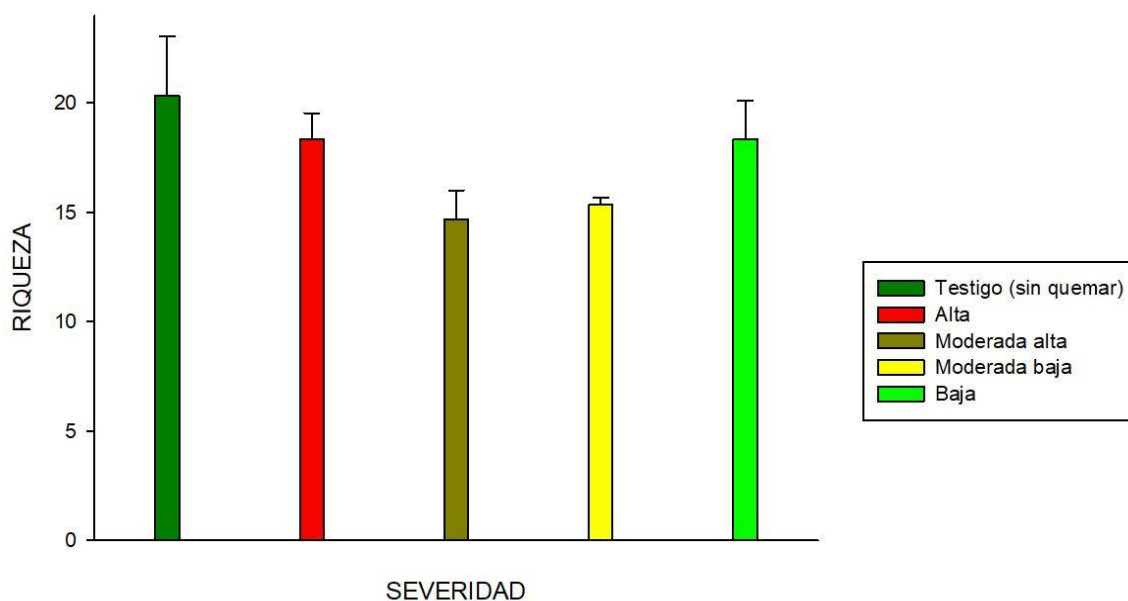


Figura 8: Riqueza de especies de plantas leñosas por cada nivel de Severidad en el Parque Provincial San Cayetano, Corrientes, Argentina. Muestreadas en el periodo 2022-2023.

Identificación de especies: De los 63 tipos de plantas se llegó a la máxima identificación para: 35 especies, 5 géneros, 9 familias y además de 14 ejemplares registrados pero indeterminados hasta la fecha debido a la ausencia de estructuras reproductivas encontradas en el momento y a la falta de tiempo. Sumando en total una diversidad de 22 familias, 38 géneros y 40 especies (Tabla 2, Fig. 9). La familia más diversa y abundante fue Myrtaceae con 5 especies determinadas, 6 indeterminadas y un total de 655 individuos. Siguiendo en diversidad, se encuentra la familia Fabaceae con 7 especies determinadas más 3 especies indeterminadas dando un total de 82 individuos y Euphorbiaceae con 2 especies muy abundantes, sumando un total de 316 individuos. Las especies más frecuentes en cada transecta fueron *Eugenia uniflora* L. (602 individuos), *Sebastiania brasiliensis* Spreng. (300 individuos) y *Scutia buxifolia* Reissek (93 individuos).

Tabla 2: Lista de especies registradas en el Parque Provincial San Cayetano durante la campaña de muestreo 2022-2023.

Familia	Género y especie
Achatocarpaceae	<i>Achatocarpus praecox</i> Griseb.
Anacardiaceae	<i>Myracrodruon balansae</i> (Engl.) Santin <i>Schinopsis balansae</i> Engl.
Annonaceae	<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H. Rainer
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.
Arecaceae	<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart. <i>Copernicia alba</i> Morong
Bignoniaceae	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> cf (L.) Gottschling & J.S. Mill.
Cactaceae	<i>Cereus</i> sp. Mill.
Cannabaceae	<i>Celtis</i> sp. L.
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum myrsinites</i> Mart.
Euphorbiaceae	<i>Sapium haematospermum</i> Müll.Arg. <i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.
Fabaceae	<i>Albizia inundata</i> (Mart.) Barneby & J.W.Grimes <i>Enterolobium contorsiliquum</i> (Vell.) Morong <i>Erythrina crista-galli</i> L. <i>Gleditsia amorphoides</i> (Griseb.) Taub. <i>Neltuma alba</i> (Griseb.) C.E. Hughes & G.P. Lewis <i>Sesbania virgata</i> (Cav.) Pers. <i>Vachellia caven</i> (Molina) Seigler & Ebinger Fabaceae 01 Fabaceae 02 Fabaceae 03
Moraceae	<i>Ficus luschnathiana</i> cf Miq. <i>Sorocea sprucei</i> (Baill.) J.F. Macbr. ssp. <i>saxicola</i> (Hassl.) C.C. Berg <i>Maclura tinctoria</i> cf (L.) D. Don ex G. Don
Myrtaceae	<i>Eugenia cisplatensis</i> Cambess. <i>Eugenia</i> sp. L. <i>Eugenia uniflora</i> L. <i>Hexachlamys edulis</i> (O. Berg) Kausel & D. Legrand <i>Myrciantes pungens</i> (O. Berg) D. Legrand Myrtaceae 01 Myrtaceae 02 Myrtaceae 03 Myrtaceae 04 Myrtaceae 05 Myrtaceae 06
Polygonaceae	<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.

Primulaceae	<i>Myrsine laetevirens</i> (Mez) Arechav.
Rhamnaceae	<i>Scutia buxifolia</i> Reissek
Rutaceae	<i>Citrus</i> sp. L. <i>Zanthoxylum</i> sp. L.
Salicaceae	<i>Salix humboldtiana</i> Willd. <i>Casearia sylvestris</i> Sw.
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl.
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk. <i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. & Schult.) T.D. Penn.
Solanaceae	<i>Nicotiana glauca</i> Graham var. <i>decurrens</i> Comes
Indeterminadas	Sin determinar 01 Sin determinar 02 Sin determinar 03 Sin determinar 04 Sin determinar 05 Sin determinar 06 Sin determinar 07 Sin determinar 08 Sin determinar 09 Sin determinar 10 Sin determinar 11 Sin determinar 12 Sin determinar 13 Sin determinar 14

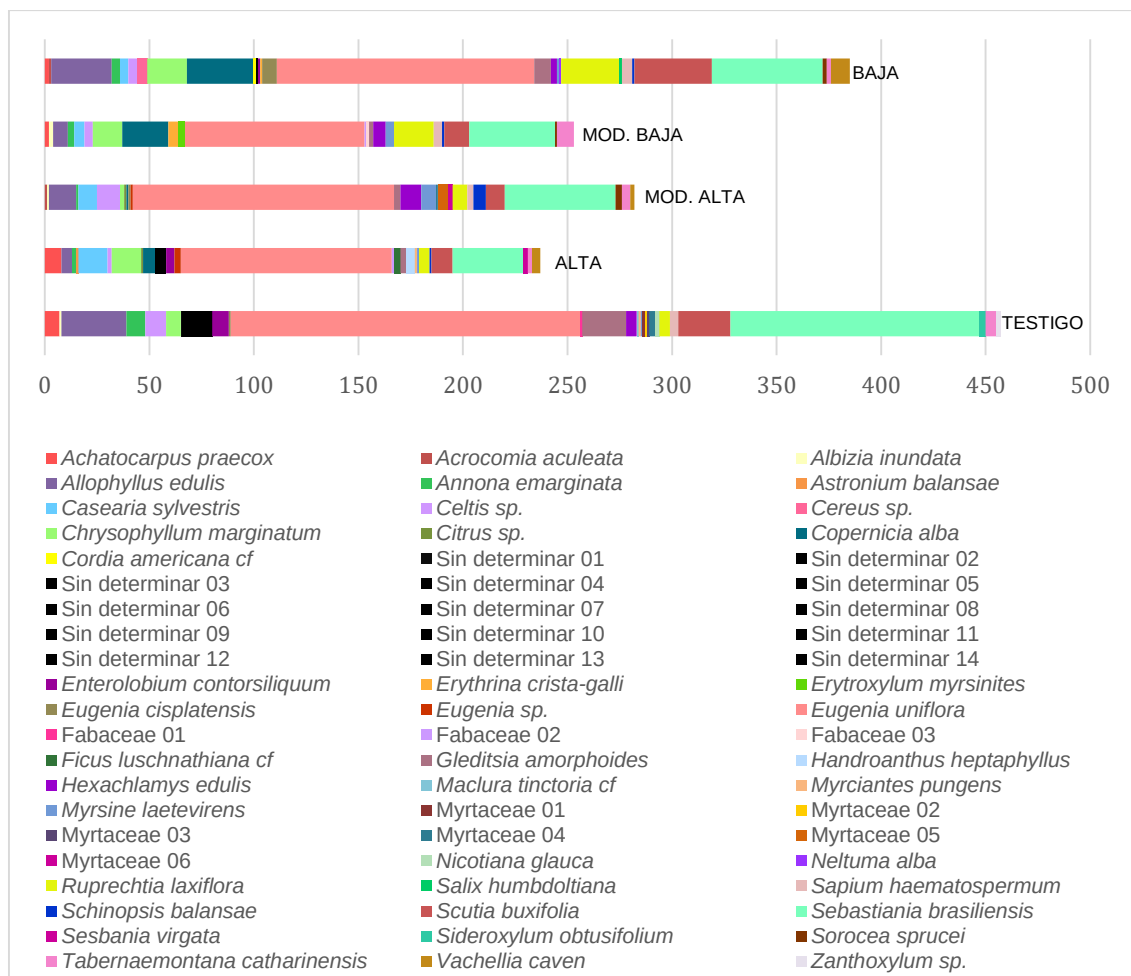


Figura 9: Riqueza y abundancia de especies registradas en cada tipo de Severidad del quemado en el Parque Provincial San Cayetano, periodo 2021-2022.

Densidad de la vegetación: La densidad de vegetación fue calculada por hectárea para cada caso siendo para el sitio testigo: 5078 individuos por ha, severidad alta: 2633 individuos por ha, severidad moderada alta 3133 individuos por ha, severidad moderada baja 2811,1 individuos por ha, severidad baja 4278 individuos por ha. Los valores calculados por cada especie se ven reflejados en la Tabla 3.

Regeneración leñosa y proporción de especies regeneradas: de los 1362 individuos contabilizados en las transectas, el 50,6% (690 individuos) presentó algún tipo de regeneración/rebote en alguna parte del tronco. Las especies que más regeneraron fueron: *Casearia sylvestris*, *Celtis sp.*, *Eugenia uniflora* y *Sebastiania brasiliensis*. El 49,4% (672 individuos) no regeneraron (Tabla 4).

Supervivencia: de las 1820 plantas leñosas censadas, se registraron 1598 individuos vivos y 222 muertos. En la tabla 5, se detallan los resultados de la supervivencia.

Tabla 3: Tabla de abundancias para calcular la densidad de la vegetación en el Parque Provincial San Cayetano, Corrientes, Argentina, durante la campaña de muestreo 2022-2023.

Especies	Ab0	ar0	ar0/ha	Ab1	ar1	ar1/ha	Ab2	ar2	ar2/ha	Ab3	ar3	ar3/ha	Ab4	ar4	ar4/ha
<i>Achatocarpus praecox</i>	7	1.53	77.78	8	3.38	88.89	0	0	0	2	0.791	22.222	2	0.519	22.22
<i>Acrocomia aculeata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0.355	11.11	0	0	0	1	0.26	11.11
<i>Albizia inundata</i>	1	0.22	11.11	0	0	0	1	0.355	11.11	2	0.791	22.222	0	0	0
<i>Allophylus edulis</i>	31	6.78	344.4	5	2.11	55.56	13	4.61	144.4	7	2.767	77.778	29	7.532	322.2
<i>Annona emarginata</i>	9	1.97	100	2	0.84	22.22	1	0.355	11.11	3	1.186	33.333	4	1.039	44.44
<i>Astronium balansae</i>	0	0	0	1	0.42	11.11	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Casearia sylvestris</i>	0	0	0	14	5.91	155.6	9	3.191	100	5	1.976	55.556	4	1.039	44.44
<i>Celtis</i> sp.	10	2.19	111.1	2	0.84	22.22	11	3.901	122.2	4	1.581	44.444	4	1.039	44.44
<i>Cereus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	1.299	55.56
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	7	1.53	77.78	14	5.91	155.6	2	0.709	22.22	14	5.534	155.56	19	4.935	211.1
<i>Citrus</i> sp.	0	0	0	1	0.42	11.11	1	0.355	11.11	0	0	0	0	0	0
<i>Copernicia alba</i>	0	0	0	6	2.53	66.67	1	0.355	11.11	22	8.696	244.44	32	8.312	355.6
<i>Cordia americana</i> cf	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.26	11.11
Sin determinar 01	1	0.22	11.11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sin determinar 02	1	0.22	11.11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sin determinar 03	1	0.22	11.11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sin determinar 04	1	0.22	11.11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sin determinar 05	1	0.22	11.11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sin determinar 06	1	0.22	11.11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sin determinar 07	3	0.66	33.33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sin determinar 08	2	0.44	22.22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sin determinar 09	4	0.88	44.44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sin determinar 10	0	0	0	2	0.84	22.22	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Sin determinar 11	0	0	0	1	0.42	11.11	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sin determinar 12	0	0	0	1	0.42	11.11	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sin determinar 13	0	0	0	1	0.42	11.11	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sin determinar 14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.26	11.11
<i>Enterolobium contorsiliquum</i>	8	1.75	88.89	4	1.69	44.44	0	0	0	0	0	0	1	0.26	11.11
<i>Erythrina crista-galli</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	1.976	55.556	1	0.26	11.11
<i>Erytroxylum myrsinites</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1.186	33.333	0	0	0
<i>Eugenia cisplatensis</i>	1	0.22	11.11	0	0	0	1	0.355	11.11	0	0	0	7	1.818	77.78
<i>Eugenia</i> sp.	0	0	0	3	1.27	33.33	1	0.355	11.11	0	0	0	0	0	0
<i>Eugenia uniflora</i>	167	36.5	1856	101	42.6	1122	125	44.33	1389	86	33.99	955.56	123	31.95	1367
Fabaceae 01	1	0.22	11.11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fabaceae 02	0	0	0	1	0.42	11.11	0	0	0	1	0.395	11.111	0	0	0
Fabaceae 03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.395	11.111	0	0	0
<i>Ficus luschnathiana</i> cf	0	0	0	3	1.27	33.33	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gleditsia amorphoides</i>	21	4.6	233.3	3	1.27	33.33	3	1.064	33.33	2	0.791	22.222	8	2.078	88.89
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	0	0	0	4	1.69	44.44	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hexachlamys edulis</i>	5	1.09	55.56	0	0	0	10	3.546	111.1	6	2.372	66.667	3	0.779	33.33
<i>Maclura tinctoria</i> cf	1	0.22	11.11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myrciantes pungens</i>	1	0.22	11.11	1	0.42	11.11	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myrsine laetevirens</i>	1	0.22	11.11	1	0.42	11.11	7	2.482	77.78	4	1.581	44.444	1	0.26	11.11
Myrtaceae 01	1	0.22	11.11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrtaceae 02	1	0.22	11.11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrtaceae 03	1	0.22	11.11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrtaceae 04	3	0.66	33.33	0	0	0	1	0.355	11.11	0	0	0	0	0	0
Myrtaceae 05	0	0	0	0	0	0	5	1.773	55.56	0	0	0	0	0	0
Myrtaceae 06	0	0	0	0	0	0	2	0.709	22.22	0	0	0	0	0	0

<i>Nicotiana glauca</i>	2	0.44	22.22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neltuma alba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.26	11.11
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	5	1.09	55.56	5	2.11	55.56	7	2.482	77.78	19	7.51	211.11	28	7.273	311.1
<i>Salix humboldtiana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.26	11.11
<i>Sapium haematospermum</i>	4	0.88	44.44	0	0	0	3	1.064	33.33	4	1.581	44.444	5	1.299	55.56
<i>Schinopsis balansae</i>	0	0	0	1	0.42	11.11	6	2.128	66.67	1	0.395	11.111	1	0.26	11.11
<i>Scutia buxifolia</i>	25	5.47	277.8	10	4.22	111.1	9	3.191	100	12	4.743	133.33	37	9.61	411.1
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	119	26	1322	34	14.3	377.8	53	18.79	588.9	41	16.21	455.56	53	13.77	588.9
<i>Sesbania virgata</i>	0	0	0	2	0.84	22.22	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sideroxylum obtusifolium</i>	3	0.66	33.33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sorocea sprucei</i>	0	0	0	0	0	0	3	1.064	33.33	1	0.395	11.111	2	0.519	22.22
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	5	1.09	55.56	2	0.84	22.22	4	1.418	44.44	8	3.162	88.889	2	0.519	22.22
<i>Vachellia caven</i>	0	0	0	4	1.69	44.44	2	0.709	22.22	0	0	0	9	2.338	100
<i>Zanthoxylum sp.</i>	2	0.44	22.22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total general	457	100	5078	237	100	2633	282	100	3133	253	100	2811.1	385	100	4278

Tabla 4: Regeneración de individuos luego de diferentes severidades de incendios en el Parque Provincial San Cayetano, Corrientes, Argentina, resultados absolutos y relativos en porcentaje (%).

Regeneración	Regeneró (1)	Regeneró (%)	No regeneró (0)	No regeneró (%)	Total
Severidad Alta	228	71.66	86	28.34	314
Severidad Moderada Alta	273	83.74	53	16.26	326
Severidad Moderada Baja	191	55.97	127	44.03	318
Severidad Baja	14	3.47	390	96.53	404
Total	690	50.66	672	49.34	1362

Tabla 5: Supervivencia de individuos luego de diferentes severidades de incendios en el Parque Provincial San Cayetano, Corrientes, Argentina, resultados absolutos y relativos en porcentaje (%).

Supervivencia	Sobrevivió (1)	%	No sobrevivió (0)	%	Total
Test	457	100	0	0	457
Severidad Alta	225	71.66	89	28.34	314
Severidad Moderada Alta	279	85.32	48	14.68	327
Severidad Moderada Baja	253	79.56	65	20.44	318
Severidad Baja	384	95.05	20	4.95	404
Total	1598	117.24	222	16.29	1820

Índice de Diversidad Alfa: Los resultados obtenidos del índice de Shannon-Wiener con individuos vivos se detallan en la tabla 6:

Tabla 6: Valores de diversidad Alfa para cada tratamiento de severidad de incendios en el Parque Provincial San Cayetano.

Tratamiento	Riqueza (S)	Abundancia	Shannon-Wiener
Testigo	36	457	2,164
Severidad Alta	29	237	2,262
Severidad Moderada Alta	26	282	2,089
Severidad Moderada Baja	23	253	2,33
Severidad Baja	28	385	2,359
Total:	64	1614	2,219

Índice de Diversidad Beta: Los resultados del índice de Jaccard se hallan en la tabla 7 y de manera gráfica en el dendrograma de similitud (Fig. 9):

Tabla 7: Resultados del índice de similitud de JACCARD entre los cuatro tratamientos de severidades y el testigo del Parque Provincial San Cayetano, Corrientes, Argentina. Software PAST.

JACCARD	Testigo	Sev. Alta	Sev. Mod. Alta	Sev. Mod. Baja	Sev. Baja
Testigo	1	0.2745098	0.34782609	0.34090909	0.33333333
Severidad Alta	0.2745098	1	0.44736842	0.44444444	0.425
Severidad Moderada Alta	0.34782609	0.44736842	1	0.58064516	0.58823529
Severidad Moderada Baja	0.34090909	0.44444444	0.58064516	1	0.59375
Severidad Baja	0.33333333	0.425	0.58823529	0.59375	1

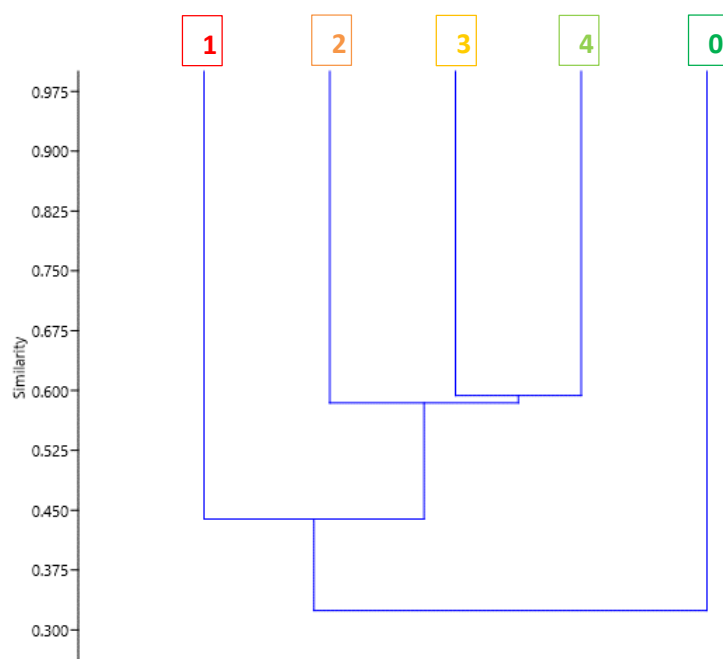


Figura 9: Dendrograma de similitud de Jaccard entre los cuatro tratamientos de severidad de incendios y el sitio testigo del Parque Provincial San Cayetano, Corrientes, Argentina.

Análisis de Varianza: Existen diferencias significativas entre las medias de la cobertura del dosel de la vegetación en relación a los distintos niveles de severidad de incendios (ANOVA, una vía; $p < 0,0001$, $F = 38,09$). Los valores medios de cobertura para cada nivel de severidad obtenidos en el test *post hoc* de Tukey fueron los siguientes: Testigo (0) = 83,33; Alta (1) = 11,67; Moderada alta (2) = 63,33; Moderada baja (3) = 71,67; y baja = 81,67 (Fig. 10).

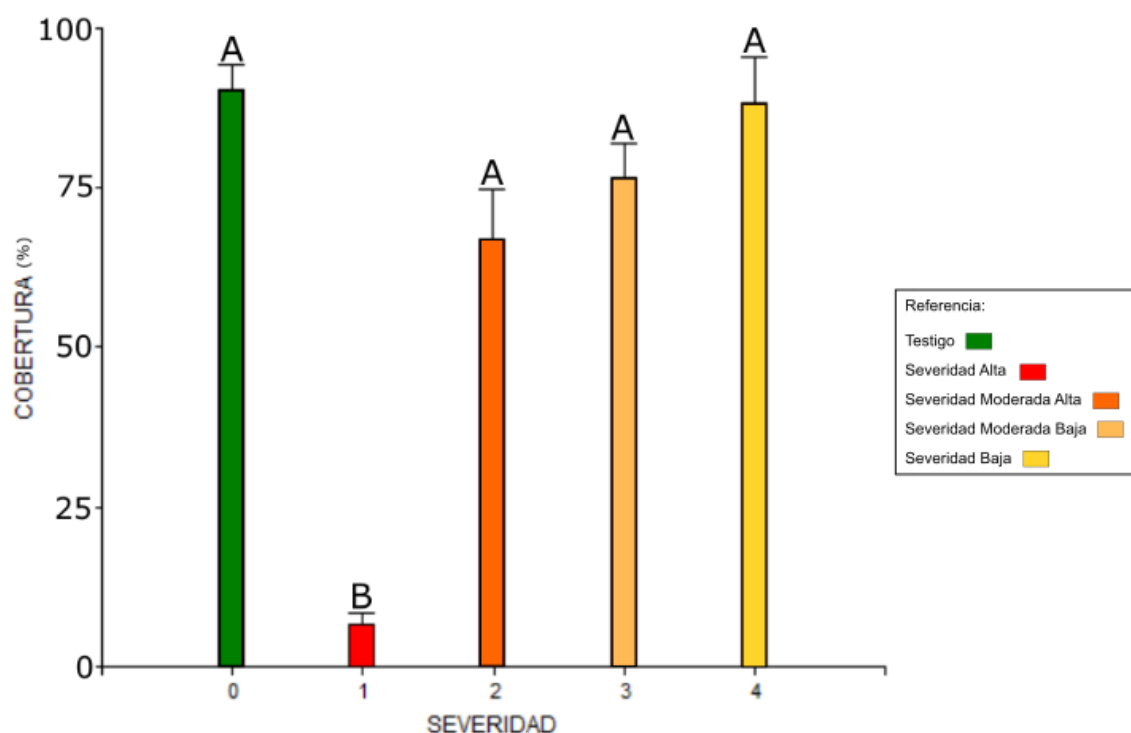


Figura 10: Relación entre la cobertura del dosel del bosque y la severidad del incendio en el Parque Provincial San Cayetano, Corrientes, Argentina. ANOVA – Test *post hoc* de Tukey. INFOSTAT.

d) DESCRIPCIÓN DEL ESTADO FISONÓMICO Y ESTRUCTURAL DE LOS SITIOS QUEMADOS Y NO QUEMADOS:

En principio se observó las diferencias fisonómicas y estructurales entre los sitios de bosques sin quemar y los sitios perturbados por incendios en el PPSC, a fin de conocer las características del paisaje de referencia que debemos alcanzar en el momento de restaurar.

Los bosques sin perturbaciones en el PPSC muestreados presentaron una vegetación con estratos vegetales bien marcados, un dosel arbóreo que superaba el 80% de cobertura, un estrato arbóreo alto que en algunos casos llegaba hasta 15 o 20 metros de altura, un estrato arbóreo bajo de más de 5 metros de altura, un estrato arbustivo de más de 2 metros de altura y un estrato herbáceo que cubría no más del 25 % del suelo. Además, se distinguieron epífitas y enredaderas (Fig. 11 y Fig. 12).

En los bosques perturbados con alta severidad de incendios (tratamiento 1) a dos años del fuego, se observó pérdida casi total del dosel arbóreo, el cual solo estaba representado por las numerosas ramas secas y carbonizadas. En estos sitios se encontraron numerosas ramas y troncos caídos, inclinados o en peligro de derrumbe, haciendo de estos un sitio de difícil acceso. El estrato arbóreo bajo era inexistente y el estrato arbustivo estaba representado en su mayoría por plantas oportunistas (que crecieron post incendios) de la familia Fabaceae (como por ejemplo *Acacia* sp, *Sesbania* sp, etc). En este caso, el estrato herbáceo cubría el tapiz del suelo casi en su totalidad, pero las enredaderas crecían desordenadamente sobre los troncos caídos e

inclinados, generando “mantas” de vegetación que dificultaban más aún el acceso en el momento del muestreo y probablemente también genere dificultad para el acceso a la fauna local, en especial a mamíferos de mediano porte (Fig. 13 y Fig. 14).

Para las severidades moderadas (tratamiento 2 y 3) el patrón se asemejaba al de las severidades altas, pero con mayor dosel de la vegetación arbórea sobreviviente, alternándose con ramas y troncos muertos, quemados, caídos, inclinados o en peligro de derrumbe. Sumado al crecimiento excesivo de enredaderas y herbáceas altas entre la vegetación muerta, este paisaje daba un aspecto mucho más desorganizado sin esa estratificación marcada de los bosques sin alteraciones (Fig. 15 y Fig. 16). Finalmente, en las severidades bajas (tratamiento 4), el paisaje en general se asemejaba mucho más a los bosques sin perturbaciones, salvo por “cicatrices” o evidencias de carbón en la parte inferior de algunos troncos (Fig. 17).



Figura 11: ARRIBA: perfil de vegetación del bosque mesófilo del Parque Provincial San Cayetano sin perturbación por incendios. ABAJO: perfil de vegetación del mismo tipo que la anterior, pero bajo algún tipo de severidad alta o moderada de incendios.



Figura 12: IZQUIERDA Y DERECHA: Fotografías de bosques sin quemar durante los meses de octubre y noviembre del 2022 en el Parque Provincial San Cayetano, Corrientes, Argentina.



Figura 13: IZQUIERDA Y DERECHA: Fotografías de bosques quemados inmediatamente después de los incendios de octubre del 2020 Parque Provincial San Cayetano, Corrientes, Argentina. Créditos Fotográficos: Guardaparque Adriana Vallejos.



Figura 14: IZQUIERDA y DERECHA: Fotografías de bosques disturbados en Severidad Alta de incendios, dos años después (2022) de los incendios del año 2020 Parque Provincial San Cayetano, Corrientes, Argentina.



Figura 15: IZQUIERDA y DERECHA: Fotografías de bosques disturbados en Severidad Moderada Alta, dos años después (2022) de los incendios del año 2020 Parque Provincial San Cayetano, Corrientes, Argentina.



Figura 16: IZQUIERDA y DERECHA: Fotografías de bosques disturbados en Severidad Moderada Baja, dos años después (2022) de los incendios del año 2020 Parque Provincial San Cayetano, Corrientes, Argentina.



Figura 17: IZQUIERDA y DERECHA: Fotografías de bosques disturbados en Severidad Baja, dos años después (2022) de los incendios del año 2020 Parque Provincial San Cayetano, Corrientes, Argentina.

DISCUSIÓN

El uso de las herramientas de teledetección mediante el NBR y el procesamiento de imágenes por GEE constituyó una efectiva herramienta para la obtención de puntos de muestreo, como así también para el cálculo de la extensión y severidad de los incendios ocurridos en agosto y octubre del 2020 en el Parque Provincial San Cayetano - Corrientes, Argentina. A pesar de que las primeras exploraciones a campo inmediatamente después del incendio sugerían un daño del 90% del parque, con las herramientas de teledetección se logró contabilizar el daño real, el cual fue cercano a la mitad del parque (46 %). Aun así, significó un grave daño para el mismo debido a la pequeña superficie del lugar y al mosaico de paisajes que se encuentran representados. A pesar de que el muestreo se realizó dos años después del evento incendiario, se observó mediante las exploraciones en el campo que la vegetación boscosa aún se encontraba perturbada y presentaba signos de daño e incipiente recuperación, como era de esperarse. Varios autores afirman que los bosques subtropicales húmedos no han sido sometidos a suficiente presión evolutiva para las adaptaciones post-fuego y por ello necesitan mayor tiempo de recuperación respecto a ambientes pirófitos como los palmares o los pastizales que se encontraron casi recuperadas en su totalidad (Kunst *et al.*, 2003; Nicolas, 2007; Pausas y Keeley, 2014; Jaureguiberry *et al.*, 2020). De toda la superficie quemada, la mayor parte ardió bajo severidades moderadas: 14,47% moderada alta y 17,31 % moderada baja, probablemente debido a la baja humedad relativa en el ambiente y a los fuertes vientos direccionados, entre otros factores que explican la severidad (Kunst *et al.*, 2003).

Durante los años 2019 a 2023, se registró una importante sequía en varias provincias argentinas, incluyendo la Provincia de Corrientes, debido al bajo régimen de precipitaciones. Esta anomalía estuvo asociada a la corriente de La Niña (ENOS) y potenciada por los efectos del Cambio Climático (Arias *et al.*, 2023). Por lo tanto, es importante aclarar que todos estos resultados aquí mencionados, podrían estar afectados por el efecto de “La Niña” debido a que fueron muestreados en ese lapso de tiempo.

En general, los valores promedio de NDVI obtenidos un año antes y un año después de los incendios indican que se mantuvo buena vigorosidad vegetal, a pesar de la escasa precipitación y la prolongada sequía que ocurrió durante esos años (Smichowski *et al.*, 2021). Aun así, el valor promedio del NDVI del 2019 (0,732) es ligeramente mayor al NDVI promedio del 2021 (0,695) lo que podría referirse a un proceso de recuperación vegetal post-incendio y sequía (Peña, 2017). La pequeña diferencia entre ambas pueda deberse a que se quemaron también ambientes con bajo NDVI como palmares y pastizales, afectando su promedio. Además, mediante este índice fue posible conocer la información sobre la distribución de la cobertura vegetal mediante este índice en toda la superficie del PPSC, así como el contraste entre la vegetación pre y post disturbios.

En este tipo de estudios generalmente no se cuentan con los datos de la vegetación previos al incendio, por lo que los sitios testigos podrían no representar fielmente el estado inicial de la flora en los sitios quemados (Del Corro, 2022) debido a la heterogeneidad espacial de la vegetación y los factores ambientales que la controlan como el clima, la topografía y suelos. Aunque muchas

especies representativas del Chaco Húmedo y avistadas en el PPSC no se encontraron en el momento del muestreo, en el censo arbóreo se recolectó una considerable cantidad de individuos y la riqueza específica se encuentra dentro de los valores registrados por otros autores que analizaron la composición vegetal del Chaco Húmedo, en especial, la vegetación del PPSC (Fontana, 2018; Montiel *et al.*, 2021). Esto podría interpretarse como consecuencia de las diversas perturbaciones que allí se presentan o también a la influencia ribereña de la cuenca del Riachuelo en la vegetación, que forma parte del mosaico vegetal de este parque (Contreras *et al.*, 2022).

Las especies más recurrentes fueron *Eugenia uniflora*, una especie típica del bosque mesófilo y, *Sebastiania brasiliensis* una especie de hábitos umbrófilos pero que además es capaz de adaptarse bien al bosque mesófilo (Bohl Stricker y Stling, 2013; Traversa-Tejero y Alejano-Monge, 2013). La frecuencia de estas dos especies refleja la historia ecológica del parque, desde sus paleocauces, su topografía y modelado de paisaje por influencia del Riachuelo (Contreras *et al.*, 2022). Otro factor que explicaría la presencia de las familias y especies más abundantes de este parque son las que están relacionadas a un tipo de dispersión zoócora, asociadas a la fauna como aves y mamíferos (Abraham de Noir *et al.*, 2002). Este aspecto es muy importante para tener en cuenta en el momento de la restauración o recuperación del paisaje, en especial porque durante el periodo de muestreo en el año 2022 se observó una baja frecuencia de encuentros de fauna, especialmente en mamíferos, anfibios y reptiles. Este desplazamiento podría atribuirse a causas externas como la sequía registrada en ese periodo o la presencia de cazadores también observada.

Respecto a la supervivencia de las plantas leñosas en el PPSC, se encontró que fue menor en la vegetación que sufrió severidad alta (28,34 %), mientras que en las severidades moderadas sobrevivieron entre el 79 % y 85 % de los individuos censados. Los bosques que sufrieron incendios de severidad moderada baja registraron una supervivencia ligeramente menor (79,56 %) en comparación con los de moderada alta (85,28%). Este último patrón también fue registrado por Yerena- Yamallel y colaboradores (2023) quienes analizaron los efectos de la severidad de incendios en brotes de *Pinus sp.* en Nueva León, México. Probablemente debido a que en la vegetación post incendios de severidad moderada baja se observó mayor densidad de plantas del banco de semillas, el crecimiento excesivo de trepadoras, herbáceas y oportunistas post fuego, por lo tanto, competirían con los rebrotes de las leñosas (Armenteras, *et al.*, 2011; Trang *et al.*, 2023) en el PPSC. En los sitios de bosque incendiados por severidad baja, se registró la mayor supervivencia.

Llamativamente la riqueza específica obtuvo buenos valores en los bosques incendiados en severidad alta, similares a los observados en bosques poco perturbados, aunque la cobertura del dosel, la densidad y la supervivencia haya sido afectada. Este comportamiento difiere con gran parte de los autores que analizaron los efectos de la severidad de incendios en vegetación de leñosas (Kunst *et al.*, 2003; Bravo *et al.*, 2008; Armenteras *et al.*, 2011; Jaureguiberry *et al.*, 2020; Trang *et al.*, 2023, Yerena-Yamallel *et al.*, 2023). Por el contrario, los bosques incendiados bajo las severidades moderadas la pérdida de cobertura fue parcial y la supervivencia, la

densidad y la cobertura fue mayor, pero no así la riqueza de especies. En los bosques donde la severidad del fuego fue baja, los parámetros fueron muy similares a los bosques que no se incendiaron.

Para la regeneración o rebrote de las plantas leñosas, se observó un abanico de respuestas. El mayor porcentaje se obtuvo en aquellas que se quemaron en severidad moderada alta, sigue en orden de regeneración post- fuego los bosques afectados por la severidad alta y luego la severidad moderada baja. Este orden de rebrotes respecto a las severidades se podría explicar de manera similar a lo explicado en la supervivencia: los factores post incendios como la germinación y crecimiento de especies del banco de semillas, las plantas oportunistas, el sobrecrecimiento del estrato herbáceo y las plantas trepadoras (Vivalda, 2019; Del Corro, 2022; Yarena-Yamalle *et al.*, 2023). En el caso de la severidad baja, el fuego no causó suficiente daño como para estimular el mecanismo fisiológico de rebrote en la mayoría de las leñosas censadas (Poorter *et al.*, 2010; Pausas y Keeley, 2014). Otro aspecto a tener en cuenta es el método dicotómico (presencia /ausencia) que se ha utilizado para este estudio, es un método cualitativo recurrente por su practicidad y rapidez para analizarlo. Pero como Jaureguiberry y colaboradores (2020) lo mencionaron, este se ajusta a un modelo de frecuencia Binomial que es bien explicado en ambientes evolutivamente modelados por incendios periódicos como los ecosistemas de clima mediterráneo (Pausas y Keeley, 2014). En cambio, los ecosistemas propensos al fuego, como el Chaco Húmedo, los incendios forestales tienen un efecto de gradiente continuo en la vegetación, donde las especies responden con alta a baja capacidad de rebrote (Jaureguiberry *et al.*, 2020) por lo tanto este autor propone el uso de un método cuantitativo.

Respecto a los indicadores de diversidad, el índice alfa de Shannon-Wiener aplicado para cada uno de los tratamientos de severidad de incendios mostró una diversidad de valor medio ($H' > 2$) tanto para el bosque testigo como para los disturbados. Comparando, por un lado, con los resultados de Traversa-Tejero y Alejano-Monge (2013) quienes caracterizaron la estructura y distribución de un bosque mesófilo del norte de Uruguay en la localidad de Rivera y obtuvieron un valor de $H' = 3,06$ con especies y familias muy similares a las enlistadas en este trabajo. Por otra parte, en la ecorregión del Chaco Seco, provincia argentina de Santiago del Estero, Del Corro (2022) analizó la comunidad de leñosas frente a disturbios y obtuvo un valor de $H' = 2,05$ para el bosque de referencia y $H' = 2,56$ para el bosque disturbado bajo rolado e incendios forestales. Es decir, que los valores de diversidad alfa obtenidos para este estudio están dentro del rango de los bosques del cono sur y presentan una diversidad media. Para la diversidad beta utilizando el índice de Jaccard a fin de comparar las transectas bajo diferentes niveles de severidad se encontró que la mayor similitud en la composición de especies está entre los tratamientos 3 (severidad moderada baja) y 4 (severidad baja) debido a que presentan el valor más alto de este índice $IJ = 0,59$ y el dendrograma más cercano ya que comparten 18 especies, entre las cuales las más abundantes fueron: *Chrysophyllum marginatum*, *Ruprechtia laxiflora*, *Scutia buxifolia*, *Eugenia uniflora*, *Sebastiania brasiliensis* y *Allophylus edulis*. Además, en

ambos casos se registró *Copernicia alba* porque estos bosques se encontraban justo en el borde del palmar de caranday.

La cobertura del dosel también se ve afectada por la severidad. Las diferencias encontradas entre ésta variable y la severidad de los incendios apoya la hipótesis del efecto diferencial del fuego frente a la regeneración de los bosques porque a medida que la severidad aumenta, la cobertura del dosel disminuye debido a la intensidad creciente con la que arden los combustibles vegetales en cada nivel de severidad. (Bravo *et al.*, 2008; Bravo *et al.*, 2010; Vivalda, 2019; Del Corro, 2022). Todos estos resultados aportan evidencia de la necesidad de elaborar un plan de restauración ecológica para el Parque Provincial San Cayetano. Para lograrlo, es necesario tomar como guía a los ecosistemas de referencia, en este caso, los bosques que no fueron alcanzados por el fuego. *“La referencia sirve de modelo para planear un proyecto de restauración y más adelante, para su evaluación... Al final del proceso, el ecosistema restaurado debería ser autosostenible al mismo grado que su ecosistema de referencia y tendría el potencial de persistir indefinidamente bajo las condiciones ambientales existentes”* (SER, 2004). La Sociedad Ecológica para la Restauración sugiere que un plan de restauración debe incluir: una clara fundamentación que justifique la necesidad de restauración, acompañado de una descripción ecológica del sitio y del ecosistema de referencia, luego deben establecerse metas y objetivos, a continuación, debe ser explicado el proceso de integración de la restauración al ecosistema y sus interacciones preexistentes. Una vez esto, debe diagramarse el itinerario y los presupuestos para la preparación del terreno antes, durante y después de las actividades de restauración y finalmente, establecer un método de evaluación, monitoreo, mantenimiento y protección a lo largo del proceso. Este trabajo sirve como punto de partida, fundamentación y descripción del terreno para elaborar un plan de restauración en los bosques quemados del Parque Provincial San Cayetano, pero aún queda pendiente establecer metas y objetivos para llevarlos a cabo como sugieren los siguientes pasos en la planificación. Aun así, se presentará una lista de sugerencias al final de la conclusión.

CONCLUSIÓN

Los efectos de la variabilidad climática pueden generar focos de incendio que afectan a diversos paisajes, incluyendo áreas protegidas. Los bosques del Chaco Húmedo son ecosistemas propensos al fuego y han evolucionado para sobrevivir y modelar sus paisajes pese a los disturbios que se presenten. Sin embargo, en ciertas ocasiones, las condiciones climáticas extremas, como las sequías y las olas de calor, las cuales en un contexto de cambio climático están aumentando en frecuencia y duración, producen grandes daños en los ecosistemas.

A través de visitas sucesivas al área de estudio e información aportada por guardaparques, fue posible corroborar que los puntos definidos en gabinete efectivamente sufrieron incendios durante el 2020. La metodología aplicada posibilita una mejor planificación de la campaña y una mayor eficiencia a la hora de realizar muestreos de campo. Esto ha sido de utilidad para seleccionar sitios de muestreo a fin de evaluar la regeneración ante diferentes escenarios o severidades de incendios. Con el uso de los procesamientos de SIG se clasificaron los incendios en severidades alta, moderada alta, moderada baja y baja.

El fuego en sus diferentes niveles de severidad tiene un efecto diferencial y significativo en la cobertura del dosel, así como en la supervivencia y regeneración natural de las plantas leñosas del bosque chaqueño húmedo es decir, que los estudios realizados apoyan la hipótesis planteada. La severidad alta es la que más afectó a los bosques del Parque Provincial San Cayetano, alterando su capacidad de supervivencia y regeneración. Sin embargo, las plantas sometidas a severidades moderadas y bajas respondieron mejor a este disturbio. Mientras que en las severidades bajas la supervivencia fue muy alta pero no se registraron altos porcentajes de regeneración debido a la “no necesidad” del rebrote por parte de las plantas.

Entre las especies más abundantes, se destacan ampliamente *Eugenia uniflora*, *Sebastiania brasiliensis* y *Allophyllus edulis* que fueron favorecidas por su mecanismo de dispersión zoócora por aves, estrategia de germinación en suelos alterados o mecanismo de rebrote que quedarán como pendientes para analizarlo en profundidad. A su vez, los árboles quemados y muertos, a pesar de no cumplir una función fisiológica, poseen un rol ecológico fundamental realizando el “efecto percha” y facilitando la dispersión de nuevas semillas y esporas a través de la fauna que se posa en ellas. Esta información es de crucial importancia para la gestión del parque y las acciones de restauración que se puedan realizar.

En síntesis, los resultados obtenidos fueron satisfactorios, fue posible cumplir con los tres objetivos propuestos, y apoyar la hipótesis propuesta. Si bien han pasado tres años de los eventos ocasionados, los efectos en el paisaje aún pueden ser observables a simple vista, lo cual significa que el ecosistema aún está en recuperación y pueden realizarse acciones de restauración ambiental para asistir dicho proceso. Se considera que esta metodología puede ser utilizada en ambientes similares, permitiendo destinar menor cantidad de tiempo a la definición de los puntos de muestreo, e invertir mayor energía en la toma de datos en campo y al posterior trabajo de laboratorio. Este Trabajo de Graduación Final ofrece una nueva línea de investigación que permite resolver las cuestiones asociadas a la gestión y el manejo del fuego en Parques

Provinciales, y los efectos de la variabilidad climática en contexto de sequías e inundaciones a las que es vulnerable este sitio.

SUGERENCIAS FINALES: Como estrategias de restauración, se sugieren las siguientes propuestas:

1) Acciones de restauración pasiva: a pesar de que existe regeneración natural en severidades moderadas y bajas, es importante disminuir al máximo todos los riesgos de incendios, creando caminos cortafuegos en los sectores que limitan con campos privados. De esta forma, se aseguraría la regeneración natural del sitio. Además, es importante realizar un cerramiento de esas superficies para que los renovales puedan seguir creciendo, evitando la mortalidad por pisoteo (del ganado y de la gente). Por último, se sugiere controlar el establecimiento de especies exóticas, las cuales aprovechar éste tipo de disturbios para colonizar sitios.

2) Acciones de restauración activa: para las áreas afectadas con severidades altas se sugiere acciones de enriquecimiento como: trasplante de renovales arbóreos con mantenimiento y colocación de ramas o estacas a modo de perchas para la dispersión por fauna. Lluvia de semillas seleccionadas, preferentemente frutales o aquellas de fácil dispersión. Y finalmente incentivar la introducción de fauna dispersora en el sitio.

BIBLIOGRAFÍA

Abraham de Noir, F., Bravo, S. & Abdala, R. (2002). Mecanismos de dispersión de algunas especies de leñosas nativas del Chaco Occidental y Serrano Quebracho. *Revista de Ciencias Forestales* 9: 140-150. Universidad Nacional de Santiago del Estero Santiago del Estero, Argentina

Anaya, J. A., Sione, W. F. & Rodríguez-Montellano A. M. (2018). Identificación de áreas quemadas mediante el análisis de series de tiempo en el ámbito de computación en la nube. *Revista de Teledetección* 51: 61–73.

Aragão, L. E. O. C., Malhi, Y., Roman-Cuesta, R. M., Saatchi, S., Anderson, L. O. & Shimabukuro, Y. E. (2007). Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. *Geophys. Res. Lett.* 34(7): L07701.

Arias, P. A., Rivera, J.A., Sörensson A. A., Zachariah, M., Barnes, C., Philip, S., Kew, S., Vautard, R., Koren, G., Pinto, I., Vahlberg, M., Singh, R., Raju, E., Li, S., Yang W., Vecchi, G. A. & Otto, F. E.L. (2023) Vulnerability and high temperatures exacerbate impacts of on going drought in Central South America. *World Weather. Attribution*.

Armenteras, D., Retana, J., Molowny, R., Román, R. M., González, F. & Morales M. (2011). Characterising fire spatial pattern interactions with climate and vegetation in Colombia. *Agric. For. Meteorol.* 151(3):279–289.

Parra Lara, A. D. C., Bernal Toro, F. H., Armenteras Pascual, D., González Alonso, F., Morales Rivas, M., Pabón Caicedo, D. J., & Páramo Rocha, G. E. (2011). Incendios de la cobertura vegetal en Colombia.

Armenteras, D., González, T. M., Vargas-Ríos, 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. doi: <https://dx.doi.org/10.15446/caldasia.v42n1.77353>

Asner, G. P. & Alencar, A. (2010). Drought impacts on the Amazon forest: the remote sensing perspective. *New Phytol.* 187(3):569– 578.

Badii, M. H., Castillo, J., & Cortez, K. (2007). Papel de la estadística en la investigación científica. *Innovaciones de negocios*, 4(7).

- Bohl Stricker, K., & Stiling, P. (2013). Seedlings of the introduced invasive shrub *Eugenia uniflora* (Myrtaceae) outperform those of its native and introduced non-invasive congeners in Florida. *Biological invasions*, 15: 1973-1987.
- Bond, W. J., & Midgley, J. J. (2001). Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. Trends in Ecology and Evolution. *TRENDS in Ecology & Evolution* Vol.16 No.1 January 2001
- Bran, D. E., Cecchi, G. A., Gaitán, J. J., Ayesa, J. & López, C. R. (2007). Efecto de la severidad de quemado sobre la regeneración de la vegetación en el Monte Austral. *Ecología Austral* 17: 123-131.
- Bravo, S., Kunst, C., Gimenez, A. & Moglia, J. (2001). Fire regime of an *Elionorus muticus* Spreng. savanna, western Chaco region, Argentina. *International Journal of Wildland Fire* 10: 65–72.
- Bravo, S., Kunst, C. & Grau, H. (2008). Suitability of the native woody species of the Chaco region, Argentina, for use in dendroecological studies of fire regimes. *Dendrochronologia* 26: 43–52.
- Bravo, S., Kunst, C., Grau, R. & Aráoz, E., (2010). Fire-rainfall relationship in Argentine Chaco savannas. *J. Arid Environ.* 74: 1319–1323. Britton, C., Wright, H., Dahl, B., Ueckert, D., 1987.
- Bravo, S., Kunst, C., Leiva, M. & Ledesma, R. (2014). Response of hardwood tree regeneration to surface fires, western Chaco region, Argentina. *Forest Ecology and Management* 10: 1-8.
- Bruniard, E. (1997). *Atlas geográfico de la provincia de Corrientes*. Tomo 1: el medio natural. *Geográfica*, 8: 1-101.
- Bustamante, M. M. C., Roitman, I., Aide, T. M., Alencar, A., Anderson, L. O., Aragão, L., Asner, G. P., Barlow, J., Berenguer, E., Chambers, J., Costa, M. H., Fanin, T., Ferreira, L. G., Ferreira, J., Keller, M., Magnus-Son, W. E., Morales-Barquero, L., Morton, D., Ometto, J. P. H. B., Palace, M., Peres, C. A., Silvério, D., Trumbore, S. & Vieira, I. C. G. (2016). Toward an integrated monitoring framework to assess the effects of tropical forest degradation and recovery on carbon stocks and biodiversity. *Glob. Chang. Biol.* 22(1):92–109.
- Chia, E. K., Bassett, M., Leonard, S. W. J., Holland, G. J., Ritchie, E. G., Clarke, M. F. & Bennett, A. F. (2016). Effects of the fire regime on mammal occurrence after wildfire: Site effects vs landscape context in fire-prone forests. *For. Ecol. Manage.* 363:130–139.
- Chuvieco, E. & Viedma, O. (2016). *Cartografía y evaluación de daños causados por incendios forestales mediante técnicas de teledetección. El ejemplo de la Hoya de Buñol, (Valencia)*. Departamento de Geografía. Universidad de Alcalá de Henares. 60-66.

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

Contreras, F.I., Contreras, S.A., Méndez, C.R., Baruzzo, M.N., Ojeda, E.A. & Kovalsky, I.E. (2018). El paisaje de lomadas arenosas desde el Pleistoceno superior a la actualidad. *Boletín geográfico* 40 (1): 30-50.

Contreras, S., Contreras F.I., Lutz, A. & Zucol, A. (2015). Contribución al Conocimiento Florístico del Chaco Oriental, Sudeste de la Provincia de Formosa, Argentina. *Revista de la Sociedad Argentina de Botánica* 326: 36-45.

Contreras, F.I., Ferrelli, F. & Piccolo, M.C. (2020). Impactos de eventos secos y lluviosos sobre cuerpos de agua periurbanos subtropicales: Aporte al ordenamiento del espacio urbano de Corrientes (Argentina). *Finisterra*. 55 (114): 3 – 22.

Contreras, F.I., Saucedo, G.I., & Smichowski, H. (2022). Análisis de la frecuencia de inundaciones en el Parque Provincial San Cayetano (Corrientes, Argentina). *ScientiAmericana*, 9(1), 35-46.

Cusack, D. & Montagnini, F. (2004). The role of native species plantations in recovery of understory woody diversity in degraded pasturelands of Costa Rica Forest. *Ecology and Management* 188, 1–15.

Depietri, Y. & Orenstein, D. E. (2019). Fire-Regulating services and disservices with an application to the Haifa-Carmel Region in Israel. *Front. Environ. Sci.* 7(107):1–14.

Defossé, G. & Godoy, M. (2021). *Los incendios de vegetación en el centro-oeste de la Patagonia Argentina: estado del conocimiento y propuestas para su mitigación*. Documento de trabajo presentado al Centro Científico Tecnológico Patagonia Norte del CONICET (CCT PN CONICET).

Del Corro, F. (2022). *Comunidades leñosas nativas frente a disturbios antrópicos: un enfoque funcional en el Chaco Semiárido, Argentina*. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Santiago del Estero Facultad de Ciencias Forestales.

Di Bella, C. M., Fischer, M. A. & Jobbágy, G. E. (2011). Fire patterns in north-eastern Argentina: influences of climate and land use/cover, *International Journal of Remote Sensing* 32 (17): 4961-4971.

Di Rienzo JA, Casanoves F, Balzarini MG, Gonzalez L, Tablada M. & Robledo CW, InfoStat versión (2017). Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>

Díaz-Delgado, R. (2003). Efecto de la recurrencia de los incendios sobre la resiliencia post-incendio de las comunidades vegetales de Cataluña a partir de imágenes de satélite. *Ecosistemas* 2003:3

Ehrenfeld, J. G. (2000). Defining the limits of restoration: the need for realistic goals. *Restoration Ecology* 8(1): 2-9

Fischer, M. A., C. M. Di Bella, & E.G. Jobbágy. (2012). Fire patterns in central semiarid Argentina. *Journal of Arid Environments* 78:161-168. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.11.009>.

Fundación Ambiente y Recursos Naturales (FARN) (2020). *Argentina Incendiada: lo que el fuego nos dejó. Informe de la Fundación Ambiente y Recursos Naturales*. Disponible en: https://farn.org.ar/wp-content/uploads/2020/12/DOC_ARGENTINA-INCENDIADA_links.pdf

Fontana, J.L. (2018). Las Comunidades vegetales del NW de Corrientes y E del Chaco. *Serie "Publicaciones didácticas de Ecología Vegetal"* 3: 7-20.

Grubb, P. J. (1977). El mantenimiento de la riqueza de especies en comunidades vegetales: la importancia del nicho de regeneración. *Reseñas biológicas*, 52 (1), 107–145.

Guillén, S. C., Canelada Lozzia, M. I. & Vidal, J. P. (2020). *Ecología del fuego-fuego prescripto: Complemento de Clases Teóricas y Lecturas*. UNT Facultad de Agronomía y Zootecnia Carreras Ingeniero Agrónomo y Zootecnista-Materia: Agroecología-Ecología Agraria.

Google Earth Engine. (2022) Disponible en: <https://code.earthengine.google.com>

Grau, H., Gaspari, I. & Aide, M. (2005). Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of NW Argentina. *Environmental Conservation* 32 (2), 140–148.

Hammer, Ø., D. A. T. Harper & P. D. Ryan. 2001. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 1-9.

Huang, S., Tang, L., Hupy, JP, Wang, Y. y Shao, G. (2021). Una revisión de comentarios sobre el uso del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) en la era de la teledetección popular. *Revista de Investigación Forestal* , 32 (1), 1-6.

IPCC. (2021). *Cambio climático 2021: la base de la ciencia física. Contribución del Grupo de Trabajo I al Sexto Informe de Evaluación del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, SL Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, MI Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, JBR Matthews, TK Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu & B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido y Nueva York, NY, EE. UU.

Jaureguiberry P. & Díaz S., (2014). Post-burning regeneration of the Chaco seasonally dry forest: germination response of dominant species to experimental heat shock. *Oecologia* 177:689–699.

Jaureguiberry, P., Cuchietti, A., Gorné, A. L., Bertone G. A. & Díaz, S. (2020) Post-fire resprouting capacity of seasonally dry forest species – Two quantitative indices. *Forest Ecology and Management* 473:118267.

Key, C. H. (2006). Restricciones ecológicas y de muestreo en la definición de la gravedad de los incendios en el paisaje. *Ecología del fuego* (2): 178–203.

Key, C. H., & Benson, N. C. (2006). Landscape assessment (LA). FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system, 164, LA-1.

Kimmins, J. P. (1997). *Forest Ecology. A Foundation for Sustainable Management*. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall. 611 p.

Kunst, C. (2011). Ecología y uso del fuego en la región chaqueña Argentina. *Boletín Informativo CIDEU* 10:81–105.

Kunst, C., Bravo, S. & Panigatti, J. (2003a). *Fuego en los Ecosistemas Argentinos*. Ediciones. INTA, Santiago del Estero.

Kunst, C., Bravo, S., Moscovich, F., Herrera, J., Godoy, J. & Vélez, S. (2003b). Fecha de aplicación de fuego y diversidad de herbáceas en una sabana de *Elionorus muticus* (Spreng) O. Kuntze. *Revista chilena de historia natural* 76:105–115.

Kunst, C., Monti, E., Pérez, H. & Godoy, J. (2006). Assessment of the rangelands of southwestern Santiago del Estero, Argentina for grazing management and research. *Journal of Environmental Management* 80: 248-265.

Kunst, C., Ledesma, R., Bravo, S., Defossé, G., Godoy, J. & Navarrete, V. (2012). Fire behavior in an Ecotonal Grassland of the Chaco region, Argentina. *Revista Investigaciones Agropecuarias* 38: 70-77.

Lamb, D & Gilmour, D. (2003). *Rehabilitation and restoration of degraded Forests*. IUCN, Gland, Switzerland and, UK and WWF, Gland, Switzerland. Pp.110.

Laurance, W. F, Sayer J. & Cassman, K. G. (2014). Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends Ecol. Evol.* 29(2):107–116.

Li, W., Fu, R., Juárez, R. I. N. & Fernandes, K. (2008). Observed change of the standardized precipitation index, its potential cause and implications to future climate change in the Amazon region. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 363(1498):1767–1772.

Lloret, F. & Vila, M. (2003). Diversity patterns of plant functional types in relation to fire regime and previous land use in Mediterranean wood- lands. *Journal of Vegetation Science* 14: 387-398.

Martínez-Carretero, E. (1995). Los incendios forestales en la Argentina. *Multiequina* 4: 105-114.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MAyDS) (2020a). Reporte diario de incendios. Servicio Nacional de Manejo del Fuego. Disponible en: <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/fuego/reporte-diario-manejo-del-fuego>

Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (MAGyP) (2020b). Informe de Monitoreo. Octubre 2020 (Fecha de elaboración (23/10/2020). Oficina de Monitoreo de Emergencias Agropecuarias. Disponible en: https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/d_eda/omega/

Miller, J. & Yool, R. (2002). Mapping forest post-fire canopy consumption in several overstory types using multi-temporal Landsat TM and ETM data. *Remote Sensing of Environment* 82:481-496.

Montiel, M. R., Zaninovich, S. C., Bedrij, N. A., Insaurrealde, A., Verdoljak, J. J., Fontana, J. L. & Gatti, M. G. (2021). Eucalypt plantations for forest restoration in a fire-prone mosaic of grasslands and forests in northern Argentina. *Restoration Ecology* 8 (29): 1-11.

Morello, J. & Adámoli, J. (1974). *Las grandes unidades de vegetación y ambiente del Chaco argentino*. Segunda Parte. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Serie Fitogeográfica No. 13, Buenos Aires, Argentina. 130 pp.

Navarro, R., Escuin, S. & Fernandez, P. (2008). Fire severity assessment by using NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from LANDSAT TM/ETM images. *International Journal of Remote Sensing* 29:1053-1073.

- Nicolás, M., Di Bella, C., Fischer, M., Ferrer, F. & Kanpandegi, J. A. (2007). Respuesta Espectral de la vegetación quemada para distintos Ecosistemas de la Argentina. *Teledetección*, 237-243
- Oyarzabal, M., Clavijo, J. Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., Maturo, H. M., Aragón, R., Campanello, P. I., Prado, D., Oesterheld, M. & León, R. J. C. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral* 28 (1): 40-63.
- Parks, S.A., Dillon, G.K. y Miller, C. (2014). Una nueva métrica para cuantificar la gravedad de las quemaduras: la tasa de quemaduras relativizadas. *Teledetección* , 6 (3), 1827-1844.
- Pausas, J. G., Bladé, C., Valdecantos, A., Seva, J. P. & Fuentes, D. (2004). Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice - a review. *Plant Ecol.*, 171:209-220.
- Pausas, J. G. & Keeley, J. E. (2014). Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fireprone ecosystems. *New Phytol* 204: 55-65.
- Peña, M.A. & Ulloa, J. (2017). Mapping the recovery of the burnt vegetation by classifying pre- and post-fire spectral indices. *Revista de Teledetección*, 50, 37-48. <https://doi.org/10.4995/raet.2017.7931>
- Popolizio, E. (1989). Algunos elementos geomorfológicos condicionantes de la organización espacial y las actividades del NEA. *Geociencias* 18: 3-12.
- Poorter, L., Kitajima, K., Mercado, P., CHUBIna, J. O. S. E., Melgar, I., & Prins, H. H. (2010). Resprouting as a persistence strategy of tropical forest trees: relations with carbohydrate storage and shade tolerance. *Ecology*, 91(9), 2613-2627.
- Real, R., & Vargas, J. M. (1996). The probabilistic basis of Jaccard's index of similarity. *Systematic biology*, 45(3), 380-385.
- Rey, P. I., Siles, G. & Alcántara, J. M. (2009). Community level restoration profiles in Mediterranean vegetation: nurse-based vs. traditional reforestation. *J. Appl. Ecol.*, 46:937-945.
- Russell-Smith, J., Monagle, C., Jacobsohn, M., Beatty, R. L., Bilbao, B., Millán, A., Vessuri, H. & Sánchez-Rose, I. (2017). Can savanna burning projects deliver measurable greenhouse emissions reductions and sustainable livelihood opportunities in fire prone settings? *Clim. Change*. 140(1):47–61.
- San Martín, R., Ottlé, C., & Sörensson, A. (2023). Incendios en el Chaco sudamericano, de bosques secos a humedales: la respuesta al clima depende de la cobertura del suelo. *Ecología del fuego* , 19 (1), 57.
- Schimmel, J. & Granstorm, A. (1996). Fire severity and vegetation response in the Boreal swedish forest. *Ecology*.

Shannon, C. E., & Weaver, W. (1949). The mathematical theory of communication. Illinois, USA: University of Illinois Press.

Servicio Meteorológico Nacional (2019) Open Data Service of the National Meteorological Service of Argentina. <https://www.smn.gob.ar/descarga-de-datos>

SigmaPlot Versión 15.0 (2022) Systat Software, Inc., San José, California.

Sistema Nacional del Manejo del Fuego (SMNF). (2021). *Informe Nacional de Peligro de Incendios de Vegetación. Sistema de Evaluación de Peligro y Alerta Temprana*. Servicio Nacional del Manejo del Fuego. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Disponible en : https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/2018/05/noviembre_2021_informe_mensual_de_peligro_de_incendios_de_vegetacion.pdf

Smichowski, H., Montiel, M. R., Romero, V., Kowalewski, M. & Contreras, F. I. (2021). Evaluación de incendios en áreas periurbanas de la Ciudad de Corrientes (Argentina) durante la sequía extrema del año 2020. *Papeles de Geografía* 67.

Smichowski, H., Contreras, F. I. & Giese, A. C. (2022). Seguimiento de la extensión areal de los humedales subtropicales del noreste de Argentina mediante la aplicación de Google Earth Engine. *Investigaciones Geográficas*, (78), 131-152.

Sociedad internacional para la restauración ecológica (SER), Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. (2004). *Principios de SER International sobre la restauración ecológica*. Tucson, US. 16 p.

Software Libre y de Código Abierto: QGIS (2022) QGIS Geographic Information System (Versión Bonn 3.2) QGIS Association. Disponible en : <http://www.qgis.org>

Thompson, I.D., Guariguata, M.R., Okabe, K., Bahamondez, C., Nasi, R., Heymell, V. & Sabogal, C. (2013). An Operational Framework for De-fining and Monitoring Forest Degradation. *Ecol. Soc.* 18(2):20.

Torres, R. C., Giorgis, M., Trillo, C., Volkmann, L., Demaio, P., Heredia, J., & Renison, D. (2015). Supervivencia y crecimiento de especies con distinta estrategia de vida en plantaciones de áreas quemadas y no quemadas: un estudio de caso con dos especies leñosas en el Chaco Serrano, Argentina. *Ecología austral*, 25(2), 135-143.

Townshend, J., Masek, G. Huang, C., Vermote, E., Gao, F., Channan, S. & Song, K. (2012). Global characterization and monitoring of forest cover using Landsat data: opportunities and challenges. *International Journal of Digital Earth* 5:373-397.

Trang, P.T., Andrew, M.E. & Enright, N. J. (2023). La gravedad de las quemaduras y la proximidad a bosques intactos impulsan la recuperación posterior a los incendios en los bosques montanos tropicales del norte de Vietnam. *Ecología del fuego*, 19 (1), 47.

Traversa-Tejero, I. P., & Alejano-Monge, M. R. (2013). Caracterización, distribución y manejo de los bosques nativos en el norte de Uruguay. *Revista mexicana de biodiversidad*, 84(1), 249-262.

Van Der Werf, G. R., Randerson, J. T., Giglio, L., Gobron, N. & Dolman, A. (2008). Climate controls on the variability of fires in the tropics and subtropics. *Global Biogeochem Cycles* 22(3):1–13.

Vivalda, M. A. (2019). *Efecto del fuego sobre la estructura y densidad de leñosas del bosque de Prosopis caldenia (burkart) en la pampa, argentina*. Trabajo de Tesis para optar el Título de Magister en producción agropecuaria en regiones semiáridas. Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa.

Whelan, M. & Whelan, R. J. (1995). *The Ecology of Fire*. Cambridge University Press, Cambridge, England. 346 págs.

Willard, E. (1973). Effect of wildfire on woody species in the monte region of Argentina. *Journal of Range Management* 26: 97-100.

World Wildlife Foundation (WWF). (2020). Incendios, bosques y el futuro: una crisis fuera de control. Disponible en: https://www.panda.org/discover/our_focus/forests_practice/forest_publications_news_and_report_s/fires_forests/

Yerena-Yamallel, J. I., García-Ortuño, V. D. P., Cuéllar-Rodríguez, L. G., & Reyna-González, Á. M. (2023). Efecto de la severidad de incendio en brotes de Pinus en Santiago, Nuevo León. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 14(79), 159-179.

ANEXO



ANEXO 1: Fotografías pertenecientes a transectas de bosques testigo, sin quemar. Año 2022. Parque Provincial San Cayetano, Corrientes, Argentina.





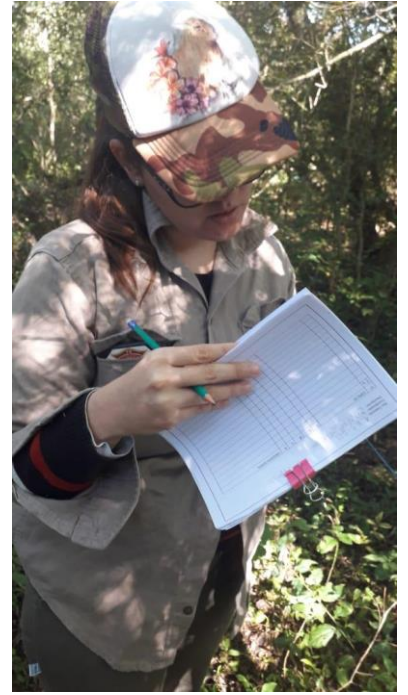
ANEXO 2: Proceso de marcado de transectas de bosques testigo, sin quemar. Año 2022. Parque Provincial San Cayetano, Corrientes, Argentina. Colaboración de : Agustina Gonzalez Carnecer y Jaqueline Lozano



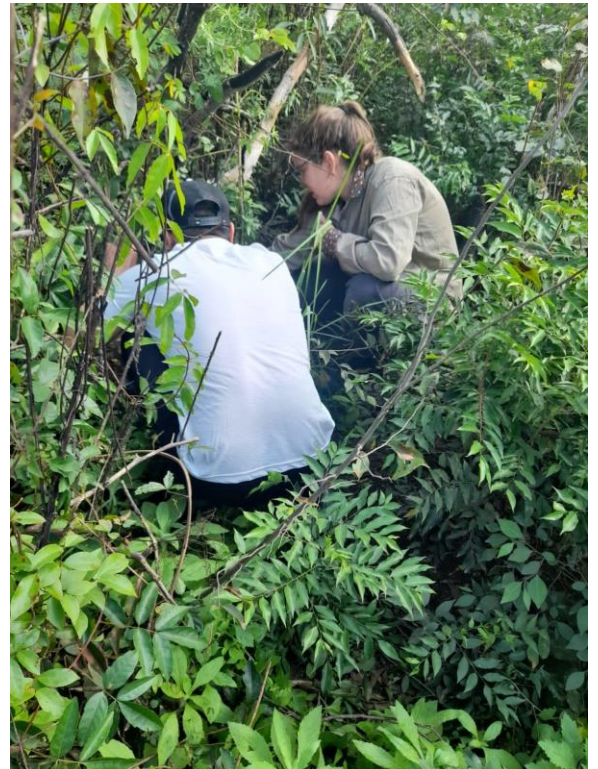


ANEXO 3: IZQUIERDA: Proceso de marcado de transectas de bosques quemados (Colaboración: Jaqueline Lozano). DERECHA: Registro de rebrote en leñosas quemadas. ABAJO: Estípite quemado de palmera caranday *Copernicia alba*. Año 2022. Parque Provincial San Cayetano, Corrientes, Argentina.





ANEXO 4: ARRIBA: Proceso de censado de árboles (Colaboración: Lucía Rodríguez, Mathias Chamorro y Lujan López). ABAJO: Registro de rebrote en leñosas quemadas (Colaboración: Catriel Vandecaveye y Adrián Alarcón) Año 2022. Parque Provincial San Cayetano, Corrientes, Argentina.





ANEXO 5: Montaje y secado del herbario con las plantas recolectadas en el Parque Provincial San Cayetano. En el marco de una Pasantía en el IBONE bajo la dirección de Silvana Gauto y Walter Medina. Año 2022.