



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
INGENIERÍA EN CONSERVACIÓN DE RECURSOS NATURALES

**PROPUESTA DE REHABILITACIÓN POST INCENDIO DEL PARQUE
CATIRAI, COMUNA DE SANTA JUANA, REGIÓN DEL BIOBÍO**

Tesis presentada a la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de
Concepción para optar al título profesional de Ingeniera en Conservación de
Recursos Naturales

POR: Melissa Otto Matta

Profesor Guía: Eduardo Peña Fernández

Marzo, 2024

Concepción, Chile

© 2024, Melissa Otto Matta

Se autoriza la reproducción total o parcial, con fines académicos, por cualquier medio o procedimiento, incluyendo la cita bibliográfica del documento

PROPUESTA DE REHABILITACIÓN POST INCENDIO DEL PARQUE
CATIRAI, COMUNA DE SANTA JUANA, REGIÓN DEL BIOBÍO



Profesor Guía

Eduardo Peña Fernández

Profesor Asociado

Ingeniero Forestal, Dr.



Profesora Guía

Paula Meli

Profesora Asistente

Licenciada en Ciencias Biológicas, Dra.

TABLA DE CONTENIDO

| | |
|--|------|
| RESUMEN..... | vii |
| ABSTRACT | viii |
| I. INTRODUCCIÓN..... | 1 |
| II. METODOLOGÍA..... | 6 |
| 2.1 Área de estudio | 6 |
| 2.1.1 Antecedentes generales | 6 |
| 2.1.2 Usos de suelo..... | 7 |
| 2.1.3 Climatología | 9 |
| 2.1.4 Antecedentes de incendios forestales | 10 |
| 2.2 Métodos de recopilación de datos | 11 |
| 2.2.1 Evaluación y caracterización general del sitio..... | 12 |
| 2.3 Directrices de rehabilitación post incendio del Parque Catirai..... | 15 |
| III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN..... | 20 |
| 3.1 Identificación y zonificación de los sitios a intervenir en el área de estudio post incendio | 20 |
| 3.1.1 Sitios con alto riesgo de erosión | 20 |
| 3.1.2 Sitios con riesgo de erosión según su pendiente | 23 |
| 3.2 Respuesta de la vegetación nativa y exótica post incendio | 28 |
| 3.3 Directrices de rehabilitación del Parque Catirai | 32 |
| 3.3.1 Ecosistema de referencia | 32 |
| 3.3.2 Diseño e intervenciones de rehabilitación..... | 36 |
| 3.3.2.2 Áreas con mayores pendientes..... | 44 |
| 3.3.2.3 Áreas con menores pendientes | 47 |
| 3.3.2.4 Consideraciones generales de las intervenciones propuestas | 48 |
| 3.3.2.5 Control de especies exóticas invasoras | 49 |
| 3.3.4 Monitoreo | 51 |
| IV. CONCLUSIONES..... | 53 |
| V. GLOSARIO | 56 |
| VI. BIBLIOGRAFÍA..... | 57 |

ÍNDICE DE TABLAS

| | |
|---|----|
| Tabla 1. Distribución de coberturas de uso de suelo y superficie correspondiente en el Parque Catirai, comuna de Santa Juana, Región del Biobío..... | 8 |
| Tabla 2. Criterios de decisión para la elección de sitios prioritarios a intervenir con acciones de restauración dentro del Parque Catirai, comuna de Santa Juana, Región del Biobío..... | 14 |
| Tabla 3. Abundancia de especies nativas rebrotadas post-incendio bajo la plantación de <i>Pinus radiata</i> , Parque Catirai, comuna de Santa Juana, Región del Biobío..... | 29 |
| Tabla 4. Abundancia de especies nativas rebrotadas post-incendio bajo la plantación de <i>Eucalyptus globulus</i> , Parque Catirai, comuna de Santa Juana, Región del Biobío..... | 30 |
| Tabla 5. Inventario post-incendio de especies nativas y exóticas presentes fuera de las parcelas muestreadas en el Parque Catirai, comuna de Santa Juana, Región del Biobío..... | 32 |

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

| | |
|--|----|
| Figura 1. Mapa de ubicación del área de estudio, Parque Catirai, comuna de Santa Juana, Región del Biobío..... | 7 |
| Figura 2. Cartografía de la distribución espacial de los usos de suelo del Parque Catirai, comuna de Santa Juana, Región del Biobío..... | 9 |
| Figura 3. Distribución actualizada de coberturas post incendio 2023 y severidad del incendio en el Parque Catirai, comuna de Santa Juana, Región del Biobío... | 21 |
| Figura 4. Zonificación del área incendiada con mayor riesgo de erosión, identificada como el primer sitio prioritario para la restauración del Parque Catirai, comuna de Santa Juana, Región del Biobío..... | 22 |
| Figura 5. Zonificación de las áreas incendiadas con riesgo de erosión y mayor elevación, identificadas como prioritarias para la restauración y caracterizadas según su cubierta vegetal en el Parque Catirai, comuna de Santa Juana, Región del Biobío..... | 24 |
| Figura 6. Zonificación de las áreas incendiadas con menor pendiente, identificadas como sitios prioritarios para la restauración y caracterizadas según su cubierta vegetal en el Parque Catirai, comuna de Santa Juana, Región del Biobío..... | 25 |
| Figura 7. Mapa de zonificación de todos los sitios destinados a acciones de rehabilitación ecológica, junto con los cursos de agua temporales, para identificar áreas que necesiten diques de contención contra la erosión..... | 39 |

RESUMEN

El presente proyecto aborda una propuesta de rehabilitación ecológica post incendio en el Parque Catirai, situado en la Región del Biobío, Chile, destacando la importancia de su recuperación debido a su condición de espacio público dedicado al uso comunitario y a la preservación de la biodiversidad local. Mediante muestreos en terreno, revisión bibliográfica y uso de SIG, se llevó a cabo una caracterización de las condiciones bióticas y abióticas del área afectada por el incendio, lo que permitió identificar distintos niveles de severidad del fuego, evaluar los riesgos de erosión, y analizar la composición y respuesta de la vegetación tanto nativa como exótica posterior al incendio. Se identificó y zonificó los sitios prioritarios para la implementación de acciones de restauración, dando énfasis en el riesgo de erosión y la accesibilidad para la comunidad local. Los resultados destacan la importancia de una identificación precisa de las áreas que requieren intervención, así como la formulación de acciones de restauración específicas para cada zona, acompañadas de un plan de monitoreo destinado a evaluar el éxito y la respuesta del ecosistema a las intervenciones realizadas. En conclusión, este estudio enfatiza la necesidad de una caracterización completa del área de estudio para la formulación de objetivos de restauración contextualizados y la implementación de acciones de rehabilitación específicas, con el fin de promover una recuperación ecológica sostenible con impactos beneficiosos tanto a nivel ambiental como social.

ABSTRACT

The present project addresses a proposal for post-fire ecological rehabilitation in Parque Catirai, located in the Biobío Region, Chile, which highlights the importance of its recovery due to its status as a public space dedicated to community use and the preservation of the local biodiversity. Through field sampling, literature review, and the use of GIS, a characterization of the biotic and abiotic conditions of the area affected by the fire was conducted, which allowed the identification of different levels of fire severity, assessment of erosion risks, and analysis of the composition and response of both native and exotic vegetation post-fire. The prioritized sites for the implementation of restoration actions were identified and zoned, with an emphasis on erosion risk and accessibility for the local community. The results underscore the importance of precise identification of areas requiring intervention, as well as the formulation of specific restoration actions for each zone, accompanied by a monitoring plan aimed at evaluating the success and ecosystem response to the interventions implemented. In conclusion, this study emphasizes the need for a comprehensive characterization of the study area to formulate context-specific restoration objectives and implement specific rehabilitation actions, aiming to promote sustainable ecological recovery with beneficial impacts at both environmental and social levels.

I. INTRODUCCIÓN

La explotación prolongada de los recursos naturales derivada de las actividades productivas, tales como la agricultura, ganadería y expansión forestal, ha conducido al deterioro de vastas áreas de tierra a nivel global. Estas prácticas han adquirido un elevado grado de insostenibilidad, de tal manera que representan una amenaza para la biodiversidad. Los impactos se manifiestan tanto de forma temporal como permanente, generando efectos negativos en la capacidad productiva de los ecosistemas y la disminución de la diversidad biológica (Rands et al., 2010). De manera similar, han contribuido al aumento de la vulnerabilidad de los sistemas naturales frente a los impactos relacionados con el cambio climático, el cambio en el uso del suelo, la explotación de los recursos, la contaminación y la propagación de especies invasoras (IPBES, 2019). No obstante, estas amenazas e impactos no constituyen exclusivamente los únicos factores que ejercen influencia sobre los componentes socio ecológicos en el territorio.

En Chile, se han evidenciado importantes cambios medioambientales derivados de las actividades humanas, que han provocado la pérdida y fragmentación de hábitat, afectando la resiliencia de los ecosistemas (Miranda et al., 2016). Adicionalmente, los incendios forestales también componen una causa relevante de deterioro del patrimonio nacional. En los últimos diez años se ha registrado en

promedio 136638 ha año⁻¹ de superficie afectada por estos incidentes, siendo casi tres veces más que el promedio del decenio anterior al actual (49774 ha año⁻¹) (CONAF, 2023). Como consecuencia, se producen pérdidas tanto en términos de biodiversidad como en los beneficios proporcionados por los ecosistemas (Fernández et al., 2010).

En la zona centro-sur de Chile, los incendios forestales han demostrado ser extremadamente destructivos y difíciles de controlar (González et al., 2020). Esta zona alberga una gran diversidad biológica y de ecosistemas (Villagrán, 2018), pero se ve fuertemente presionada por la expansión forestal. Los monocultivos de *Pinus radiata* (D. Don, 1836) y *Eucalyptus globulus* (Labill, 1799) predominan en los sistemas boscosos de la zona (Nahuelhal et al., 2012), lo que aumenta la susceptibilidad a incendios de gran magnitud (Burger, 2022).

La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura expone que, los bosques desempeñan un papel importante en la salud y el bienestar humano, especialmente en áreas urbanas (FAO, 2021). Los bosques periurbanos ofrecen oportunidades únicas para actividades físicas y recreativas, mejoran la calidad ambiental y proporcionan espacios naturales para la recuperación del estrés (Hartig et al., 2014; Kuo, 2015; Tyrväinen et al., 2019). No obstante, los recurrentes incendios, la expansión demográfica y los procesos de urbanización han provocado la degradación de los bosques y la disminución

de áreas verdes (Romero et al., 2004). Esto afecta significativamente la capacidad inherente de los entornos naturales de proveer servicios ecosistémicos (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Expuesto lo reciente, es pertinente considerar que la zona centro sur de Chile se encuentra en una situación crítica en términos de conservación, ya que enfrenta una alta amenaza, pero también posee un gran valor ecológico y capacidad para proporcionar servicios ecosistémicos. Por consiguiente, resulta crucial conservar, restaurar y en medida de lo posible aumentar las áreas arboladas circundantes a las zonas urbanas, con un enfoque que permita la recuperación de los bosques y el beneficio de la población local. Adicionalmente, en el contexto de los mega incendios, es necesario investigar, proponer y ejecutar medidas de prevención y recuperación basadas en estudios específicos del área, considerando la dinámica de los ecosistemas y la interacción con el medio.

Una medida aplicable para revertir los impactos provocados por los incendios sobre los ecosistemas de la zona centro sur, es la rehabilitación de las zonas quemadas. La rehabilitación ecológica se enfoca en recuperar las funciones de los ecosistemas degradados, sin tener como objetivo recuperar una parte significativa de la biota nativa originalmente presente en un ecosistema de referencia (Gann et al., 2019). Esta acción tiene como finalidad aumentar la capacidad de proveer bienes y servicios ecosistémicos, dado que la restauración

de los ecosistemas a su estado original antes de un incendio resulta insostenible debido a los cambios actuales, proyectados en el clima y en el uso de la tierra (McWethy et al., 2019). En un ecosistema rehabilitado pueden encontrarse especies que desempeñen funciones similares a las del ecosistema de referencia, aunque no necesariamente sean las mismas especies que están presentes antes de la perturbación (Primack et al., 2001).

En Chile no ha habido mayores esfuerzos de mitigación de los impactos ni de los riesgos relacionados a los incendios forestales, tanto para áreas boscosas insertas en una matriz natural, como para las zonas de interfaz de las ciudades. Por consiguiente, resulta fundamental llevar a cabo investigaciones orientadas a la recuperación de los ecosistemas y de esta forma complementar los esfuerzos emprendidos en los programas de prevención (Navarrete, 2017).

El presente proyecto aborda una propuesta de rehabilitación post incendio en el Parque Catirai, situado en la comuna de Santa Juana, la cual fue afectada en un 57,4% de su superficie total en la temporada de verano 2023 (CONAF, 2023). La propuesta consiste en el desarrollo de directrices específicas que permitan la recuperación del parque, considerando las características bióticas y abióticas presentes. Esta contribución pretende ser la base para la recuperación del Parque Catirai, así como también, que pueda ser replicada en otras áreas de alto valor ecológico y social, que hayan sido afectadas por incendios forestales.

El objetivo de este proyecto es elaborar una propuesta de rehabilitación ecológica post incendio en el Parque Catirai. Para lograr esto, se plantean los siguientes objetivos específicos: 1) Identificar y zonificar los sitios a intervenir 2) Evaluar el estado actual de la vegetación nativa en el Parque Catirai después del incendio, determinando la frecuencia de especies nativas y especies exóticas. 3) Diseñar un plan de rehabilitación ecológica con pautas pertinentes para llevar a cabo una rehabilitación efectiva en el parque, incluyendo estrategias de monitoreo para evaluar el éxito en la recuperación de la vegetación nativa.

II. METODOLOGÍA

2.1 Área de estudio

La presente investigación aborda una propuesta de rehabilitación post incendio en el Parque Catirai, el cual fue afectado por los incendios forestales ocurridos durante la temporada 2022-2023. El área de estudio se ubica en el parque urbano cerro Catirai de la Comuna de Santa Juana, Región del Biobío, Chile ($37^{\circ}11'9.55''S$, $72^{\circ}56'7.37''W$).

2.1.1 Antecedentes generales

La comuna de Santa Juana se encuentra ubicada en el Valle de Catirai, en la ribera sur del río Biobío. Limita al sur y este con la comuna de Nacimiento, al norte con el río Biobío, y al oeste con las comunas de Curanilahue, Arauco, Lota y Coronel (Figura 1).

La comuna de Santa Juana posee una superficie de 73.100 ha, y alberga una población de 13.749 habitantes, la cual se distribuye heterogéneamente entre zonas rurales y urbanas. La población rural representa el 30,2% del total, mientras que el 69,8% reside en áreas urbanas (Biblioteca del Congreso

Nacional, 2017). El Parque Catirai se encuentra en la periferia del área urbana y cuenta con una extensión de 97,56 ha.

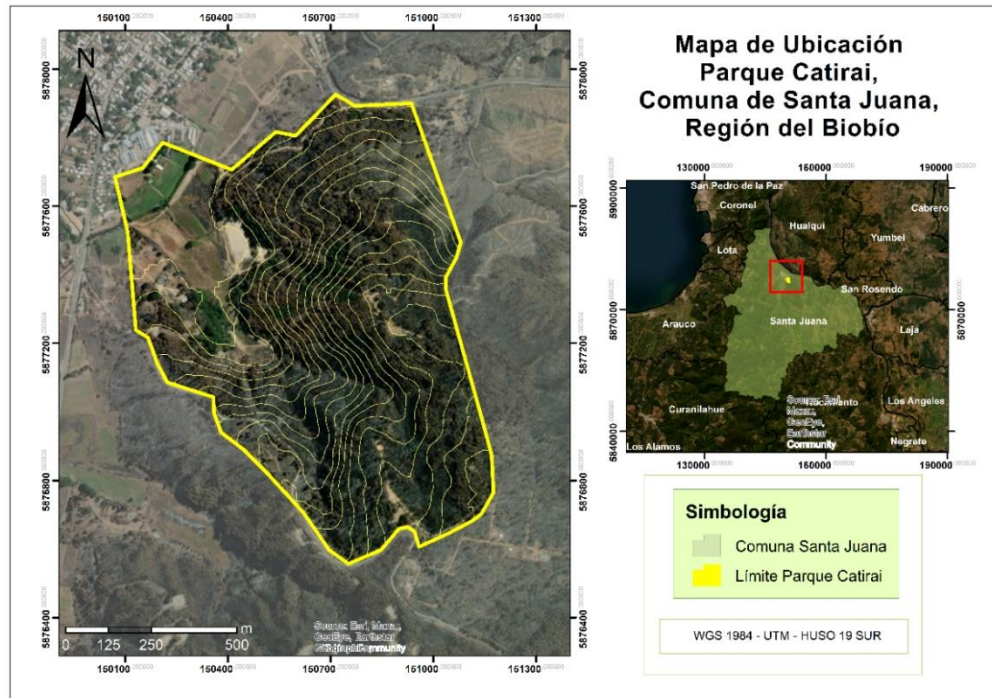


Figura 1. Mapa de ubicación del área de estudio, Parque Catirai, comuna de Santa Juana, Región del Biobío.

2.1.2 Usos de suelo

La comuna se caracteriza por estar inmersa en una matriz principalmente forestal; este uso de suelo cuenta con una extensión de 55.800 ha y representa el 71,8% de la comuna. Por su parte, el Parque Catirai también cuenta con una cubierta principal de plantaciones forestales ocupando 74,2 ha, equivalente al

76% de la superficie total del parque, seguido del uso agrícola y matorral. Otras coberturas como humedales y bosque nativo representan menos del 1% del total de la superficie de parque (Tabla 1) (CONAF, 2019).

Tabla 1. Distribución de coberturas de uso de suelo y superficie correspondiente en el Parque Catirai, comuna de Santa Juana, Región del Biobío.

| Coberturas de Uso de Suelo | Superficie (hectáreas) |
|----------------------------|------------------------|
| Plantaciones forestales | 74,16 |
| Agrícola | 13,14 |
| Matorral | 9,72 |
| Humedal | 0,27 |
| Bosque nativo | 0,09 |
| Desnudo permanente | 0,09 |
| Urbano | 0,09 |

La representación cartográfica de las coberturas se encuentra disponible de manera más detallada en la Figura 2.

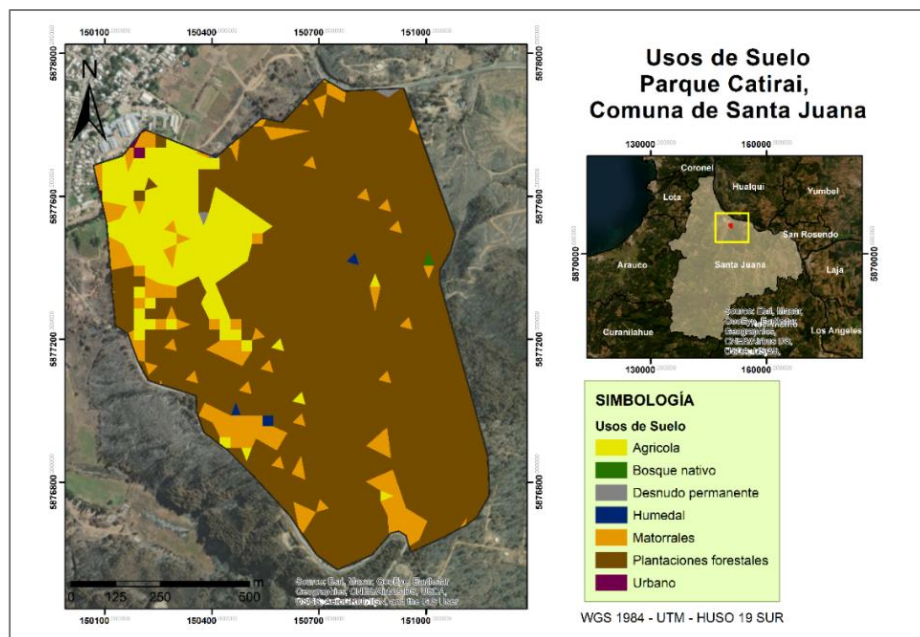


Figura 2. Cartografía de la distribución espacial de los usos de suelo del Parque Catirai, comuna de Santa Juana, Región del Biobío.

2.1.3 Climatología

De acuerdo con la modificación de la clasificación de Köppen, la comuna de Santa Juana se encuentra bajo la influencia de dos tipos de clima predominantes. El primero es un clima templado cálido con lluvias invernales (Csb), que se localiza principalmente hacia el este. El segundo tipo de clima, presente en el sector oriente, corresponde a un clima templado lluvioso con influencia

mediterránea (Cfsb). Dada la ubicación del Parque Catirai, este estaría influenciado por este último tipo de clima (IDE, 2019).

Las temperaturas en el área de estudio experimentan variaciones a lo largo del año, con un máximo de 24 °C en enero y un mínimo de 12 °C en julio, siendo la temperatura promedio anual de 19°C. Los veranos son calurosos y secos, mientras que los inviernos son fríos y según los datos de la Dirección Meteorológica de Chile, la comuna de Santa Juana posee un clima de tipo mediterráneo lluvioso y las precipitaciones promedio son de 984,3 milímetros al año (DMC, 2023).

2.1.4 Antecedentes de incendios forestales

En la temporada de incendios 2022-2023, la provincia de Concepción se vio fuertemente afectada por los grandes incendios forestales ocurridos en el país. Según los datos proporcionados por la Corporación Nacional Forestal (CONAF), Santa Juana se encuentra entre las zonas con mayor índice de afectación, resultando con casi 44.000 ha quemadas, afectando el 57,4% de su superficie total (CONAF, 2023). La causalidad de los incendios forestales ocurridos en la comuna esta descrita por el Sistema de Información Digital para Control de Operaciones (SIDCO) e indican que, la causa general conocida es de origen intencional, representando el 26% de los incendios registrados en el período

(SIDCO, 2023). En cuanto al Parque Catirai, este no quedó exento de los mega incendios de febrero del 2023, afectando a más del 90% de la superficie.

2.2 Métodos de recopilación de datos

La recopilación de datos relevantes para evaluar el estado actual del parque se realizó mediante datos de campo, en función de: (i) las características biofísicas (como características del suelo, vegetación y topografía), (ii) presencia de especies nativas y exóticas, (iii) la regeneración y rebrote post incendio, en conjunto de otros factores apropiados para el proceso de rehabilitación. Por otra parte, se obtuvieron datos secundarios obtenidos de revisiones bibliográficas; la literatura seleccionada se basó en la búsqueda en sitio de bases de datos científicos y bibliotecas digitales, tales como Scopus, Scielo, Sci-hub y Google Académico, utilizando palabras claves adecuadas a la investigación (i.e. rehabilitación, restauración, post incendio, mega incendios, Chile, zona centro sur). Adicionalmente, se realizó una exploración científica de las metodologías y estrategias empleadas en rehabilitación de vegetación nativa después de los incendios en otras regiones del país y de mundo, con el fin de obtener una comprensión sólida de los enfoques y mejores prácticas existentes. Las metodologías para las variables revisadas se exponen a continuación:

2.2.1 Evaluación y caracterización general del sitio

Esta fase se desarrolló mediante una secuencia de muestreos en terreno y análisis espacial mediante Sistemas de Información Geográfica (SIG). El propósito fue recopilar información sobre las características biofísicas post incendio del área de estudio. A continuación, se detallan los factores investigados:

- Evaluación de daño ocasionado por los incendios forestales: Esta evaluación se realizó mediante el análisis espacial de la capa ráster de severidad de los incendios en la comuna de Santa Juana facilitada por el Laboratorio de Ecología de Paisaje de la Universidad de Concepción (LEP). Esto permitió determinar los sitios con mayor y menor índice de daño, los cuales requerirán diferentes tratamientos de rehabilitación.
- Evaluación del riesgo de erosión e integración con el área incendiada: Se procedió a la utilización de un archivo ráster de erosión potencial generada mediante la aplicación de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE) facilitada por el LEP. Esta herramienta se empleó con el propósito de identificar zonas con mayor riesgo de erosión, considerando un umbral crítico de $20 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. La capa resultante proporciona una representación espacial de las áreas con erosión potencial que supera el umbral establecido. Conjuntamente, este archivo fue intersectado con el área

incendiada de severidad alta. Este método permitió la identificación de las áreas que enfrentan simultáneamente amenazas de erosión significativa y han experimentado alto grado de severidad de incendio. La intersección de estas capas permitió identificar áreas con mayor riesgo de erosión y priorizar las acciones de conservación y recuperación en esos sitios (Esquivel, 2020).

- Tipo de pendiente: Para evaluar este factor se utilizaron datos de modelos digitales de elevación (DEM) procesados en el software ArcMap 10.8. La pendiente se dividió en tres categorías: bajas, medias y altas. Este ejercicio permite zonificar diferentes sitios según su pendiente. Por otra parte, se caracterizaron estas zonas para conocer la composición y así destinar diferentes estrategias de recuperación en las áreas. Es importante mencionar que las áreas identificadas con mayor riesgo de erosión fueron excluidas de estas zonificaciones.
- Identificación y zonificación de sitios a intervenir: Para esta sección se analizaron todos los factores relevantes investigados hasta este punto, y se establecieron criterios para identificar los sitios con mayor prioridad para la recuperación del parque (Tabla 2). En este contexto, se consideraron áreas donde la restauración es esencial, evaluando el riesgo de erosión en las zonas afectadas por el incendio. De esta forma, fue posible identificar las áreas con alto riesgo de erosión (sitios con mayor severidad del fuego y pérdida del suelo que supere el umbral establecido) y áreas con riesgo de erosión moderada (sitios con baja severidad del fuego). Las áreas con riesgo de

erosión moderada fueron zonificadas de acuerdo con otro criterio; la pendiente. Las zonas con mayores pendientes tienden transportar mayor cantidad de suelo ladera abajo, aumentando la erosión de estas zonas e incrementando la sedimentación de las zonas más bajas (Tayupanta, 1993). Las zonas con pendientes bajas corresponden a lugares de fácil acceso en el parque, lo que sigue factibilidad para realizar intervenciones y representan mayor probabilidad de éxito de restauración (Orsi et al., 2011). Por otra parte, estas áreas también son de fácil acceso para la comunidad, por lo que, restaurar estos sitios también se fundamenta para que la comunidad pueda disfrutar de espacios verdes en un período de corto plazo.

Tabla 2. Criterios de decisión para la elección de sitios prioritarios a intervenir con acciones de restauración dentro del Parque Catirai, comuna de Santa Juana, Región del Biobío.

| Criterio | Indicador |
|----------------|---|
| Degradación | Erosión del suelo mayor a $20 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ Severidad alta del fuego |
| Pendiente alta | Erosión del suelo mayor a $20 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ Severidad baja del fuego |
| Pendiente baja | Accesibilidad Severidad baja del fuego |

- Respuesta de la vegetación post incendio: Esta etapa se llevó a cabo mediante el muestreo sistemático de dos sitios. En cada sitio de muestreo, se establecieron diez parcelas circulares de 200 m^2 cada una, con una separación de 30 m entre ellas. La elección de realizar dos muestreos en

ubicaciones distintas dentro del área de estudio se fundamenta con la presencia predominante de dos especies arbóreas, *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*, en diferentes secciones del área investigada. Esta distinción en los muestreos se consideró esencial para capturar de manera adecuada los patrones de distribución y regeneración de la vegetación nativa y exótica, permitiendo así un análisis de la diversidad vegetal en función de las características presentes en la zona de estudio. En conjunto, se realizó un registro de las especies identificadas, junto con su frecuencia y distribución espacial. Adicionalmente, con el objetivo de ampliar el registro de especies presentes, se llevó a cabo un inventario y registro de especies fuera de las parcelas muestreadas. Este registro se hizo para proporcionar información adicional sobre la presencia de especies exóticas e invasoras, así como sobre especies nativas que podrían ser consideradas en el programa de reforestación. Este análisis fue necesario para comprender cómo la vegetación nativa y exótica se recupera y adapta después de un evento de incendio, lo que resulta fundamental para diseñar estrategias efectivas de rehabilitación y manejo de especies no deseadas.

2.3 Directrices de rehabilitación post incendio del Parque Catirai

La integración de los análisis y evaluaciones de los factores recientemente expuestos proporcionó una visión holística de la condición actual del Parque Catirai. Estos estudios son fundamentales para elaborar una propuesta de

rehabilitación adecuada y tomar decisiones pertinentes sobre las acciones necesarias para restaurar y conservar el área afectada.

En conjunto del análisis e integración de los factores examinados, se realizaron las siguientes evaluaciones:

- Establecimiento de un ecosistema de referencia: En el contexto de la restauración ecológica, resulta imperativo establecer un ecosistema de referencia, el cual equivale, en esencia, al ecosistema original. Este proceso implica la recopilación de información primaria y secundaria sobre las condiciones anteriores al estado perturbado del ecosistema. Idealmente, estos modelos describen la condición aproximada en la que se encontraría el sitio a restaurar si no hubiera experimentado degradación. No obstante, esta condición no necesariamente refleja el estado histórico, ya que considera la capacidad intrínseca de los ecosistemas para cambiar en respuesta a condiciones variables. En algunos casos, los efectos de cambios ambientales rápidos y la capacidad de adaptación pueden justificar la consideración de modelos ajustados o alternativos (Vargas-Ríos et al., 2007; Gann et al., 2019). Para establecer los ecosistemas de referencia, se estableció que estos modelos debían cumplir con los siguientes criterios: Fragmentos de bosque nativo adulto y bosque nativo renoval cercanos al área de estudio, que compartan similitud de piso vegetacional y exposición de los sitios

zonificados. Para llevar a cabo este estudio, se emplearon diversas herramientas y fuentes de datos geoespaciales en el software ArcMap 10.8. Estas incluyeron las capas del Catastro Nacional de Usos de Suelo (CONAF, 2019), el DEM de la Región del Biobío (IDE, 2016) y los Pisos Vegetacionales de Luebert & Pliscoff (2017). El objetivo principal fue identificar sitios que presentaran condiciones naturales sin degradación con características similares a las del área de estudio. Inicialmente, se seleccionaron y extrajeron dos tipos de áreas diferenciadas por su cobertura de uso de suelo. La primera selección correspondió a áreas clasificadas como "Bosque Nativo Renoval", con el propósito de comprender la composición de ecosistemas en etapa de sucesión temprana. La segunda selección consistió en áreas designadas como "Bosque Nativo Adulto", con el fin de distinguir las características de la vegetación en etapa de sucesión avanzada, la cual es la que se desea restablecer en el futuro. Posteriormente, se llevó a cabo un análisis de los pisos vegetacionales con el objetivo de identificar aquellos sitios que albergaran parches de bosque nativo adulto y renoval y que compartieran el mismo tipo de piso vegetal que el área de estudio. Finalmente, se utilizó el DEM, para buscar específicamente dentro de los sitios que albergaban fragmentos de bosque nativo y compartían el mismo tipo de piso vegetal, aquellas áreas que presentaran una exposición similar a las áreas zonificadas que requerían acciones de restauración.

- Elaboración del diseño de rehabilitación: Se estableció un sistema espacial, ya sea en núcleos, hileras o de manera aleatoria, según las características específicas de cada sitio identificado como prioritario. También se definió el número de especies y plantas necesarias para la reforestación.
- Selección de especies para reforestar: La selección de especies para la reforestación se fundamentó en los registros recopilados durante la fase de muestreo e inventario de la vegetación nativa en el parque. Además, se llevó a cabo una revisión de las especies presentes en los ecosistemas de referencia para identificar aquellas que posiblemente estuvieron presentes antes de los incendios y los cambios en el uso del suelo. En paralelo, se hizo un estudio de especies con potencial de desempeñar funciones de retención de suelo en las zonas más propensas a la erosión. También se identificaron especies con capacidad pionera para respaldar el establecimiento exitoso de las especies deseadas en el futuro.
- Establecimiento de medidas de manejo para las plantas reforestadas y rebrotadas post incendio: Las medidas de manejo se diseñaron considerando las necesidades específicas de las especies deseadas, incluyendo requisitos de luz e interacciones interespecífica, esto, para fomentar interacciones beneficiosas, como la facilitación (i.e. una especie pionera puede proporcionar sombra y favorecer a una especie tolerante), y mitigar aquellas desfavorables, como la competencia con especies introducidas e invasoras.

- Establecimiento de medidas de manejo de eliminación y control de especies invasoras: Para esta etapa, se realizó un estudio de las acciones aplicables para reducir las especies introducidas e invasoras. Entre los métodos examinados se encuentran el desbroce, roce, anillado y/o tala (Gutiérrez, 2006; Ordeix, 2012), con el fin de favorecer la regeneración natural de especies nativas y el establecimiento de las plántulas reforestadas.
- Elaboración de propuesta de monitoreo para las áreas intervenidas: Se llevó a cabo una revisión bibliográfica centrada en estrategias de monitoreos, ya que esta etapa es fundamental en el éxito de proyectos de restauración ecológica, debido a que permite evaluar si las acciones implementadas han mejorado las condiciones ecológicas en los sitios intervenidos (DeLuca et al., 2010; Viani et al., 2018). La literatura revisada se utilizó para definir indicadores y cuantificadores de restauración (Ramírez et al., 2015) y también para definir las etapas del monitoreo (Díaz-Triana et al., 2019).

III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Identificación y zonificación de los sitios a intervenir en el área de estudio post incendio

3.1.1 Sitios con alto riesgo de erosión

Tras la temporada de incendios 2023, la superficie del Parque Catirai, experimentó una pérdida del 93,2%, equivalentes a 90,9 ha. La evaluación de la severidad de estos eventos categorizó la afectación en niveles de alta y baja severidad. La severidad baja predominó, abarcando el 80% de la superficie afectada, es decir, 72,9 ha, mientras que la severidad alta afectó el 20% restante, equivalente a 17,9 ha. En la Figura 3 se presenta la actualización de las coberturas posteriores al incendio en el Parque Catirai, donde se evidencia el área afectada por el fuego y las respectivas severidades asociadas (Figura 3).

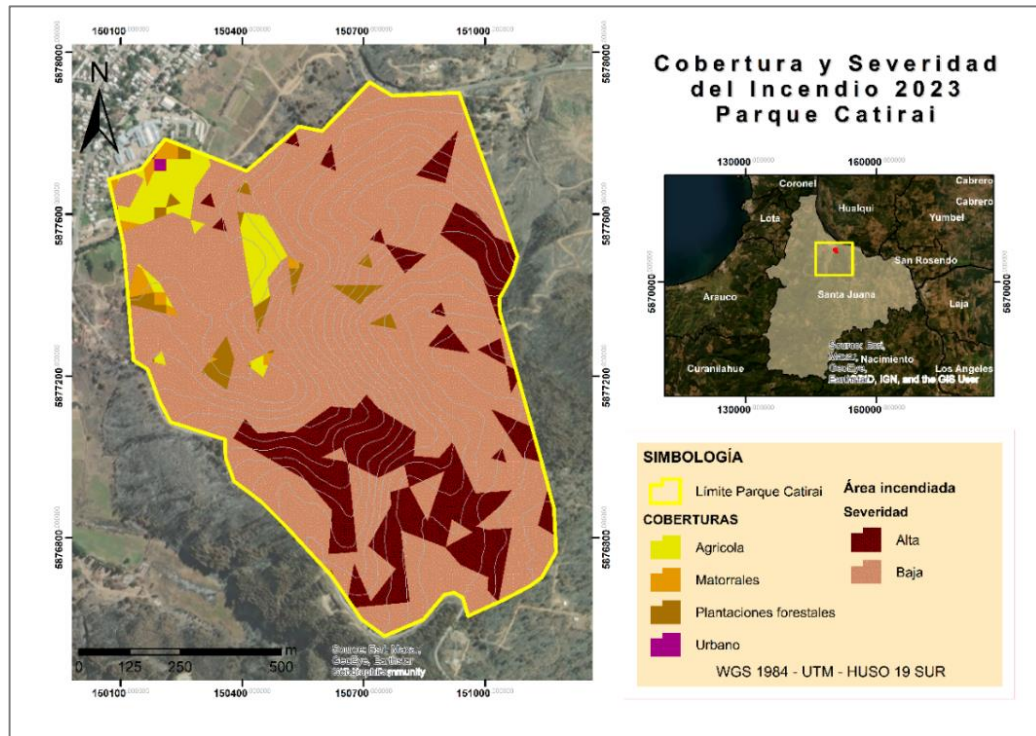


Figura 3. Distribución actualizada de coberturas post incendio 2023 y severidad del incendio en el Parque Catirai, comuna de Santa Juana, Región del Biobío.

En relación con las áreas afectadas por incendio y que exhiben riesgo de erosión considerando un umbral crítico de pérdida del suelo $20 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, se han identificado un total de 76,1 ha dentro del parque. Dentro de esta extensión, 15,7 ha presentan el riesgo más elevado de erosión, ya que esta área específica corresponde a la categoría de mayor severidad del fuego. Esta porción crítica representa el 17,3% de la superficie total quemada (Figura 4) y corresponde al primer sitio identificado como prioritario para llevar a cabo procesos de recuperación.

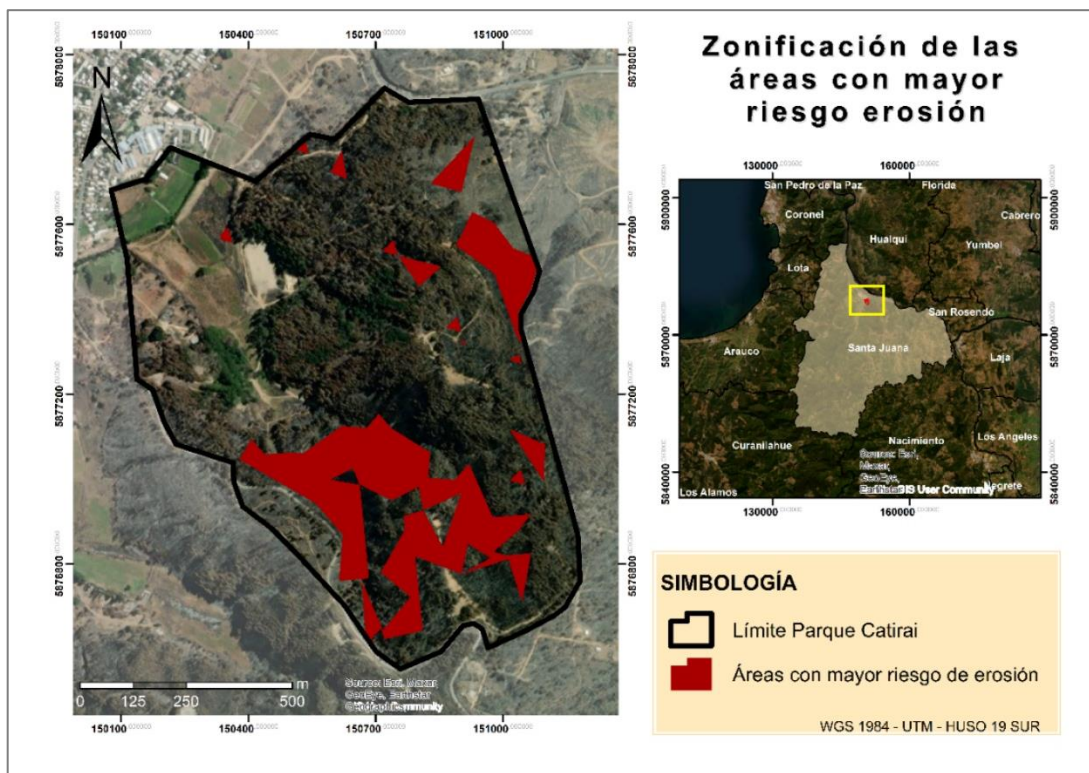


Figura 4. Zonificación del área incendiada con mayor riesgo de erosión, identificada como el primer sitio prioritario para la restauración del Parque Catirai, comuna de Santa Juana, Región del Biobío.

Es importante señalar que esta porción de superficie constituye lo que previamente, antes del incendio, era una plantación forestal, destacándose especialmente la presencia de *E. globulus*.

3.1.2 Sitios con riesgo de erosión según su pendiente

El Parque Catirai presenta una variación de elevación que varía desde los 53 hasta los 236 m s.n.m, con pendientes que oscilan entre 0 y 37°. Al clasificar las pendientes, la categoría que abarcó la mayor superficie es la de pendientes medias, que fluctúan entre los 8 hasta 16°, constituyendo 40,4 hectáreas. La segunda categoría con mayor extensión corresponde a la de pendientes bajas, que oscilan entre 0 y 8°, abarcando 34,3 hectáreas. Finalmente, la categoría de pendiente alta es la que posee menor superficie, con 23 hectáreas, y la pendiente fluctúa entre 16 y 37°.

En relación con las áreas de mayor pendiente, el proceso de caracterización reveló la presencia de cuatro polígonos clave, como se ilustra en la Figura 5. El polígono 1, destacándose como el de mayor extensión con 11,4 ha, está predominantemente cubierto por *P. radiata*, al igual que el polígono 4, que abarca una superficie de 1,6 ha. Dado que ambos polígonos comparten similitudes significativas en términos de composición vegetal y pendiente, se plantea la pertinencia de aplicar estrategias de restauración similares en ambas áreas. En contraste, el polígono 3, con una extensión de 3,9 ha, presenta una combinación de suelo desnudo con presencia de *P. radiata* y por último, el polígono 2, cuenta con una extensión de 1,4 ha, el cual carece de vegetación.

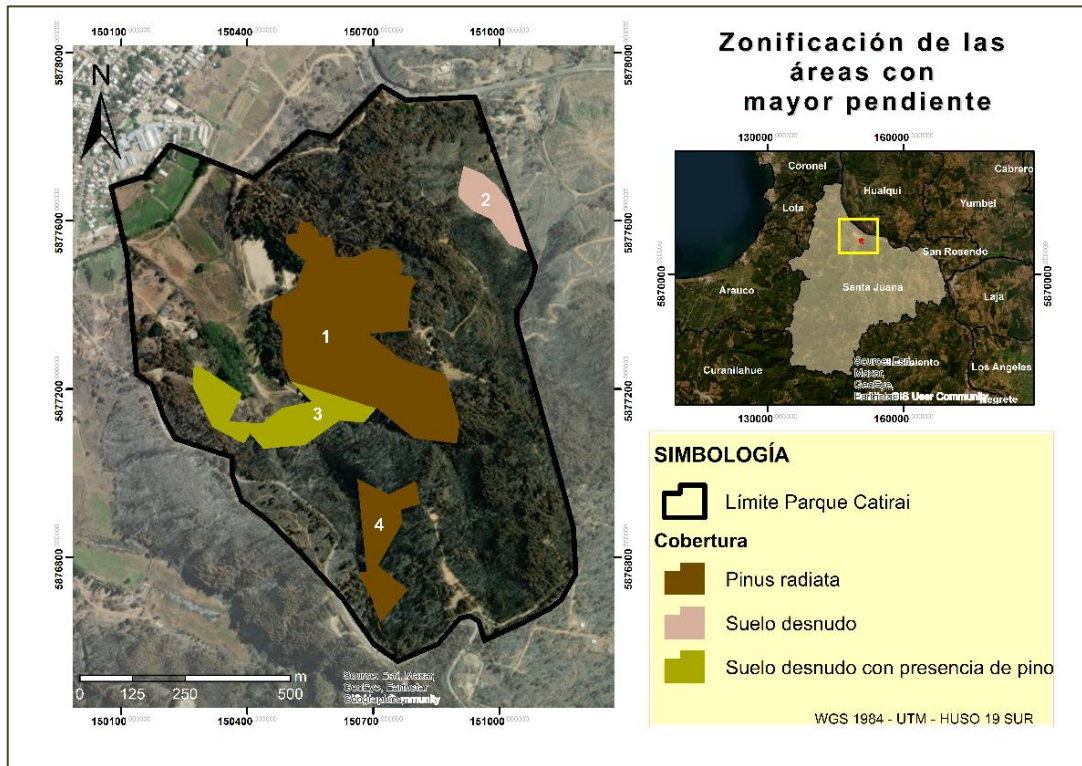


Figura 5. Zonificación de las áreas incendiadas con mayor pendiente y riesgo de erosión, identificadas como prioritarias para la restauración y caracterizadas según su cubierta vegetal en el Parque Catirai, comuna de Santa Juana, Región del Biobío.

Dentro de la zona con menor pendiente, se identificaron tres sitios importantes (Figura 6), el primero (polígono 5 en la Figura 6) tiene una extensión de 13,5 ha aproximadamente y esta desprovisto de vegetación. El segundo sitio (polígono 6 en la Figura 6) posee 9 ha y está cubierto principalmente de *P. radiata* y el tercer sitio (polígono 7 en la Figura 6) tiene una extensión de 3,2 ha y está cubierto principalmente de *E. globulus*.

Cabe mencionar que los seis polígonos zonificados según su pendiente fueron afectados por incendios de severidad baja.

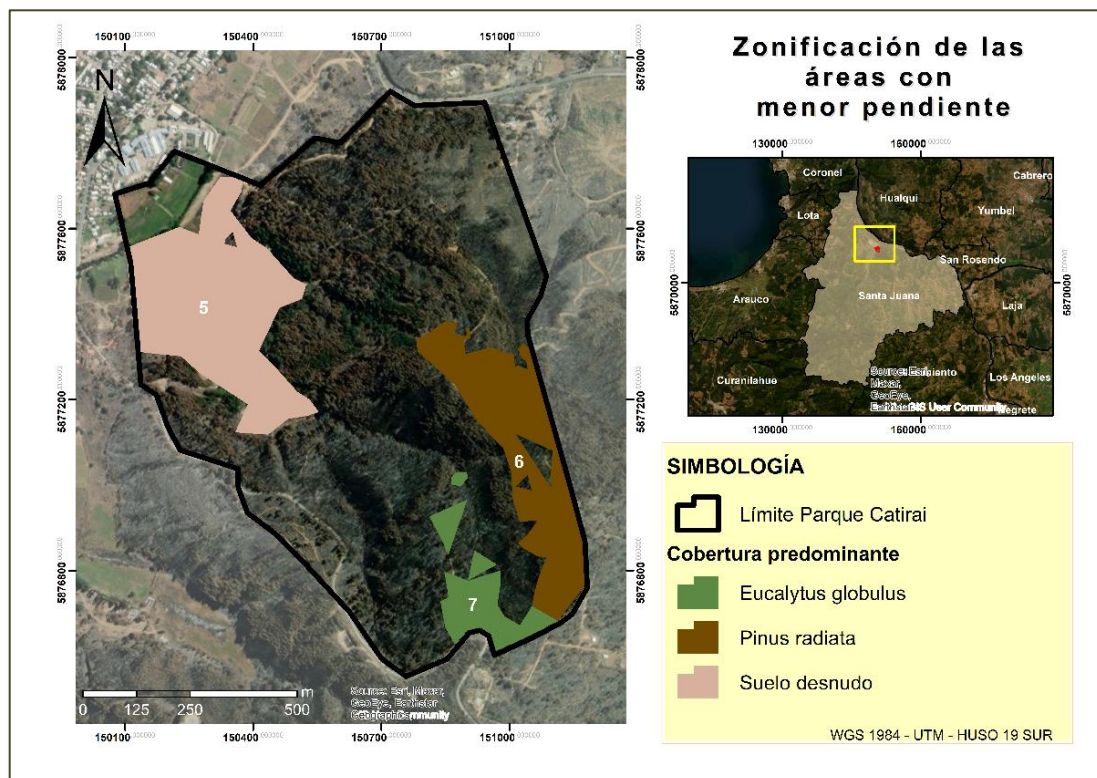


Figura 6. Zonificación de las áreas incendiadas con menor pendiente, identificadas como sitios prioritarios para la restauración y caracterizadas según su cubierta vegetal en el Parque Catirai, comuna de Santa Juana, Región del Biobío.

Es importante recordar que la elección de los sitios a restaurar se basó en los criterios mencionados en la Tabla 2. La elección de los sitios destinados a restauración es una decisión que debe tomarse en conjunto de criterios y debe

justificarse con una priorización técnica y basada en las necesidades de la comunidad (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2003), no obstante no existen muchos ejemplos de grupos de criterios diseñados para la identificación de los sitios con prioridad para restaurar (Geneletti et al., 2011), por lo que, la decisión de elección de estos sitios fue un ejercicio complejo, que finalmente se basó en función de (i) sitios con riesgo de erosión (ii) sitios de fácil acceso para la comunidad, con el propósito de que puedan disfrutar de espacios verdes y saludables.

La decisión de priorizar la recuperación en áreas del parque con mayor riesgo de erosión se fundamenta en la evidencia encontrada en la literatura revisada, en la cual se enfatiza la medición de la erosión del suelo como un objetivo destacado, respaldando así la selección de sitios con mayor propensión a la erosión como una prioridad para las iniciativas de restauración. Autores como De Vente et al. (2013) resaltan la necesidad de medir las tasas de erosión del suelo para evaluar impactos ambientales e implementar prácticas de conservación. Asimismo, las perspectivas de García-Ruiz et al. (2015), refuerzan la relevancia de la identificación de áreas críticas en términos de erosión y respaldan la necesidad de centrar los esfuerzos de restauración en las áreas identificadas como de mayor riesgo. Por otra parte, González et al. (2016), recomienda la focalización de acciones de restauración en áreas con mayor riesgo de degradación y que generen los mayores beneficios ambientales. Estos enfoques se alinean

directamente con la decisión de priorizar la recuperación en las áreas con mayor riesgo de erosión, como lo son las áreas con tasas de pérdida de suelo mayor a $20 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y que hayan experimentado una alta severidad de fuego. Por otro lado, se identificaron como prioritarias aquellas áreas que exhiben la mayor pendiente dentro del parque. Esta elección se justifica en virtud de su elevado riesgo de erosión, evidenciado por una tasa de pérdida de suelo que supera el umbral establecido. Estas zonas fueron separadas de la primera zonificación al presentar incidencia del fuego de carácter bajo, no obstante, en estas áreas existe un factor crítico: la pendiente, por lo que son más susceptibles a la erosión hídrica, deslizamientos, arrastres de sedimentos y erosión de las laderas (Villar et al., 2013; Del Moral, 2020). En consecuencia, resulta imperativo dirigir los esfuerzos de restauración hacia estas zonas, donde la implementación de medidas como la recuperación o aumento de la cobertura vegetal contribuiría de manera significativa a atenuar los efectos de la erosión (Di Stefano et al., 2016).

En la zonificación de sitios prioritarios, también se seleccionaron las áreas con menores pendientes y que han sido afectadas por severidad baja del fuego. Esta elección se fundamenta en su mayor accesibilidad para la comunidad y dado que, estas zonas conforman un parque urbano, es crucial incorporar el bienestar comunitario como criterio primordial. De esta manera, se promueve la recuperación de estas áreas para que la comunidad pueda disfrutar de espacios

verdes y saludables, fomentando un entorno propicio para la calidad de vida. Diversos estudios han revelado los impactos positivos para la sociedad al estar en contacto de árboles y otros elementos de un ecosistema, contribuyendo al bienestar mental y físico de la población (Sorensen et al., 1998; Hartig et al., 2014; Kuo, 2015; Tyrväinen et al., 2019). Además, se incluyen beneficios como la oferta de espacios recreativos, oportunidades educativas en materia ambiental y la mejora estética del entorno (Martínez-Soto, 2016). La noción de que la existencia de espacios verdes influye en la salud mental no es reciente; sin embargo, esta idea no ha tenido un impacto sustancial en la planificación de entornos urbanos y rurales (Lindheim & Syme, 1983; Frumkin, 2002). Expuesto esto, es pertinente dar cuenta de la importancia de rehabilitar estas zonas, que, de lo contrario, estarían caracterizadas por la presencia predominante de áreas quemadas y especies exóticas, perdiendo así su relevancia en la provisión de servicios ecosistémicos culturales y recreativos.

3.2 Respuesta de la vegetación nativa y exótica post incendio

En el proceso de evaluar el área de estudio, se obtuvieron observaciones y resultados que revelan patrones significativos en la distribución, regeneración y rebrote de especies nativas y exóticas. Los hallazgos de mayor relevancia para la propuesta de rehabilitación se exponen en esta sección.

Las zonas con predominancia de *P. radiata*. exhibieron una mayor abundancia de rebrote de especies nativas, en comparación con las áreas dominadas por *E. globulus*. La cantidad de individuos de origen nativo rebrotados por hectárea corresponden a 1215 y 535 respectivamente (Tabla 3 y Tabla 4).

Tabla 3. Abundancia de especies nativas rebrotadas post-incendio bajo la plantación de *Pinus radiata*, Parque Catirai, comuna de Santa Juana, Región del Biobío.

| Especie | Frecuencia (árb/ha) | Abundancia relativa (%) |
|---------------------------------|---------------------|-------------------------|
| <i>Maytenus boaria</i> | 15 | 1 |
| <i>Ugni molinae</i> | 15 | 1 |
| <i>Aristotelia chilensis</i> | 20 | 2 |
| <i>Peumus boldus</i> | 25 | 2 |
| <i>Gaultheria insana</i> | 40 | 3 |
| <i>Luma apiculata</i> | 55 | 5 |
| <i>Baccharis sphaerocephala</i> | 60 | 5 |
| <i>Azara integrifolia</i> | 60 | 5 |
| <i>Myrceugenia obtusa</i> | 175 | 14 |
| <i>Lithraea caustica</i> | 240 | 20 |
| <i>Escallonia pulverulenta</i> | 510 | 42 |
| Total | 1215 | 100 |

Nota: La densidad de la plantación de *P. radiata* es 453 árboles ha⁻¹ y corresponde a al menos a una segunda rotación en el sitio que al momento del incendio tenía una edad aproximada entre 15 a 18 años.

La presencia de *E. globulus* se asoció con una potente competencia, ya que estos rebrotaron desde el fuste y de la base del fuste de manera más vigorosa en comparación con las especies nativas, ocupando un mayor espacio en el

ecosistema, generando más sombra, la que aumentará con el paso de los meses, limitando aún más el rebrote de especies nativas que requieren niveles elevados de luminosidad en etapas sucesionales tempranas (Aubin et al., 2008).

Tabla 4. Abundancia de especies nativas rebrotadas post-incendio bajo la plantación de *Eucalyptus globulus*, Parque Catirai, comuna de Santa Juana, Región del Biobío.

| Especie | Frecuencia (árb/ha) | Abundancia relativa (%) |
|---------------------------------|---------------------|-------------------------|
| <i>Luma apiculata</i> | 5 | 1 |
| <i>Cryptocarya alba</i> | 10 | 2 |
| <i>Peumus boldus</i> | 30 | 6 |
| <i>Aristotelia chilensis</i> | 15 | 3 |
| <i>Maytenus boaria</i> | 15 | 3 |
| <i>Azara integrifolia</i> | 30 | 6 |
| <i>Myrceugenia obtusa</i> | 35 | 7 |
| <i>Lithraea caustica</i> | 80 | 15 |
| <i>Escallonia pulverulenta</i> | 145 | 27 |
| <i>Baccharis sphaerocephala</i> | 170 | 32 |
| Total | 535 | 100% |

Nota: La densidad en la plantación de *E. globulus* es 935 árb ha⁻¹ y corresponde al menos a una segunda rotación en el sitio que al momento del incendio tenía una edad aproximada entre 8 a 10 años.

En cuanto a la regeneración natural, se observó notablemente la persistencia del *E. globulus*, mostrando una capacidad de regeneración por semilla significativamente mayor que las demás especies presentes, consolidando su presencia en el área afectada por el incendio. Contrariamente, *P. radiata* no presentó rebrote, pero sí una regeneración por semilla incipiente, manifestándose

en plántulas de tamaño reducido, aproximadamente diez centímetros en altura. En contraste, la vegetación nativa si mostró capacidad de rebrote desde la raíz, sin embargo, no hubo hallazgos de regeneración por semilla.

Los resultados del estudio revelaron una estrecha relación entre la abundancia de rebrotes de especies nativas y las observaciones realizadas. La incapacidad de rebrotar que tiene *P. radiata* ha tenido un impacto significativo en la competencia por la luz, creando condiciones favorables para el rebrote de especies nativas al reducir esta competencia, especialmente en comparación con las áreas dominadas por *E. globulus* que es una especie que rebrota masivamente post-incendio. Este hallazgo, destaca la importancia de considerar en un proyecto de restauración las interacciones específicas entre las especies dominantes y su influencia en la dinámica post-incendio del ecosistema.

Para complementar el muestreo en las 20 parcelas, se realizó un inventario de especies fuera de estas parcelas para facilitar la identificación de especies nativas y contribuir a la selección de especies para procesos de reforestación (Tabla 5). Este inventario también se erigió como una herramienta para la detección temprana especies exóticas y de especies exóticas invasoras. La identificación de estas últimas reviste una importancia crítica, ya que la presencia de dichas especies podría constituir amenazas potenciales para la efectividad de los esfuerzos de recuperación del parque.

Tabla 5. Inventario post-incendio de especies nativas y exóticas presentes fuera de las parcelas muestreadas en el Parque Catirai, comuna de Santa Juana, Región del Biobío.

| Especies nativas | Especies exóticas |
|--------------------------------|-------------------------------|
| <i>Nothofagus obliqua</i> | <i>Acacia dealbata</i> * |
| <i>Escallonia pulverulenta</i> | <i>Acacia melanoxylon</i> |
| <i>Quillaja saponaria</i> | <i>Pinus pinaster</i> |
| <i>Sophora macrocarpa</i> | <i>Crataegus monogyna</i> |
| <i>Azara celastrina</i> | <i>Rosa rubiginosa</i> * |
| | <i>Rubus ulmifolius</i> * |
| | <i>Cytisus striatus</i> |
| | <i>Teline monspessulana</i> * |

Nota: Las especies marcadas con un asterisco (*) han sido identificadas como invasoras y están incluidas en la lista de las 100 especies exóticas invasoras más perjudiciales para los ecosistemas del planeta (Lowe et al., 2004). Dentro de este catálogo también se encuentra el *E. globulus*, que predomina en el área de estudio. La familiaridad con esta lista es esencial para establecer medidas de manejo orientadas al control de estas especies, lo cual se torna fundamental para la correcta recuperación del parque.

3.3 Directrices de rehabilitación del Parque Catirai

3.3.1 Ecosistema de referencia

El área de estudio se ubica dentro del piso vegetacional definido por Luebert y Pliscoff (2017) como "Bosque caducifolio mediterráneo interior de *Nothofagus obliqua* (Mirbel & Oerst, 1871) y *Cryptocarya alba* (Molina, 1782)". Respecto a su exposición, predomina la orientación norte, siendo las zonas con mayor riesgo de

erosión y menor pendiente las que presentan esta exposición, mientras que las áreas con mayor pendiente se orientan hacia el suroeste.

El proceso de encontrar ecosistemas de referencias adecuados para el área de estudio no fue exitoso, debido a que no existen áreas cercanas que cumplan con las condiciones predefinidas (similar piso vegetacional, exposición y cobertura de uso de suelo de bosque nativo). Las áreas que podrían haber servido potencialmente como modelos de referencia, también fueron afectadas por los incendios ocurridos en la temporada 2023. Por consiguiente, se ha determinado realizar ajustes para establecer modelos de referencia. Estos ajustes son posibles en situaciones donde los cambios ambientales han ocurrido de manera acelerada (Gann et al., 2019), como es el caso presente. En primer lugar, para la cobertura denominada "bosque nativo renoval", se ha optado por utilizar la información histórica disponible en las bases de datos geoespaciales de los potenciales ecosistemas de referencia, con el propósito de identificar la composición de especies previas al incendio. En segundo lugar, respecto a la cobertura designada como "bosque nativo adulto", se decidió explorar la presencia un ecosistema de referencia en un piso vegetacional distinto, dado que no se ha encontrado nada similar en el mismo piso.

Bajo estos criterios, se logró identificar lo que podría haber servido como un potencial ecosistema de referencia antes de los incendios para la cobertura

“bosque nativo renoval”. Este hallazgo consiste en un polígono de 73,5 ha ubicado en la comuna de Santa Juana, a una distancia de 5,4 kilómetros del Parque Catirai. En esta área es posible encontrar especies como: *Nothofagus obliqua*, *Nothofagus alpina* (Poeppig & Endlicher, 1839), *Nothofagus dombeyi* (Mirbel y Oersted, 1871) y *Cryptocarya alba*.

Para el proceso de establecimiento de un ecosistema de referencia con cobertura de uso de suelo “Bosque nativo adulto”, se optó por utilizar el piso vegetacional “Bosque caducifolio mediterráneo costero de *Nothofagus obliqua* - *Gomortega keule* (Molina, 1869)”. En este piso vegetacional, se identificó un polígono de aproximadamente 128 ha, localizado en la comuna de Lota, Región del Biobío, a 11,5 km del área de estudio, caracterizado por la presencia de bosque nativo adulto y variaciones en su exposición solar, lo que lo convierte en un recurso idóneo para representar las diversas zonificaciones. Dentro de este perímetro, se encuentran las siguientes especies: *Nothofagus dombeyi*, *Nothofagus alpina*, *Laurelia sempervirens* (Ruiz & Pav, 1855), *Luma apiculata* (Burret, 1926), *Drimys winteri* (J.R. Forst & G. Forst, 1776) y *Lomatia hirsuta* (Diels ex J.F. Macbr).

Si bien en la rehabilitación ecológica no se requiere obligatoriamente el empleo de un ecosistema de referencia, la intención de establecerlo igualmente radicó en la creación de una visión clara de los objetivos a alcanzar en el proyecto, así como en el cumplimiento de los principios y estándares establecidos por la

Sociedad de Restauración Ecológica (SER). Los resultados obtenidos proporcionaron información relevante sobre la composición vegetal de los ecosistemas de referencia, sin embargo, se debe destacar que la recopilación integral de información acerca de los atributos clave del ecosistema, tal como lo establece la SER para una descripción precisa de un ecosistema de referencia, no fue posible en su totalidad. Estos atributos incluyen la ausencia de amenazas, las condiciones físicas (i.e. condiciones químicas y físicas del suelo y el agua), la diversidad estructural, el funcionamiento ecosistémico (i.e. reciclaje de nutrientes, la descomposición, las interacciones entre especies, los niveles de crecimiento y productividad, y las tasas de disturbio) y los intercambios externos (como el contexto paisajístico). Se logró describir brevemente solo un atributo relacionado con la composición de especies. A pesar de esta limitación, los resultados obtenidos serán útiles para establecer de manera más precisa las especies que se utilizarán en el proceso de reforestación. Asimismo, resaltan la importancia de llevar a cabo investigaciones más exhaustivas para caracterizar adecuadamente un ecosistema de referencia. Se recomienda que, en futuras intervenciones de restauración ecológica en el Parque Catirai u otras áreas que lo requieran, se realice un estudio más completo de estos atributos con el fin de comprender mejor los ecosistemas de referencia y garantizar el éxito de las acciones de restauración.

3.3.2 Diseño e intervenciones de rehabilitación

La delimitación de las áreas prioritarias para la restauración dentro del Parque Catirai resultó en la identificación de un total de 59,8 hectáreas que requieren intervención, lo que representa aproximadamente el 61% de la extensión total del parque y un 65.8% del área afectada por incendios. Este porcentaje de áreas a restaurar se distribuye de manera heterogénea en el área de estudio, abarcando diversas características y coberturas de uso del suelo. Por consiguiente, se prevé la implementación de estrategias específicas adaptadas a las características particulares de cada sitio zonificado. Bustamante-Sánchez et al. (2018) indican que el tipo de intervención necesaria variará en función del tipo y la magnitud del deterioro del ecosistema. Asimismo, los diferentes objetivos para cada sitio seleccionado implican que las estrategias de restauración deben variar según las características presentes en cada lugar (Geneletti et al., 2011) y que las acciones de restauración ecológica deben apuntar a la recuperación de ciertos atributos del ecosistema (Gann et al., 2019).

Las acciones de restauración destinadas a las áreas con mayor riesgo de erosión se centrarán en la recuperación de la estructura del sitio, con el objetivo de mitigar la degradación asociada a la erosión potencial en dichas zonas. En cuanto a las áreas con pendientes más pronunciadas y mayor riesgo de erosión, se enfocarán en la mejora de la composición vegetal, seguida de la rehabilitación de la

estructura. Por otro lado, las áreas de menor pendiente serán rehabilitadas con énfasis en la mejora de la composición de la vegetación nativa y en la optimización de la provisión del servicio ecosistémico cultural.

El diseño de rehabilitación será específico para cada sitio, y se presentará a continuación:

3.3.2.1 Áreas con mayor riesgo de erosión

Las áreas identificadas con el mayor riesgo de erosión y que abarcan una extensión de 15,7 ha, serán objeto de una atención prioritaria en términos de acciones de rehabilitación debido a que representan el punto más crítico de degradación. En consecuencia, se propone la implementación de medidas de restauración más activas, como la reconstrucción ecológica. Esta medida se utiliza cuando se enfrenta un nivel de deterioro significativo, y es imperativo que se proceda a la eliminación o reversión de todos los agentes causantes de la degradación, así como a la corrección de cualquier daño biótico y abiótico. Además, se requiere la reintroducción de la totalidad o una gran proporción de la biota afectada en la medida de lo posible (Gann et al., 2019). Entre las acciones aplicables, se encuentran intervenciones tanto físicas, para estabilizar el terreno y el control de la erosión, como biológicas; sustitución de especies exóticas por nativas y reforestación (Pérez-Quezada & Bown, 2015). Se plantea la ejecución

de obras de recuperación de suelo y reforestación utilizando especies nativas, con una distribución densa y en alineaciones, seleccionadas por su rápido crecimiento y capacidad para retener el suelo, así como por su robusto sistema radicular. Esta acción busca fortalecer la estabilidad del terreno y reducir el riesgo de erosión mediante la mejora de la cobertura vegetal y la estructura del suelo.

- i) Establecimiento de diques de contención de madera en cárcavas: Esta técnica es utilizada para la estabilización de la estructura de las cárcavas y detener el avance de la erosión (Esquivel, 2020). Corresponden a barreras que cruzan cursos de agua para controlar el nivel y velocidad del agua. Utilizar diques para el control de erosión contribuye a regular el flujo hídrico, contener los sedimentos transportados y estabilizar las pendientes en las áreas donde se implementen (Vargas et al., 1998; Valdebenito et al., 2020). Se recomienda hacer uso de esta técnica en donde sea posible interceptar y desviar el flujo de agua de manera efectiva. En la siguiente ilustración se observan los cursos de aguas temporales presentes en el Parque Catirai (Figura 7), destacando estos espacios como los más apropiados para implementar esta acción.

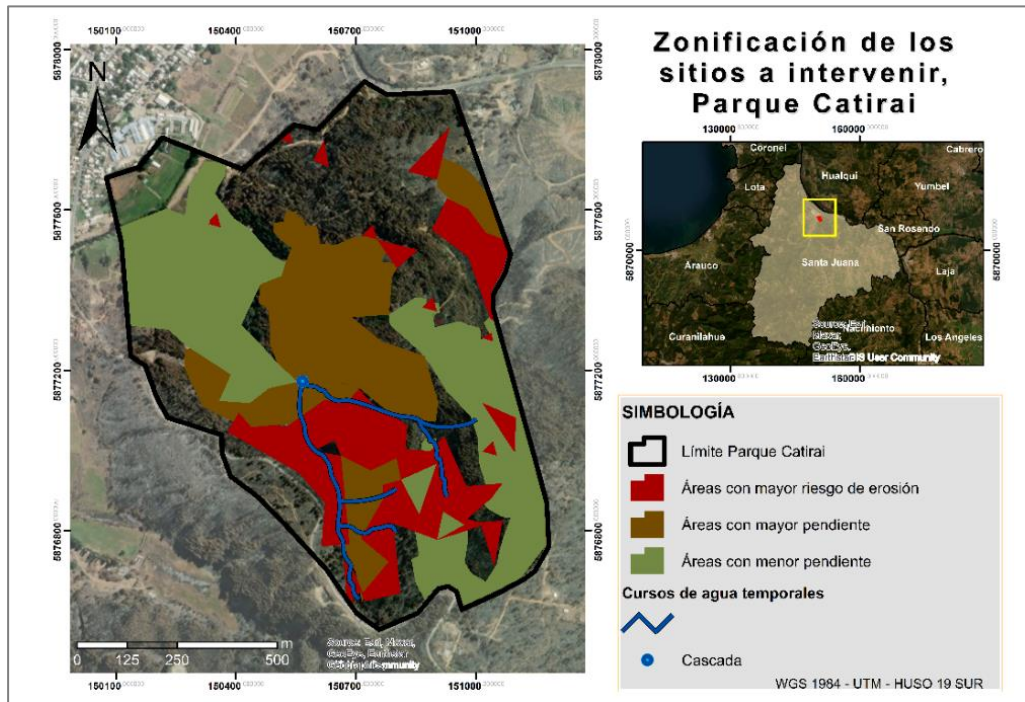


Figura 7. Mapa de zonificación de todos los sitios destinados a acciones de rehabilitación ecológica, junto con los cursos de agua temporales, para identificar áreas que necesiten diques de contención contra la erosión.

Otras de las medidas para controlar la erosión, es la implementación de zanjas de infiltración, que estabilizan el suelo al retener temporalmente el agua de la escorrentía superficial. Aunque beneficiosas, estas zanjas no son una solución completa y deben complementarse con revegetación y prácticas de conservación del suelo (Carlson & Añazco, 1990). Por otra parte, Locatelli et al. (2020) señalan que, según estudios revisados, no existe evidencia suficiente sobre si las zanjas efectivamente aumentan la infiltración del agua, y que además pueden causar impactos negativos, como el aumento de la erosión en fases iniciales a su implementación. Adicionalmente, Pizarro et al. (2004) afirma que la eficacia de

esta técnica depende de factores edafoclimáticos específicos, como la intensidad de la lluvia, periodo de retorno de eventos extremos, el coeficiente de escorrentía y la velocidad de infiltración del agua. Dicho esto, la ejecución de zanjas de infiltración ha sido excluida de las acciones propuestas para la rehabilitación del suelo en el área de estudio. Sin embargo, se sugiere que futuras investigaciones podrían evaluar su viabilidad, considerando los factores edafoclimáticos expuestos, especialmente si las medidas actuales no logran controlar la erosión.

- ii) Control de *Eucalyptus globulus*: Las áreas que presentan un mayor riesgo de erosión, previo a los incendios, exhibían una cobertura de uso de suelo caracterizada por plantaciones forestales, específicamente de *E. globulus*. Por consiguiente, resulta imperativo dirigir la gestión hacia esta especie, que, a pesar de haber sufrido impactos de los incendios, el rebrote ha sido significativo.

Las acciones propuestas en esta sección se basan en las metodologías utilizadas por Echeverría et al. (2023), quienes presentan acciones claras para el control de especies invasoras, particularmente de *Acacia melanoxylon* (R. Br.). Para efectos de este proyecto, las acciones han sido adaptadas de acuerdo con el contexto del área de estudio. Las medidas que se proponen para la gestión de *E. globulus* consiste en una habilitación mecánica y control manual de rebrotes. La habilitación

mecánica radica en la remoción completa o roce de los árboles. Esta operación se puede llevar a cabo mediante el uso de maquinaria skidder o motosierras; se sugiere que esta actividad se realice durante el periodo estival para minimizar los impactos en el suelo. Posteriormente, se aconseja retirar los árboles de diámetro comercial para su aprovechamiento maderero (algunos árboles se pueden aprovechar para hacer los diques de madera), y ubicar los árboles en pilas fuera del área de restauración. Luego, se procede a triturar los desechos vegetales resultantes de la preparación del terreno y utilizarlo como *mulch* con el fin de fomentar la protección del suelo, mejorar la retención de agua y controlar la regeneración de especies exóticas. El control manual de rebrote es una acción adicional pre-reforestación de especies nativas a inicios de otoño, la cual involucra remover manualmente los rebrotes de *E. globulus* si es que estos se encuentran lignificados. De esta manera será posible disminuir la actividad fotosintética del rebrote de la especie, en beneficio de las especies nativas plantadas o de regeneración natural.

La reducción de *E. globulus* contribuirá al incremento de la disponibilidad de luz y a mitigar la influencia de aleloquímicos provenientes de esta especie, los cuales inhiben la germinación y el crecimiento de plántulas nativas (Ballester et al., 2011; Puig et al., 2018; Bielinis et al., 2019). Adicionalmente, la remoción de esta especie y su sustitución por especies

nativas ha demostrado ser exitosa en proyectos de restauración en Chile; Lara et al. (2020), observaron que tras la tala de *E. globulus*, incrementó el caudal base del área de estudio de la investigación. Este fenómeno se atribuyó a las elevadas tasas de evapotranspiración de esta especie exótica y la subsiguiente disminución de las reservas de agua en los suelos. Esto sugiere que la eliminación de *E. Globulus* en el Parque Catirai, será beneficioso tanto para el establecimiento de la vegetación nativa, como para la rehabilitación de la funcionalidad del sitio.

- iii) Recuperación de la cubierta vegetal nativa: En este apartado se proponen dos acciones; la primera consiste en hidrosiembra de especies adecuadas para el sitio a intervenir. Este procedimiento permite la estabilización, recuperación y preservación de los suelos, particularmente en regiones susceptibles a la erosión, donde el deterioro excede el punto en que la rehabilitación natural es viable. En áreas donde el riesgo de erosión es elevado, las especies que suelen usarse corresponden a plantas arbustivas y herbáceas con capacidad de retención de suelo, rápido crecimiento, buen sistema radicular y tolerantes a la luz (Bochet et al., 2010; Aguirre et al., 2015). Esta técnica se utilizará para cubrir las áreas de pendientes con pastos nativos, como *Cardionema ramosissimum* ((Weinm.) A. Nelson & J.F. Macbr), *Stipa speciosa* (Trin. & Rupr), *Trifolium chilense* (Hook. & Arn) y *Bromus berterianus* (Allioni), que han demostrado

poseer la capacidad de sobrevivir en condiciones de suelo adversas. Estas especies desempeñan un papel fundamental en los esfuerzos de restauración de ecosistemas afectados por incendios, al contribuir significativamente a la estabilización del suelo y a la regeneración de la cubierta vegetal. Esto resulta crucial en la mitigación de los efectos de la erosión post-incendio (Demanet, 2018; Díaz et al., 2018).

La segunda acción para recuperar la cubierta vegetal es la plantación de especies nativas. Para ello se propone una reforestación con distribución densa y lineal de especies principalmente arbustivas ya presentes en el Parque Catirai, debido a que estas especies han demostrado capacidad de establecerse en ambientes hostiles y degradados. Las especies seleccionadas corresponden a: *Baccharis sphaerocephala* (Hook. & Arn.), *Escallonia pulverulenta* (Ruiz & Pav.), *Sophora macrocarpa* (Smith), *Azara celastrina* (D. Don), *Myrceugenia obtusa* (Hook. & Arn.), *Azara integrifolia* (Ruiz & Pav.), *Ugni molinae* (Turcz) y *Gaultheria insana* (Molina). Se estima necesario, reforestar con aproximadamente 2500 plántulas por hectarea.

La rehabilitación de la cubierta vegetal emerge como un aspecto crítico en los proyectos de restauración ambiental, especialmente en aquellas zonas propensas a la erosión. Según Dalmasso (2010), la vegetación constituye el elemento más efectivo para llevar a cabo acciones de recuperación en

áreas degradadas con el propósito de restituir tanto la estructura del entorno como la cobertura vegetal. Implementar medidas de restauración activa para el restablecimiento de la vegetación nativa también se fundamenta en la lentitud del proceso de sucesión natural, particularmente cuando la integridad estructural del suelo se ve considerablemente comprometida (Knapp, 1991).

3.3.2.2 Áreas con mayores pendientes

Esta sección de la zonificación abarca un área total de 18,3 ha, lo que equivale al 18,8% de la superficie total del Parque Catirai. Se caracteriza por presentar pendientes pronunciadas, con un riesgo de erosión que supera los $20 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y una afectación por los incendios de baja severidad. Dentro de esta zonificación, se identificó la predominancia de cobertura de uso de suelo exótica de *P. radiata* y suelo descubierto. En estas áreas se pretende combinar acciones de reconstrucción ecológica y de regeneración asistida, orientadas a la recuperación de la composición y estructura. La regeneración asistida se implementa cuando la degradación es importante pero no extrema (Gann et al., 2019), como es el caso presente, en donde si existe riesgo de erosión, pero la severidad del fuego fue baja.

Es importante recalcar que esta porción de la zonificación es similar a la anterior en cuanto a características biofísicas, pero difiere en la afectación del fuego y composición de especies, es por ello que se decidió que algunas de las intervenciones y técnicas propuestas anteriormente serán replicadas en esta parte de la zonificación.

En la Figura 7 es posible distinguir la presencia de cursos de agua temporales que interseca una parte de esta zonificación, específicamente del polígono 4, (Figura 5). Debido a esto, en esta porción del área de estudio también se plantea la utilización de diques de madera en zonas de cárcavas.

Para la superficie con suelo desnudo es esencial recuperar la cobertura vegetal para disminuir los riesgos de erosión. Para ello también se propone hidrosiembra en laderas con las mismas especies establecidas en el apartado anterior, y reforestación lineal de especies arbustivas y arbóreas nativas en densidades de 1000 y 1500 plantas por hectarea respectivamente. Las especies seleccionadas para esta superficie fueron escogidas por estar presentes dentro del área de estudio y modelos de referencia. Por otra parte, también se consideró los requerimientos de luz y sombras entre las especies (Gutiérrez & Huth, 2012; Donoso, 2015). Al ser un área con suelo descubierto, las especies deben ser capaces de crecer sin sombra; entre las cuales se encuentran: *Nothofagus obliqua*, *Nothofagus alpina*, *Laurelia sempervirens*, *Nothofagus dombeyi*,

Maytenus boaria (Molina), *Aristotelia chilensis* ((Molina) Stuntz), *Sophora macrocarpa*, *Escallonia pulverulenta*, *Baccharis sphaerocephala*, *Ugni molinae*, *Lithraea caustica* y *Azara integrifolia*.

Para la superficie cubierta con *P. radiata*, se promueve el uso de acciones de regeneración asistida. El rebrote de especies nativas ha demostrado ser exitoso en áreas bajo plantación de esta especie, por lo que una de las acciones a realizar será el reforzamiento de las poblaciones existentes, incorporando más plantas nativas a través de reforestación. En esta área existe más sombra por la presencia de árboles muertos en pie de *P. radiata*, por lo tanto, es posible pensar en una reforestación con especies tolerantes a la sombra y semitolerantes como lo son: *Luma apiculata*, *Gaultheria insana*, *Cryptocarya alba*, *Myrceugenia obtusa* y *Peumus boldus* (Molina). En cuanto a densidad y distribución, se prevé necesario aproximadamente 1000 plantas nativas por hectarea, las cuales pueden distribuirse en núcleos, usando como núcleo las plantas ya establecidas o bien remanentes de árboles quemados. De esta forma se podría aproximar a un sitio rehabilitado con una condición más natural.

En cuanto al control de *P. radiata*, se propone realizar un control manual de la regeneración por semilla para evitar la propagación de la especie. El control de rebrote de fuste o raíz post incendio no es necesario, debido a que no se observó rebrote post incendio de la especie en el área de estudio.

3.3.2.3 Áreas con menores pendientes

Estas áreas abarcan 25,8 ha, correspondiente al 26,4% de la superficie total del Parque Catirai. Están caracterizadas por la presencia de plantaciones forestales de especies como *E. globulus* y *P. radiata*, así como por áreas de suelo descubierto. El riesgo de erosión en estas áreas es menor y la afectación por incendios fue baja. La selección de estas áreas se basó en la accesibilidad para la comunidad, por lo tanto, las acciones de rehabilitación para estos sitios tienen un enfoque socioambiental, orientado en la recuperar la composición vegetal para contribuir al aprovisionamiento de los servicios ecosistémicos culturales, como la recreación y disfrute de la comunidad en espacios verdes.

Se sugiere anillar los árboles de *E. globulus* como medida de control, con el fin de evitar la exposición del suelo y controlar los brotes de forma manual. En el caso de *P. radiata*, se aconseja realizar también un control manual de la regeneración natural, de modo que, junto con otras acciones de reforestación, estas especies puedan ser desplazadas gradualmente sin necesidad de recurrir a la tala, preservando así la estética escénica del Parque Catirai.

Para la totalidad de estas áreas, se sugiere realizar reforestación utilizando especies nativas. En las zonas de suelo descubierto, se recomienda una acción similar a la mencionada anteriormente; una plantación densa con especies

arbustivas y arbóreas no tolerantes a la sombra, para que puedan establecerse fácilmente bajo condiciones de luz. En las áreas bajo plantación, se propone la introducción de diversas especies, ya que el anillado modificará las condiciones de luz, permitiendo intercalación de diferentes tipos de vegetación. La distribución de la reforestación en esta zona puede realizarse de forma aleatoria, lo que contribuye a crear una apariencia visualmente más diversa y menos uniforme.

3.3.2.4 Consideraciones generales de las intervenciones propuestas

De manera general, se establece que toda plantación debe hacerse comenzando el otoño (cuando comiencen a caer las primeras lluvias), de esta manera, el aprovechamiento del agua será más eficiente y los costos por riesgo serán inferiores (Pérez-Quezada & Bown, 2015).

Las áreas que cuenten con regeneración natural y reforestación de vegetación nativa estarán cercadas para evitar el paso de personas por el lugar, hasta que la vegetación este establecida, es decir, al menos cinco años.

En las áreas donde se ha intervenido con reforestación utilizando pastos y especies arbustivas (sin árboles), se sugiere que, en el futuro, a medida que el suelo se estabilice, se introduzcan especies arbóreas nativas apropiadas para la zona de estudio.

3.3.2.5 Control de especies exóticas invasoras

Además de las especies *E. globulus* y *P. radiata*, también existen otras especies exóticas y de carácter invasor en el área de estudio (ver Tabla 5). Si bien, durante el muestreo en el terreno estas especies no mostraron una dominancia o distribución significativa en el área de estudio, es crucial controlarlas para evitar problemas asociados a estas especies, como la degradación de los ecosistemas invadidos y la pérdida de la diversidad nativa (Ordeix, 2012), especialmente aquellas especies identificadas como las más perjudiciales para los ecosistemas. Además, es importante tener en claro que estas especies también pueden demostrar una notable resiliencia frente a las perturbaciones asociadas con los esfuerzos de restauración, lo que ocasionalmente resultaría en consecuencias impredecibles como la competencia entre especies y modificaciones en las interacciones (Gann et al., 2019). Es por ello por lo que es imperativo hacer un buen manejo de especies introducidas e invasoras pre y post plantación e intervenciones de restauración.

Los tipos de medidas de control de especies invasoras consisten en la erradicación, control y contención. El objetivo de la erradicación es eliminar por completo la presencia de una especie exótica invasora. Por otro lado, el control tiene como meta reducir a largo plazo la abundancia de dicha especie. Una modalidad particular de control es la contención, la cual busca restringir la

dispersión de la especie exótica invasora y mantener su presencia dentro de límites geográficos definidos (Gutiérrez, 2006). En esta propuesta, se excluyen técnicas como el control químico y las quemas debido a que son medidas muy invasivas con potencial de generar daños en el área de estudio. Conscientes del grado considerable de degradación que experimenta el Parque Catirai, se reconoce que la implementación de estas técnicas podría agravar aún más su deterioro. Por lo tanto, se busca priorizar métodos de restauración que sean menos disruptivos y más compatibles con la conservación y regeneración del ecosistema en cuestión. Se considera pertinente, que para el área de estudio se usen medidas de control físico, debido a que las otras intervenciones no son óptimas en este caso.

Se sugiere llevar a cabo un control físico manual para eliminar hierbas y plántulas pequeñas que estén regenerando o rebrotando. Además, se recomienda el uso de métodos mecánicos para realizar talas y anillamientos, tal como se propuso anteriormente para *E. globulus* y *P. radiata*, pero también podría ser aplicable a otras especies arbóreas, como el género *Acacia*.

Se recomienda que, posterior a la reforestación y las acciones de rehabilitación, se continúe con el control de EEI al menos por cinco años, ya que en este periodo las plantas nativas estarán establecidas (Echeverría et al., 2023).

3.3.4 Monitoreo

Esta etapa comienza inmediatamente al terminar las intervenciones de rehabilitación en las áreas zonificadas. Esta acción nos permitirá evaluar el avance de los objetivos propuestos para cada parte de la zonificación y ajustar las medidas si es que se requiere. Es crucial llevar a cabo un monitoreo meticuloso y sistemático, asegurando que se registren de manera organizada los datos recopilados en cada fase de medición (Echeverría et al., 2023).

En el contexto del Parque Catirai, los aspectos a monitorear, en coherencia de indicadores ecológicos, están estrechamente relacionados con el establecimiento de la vegetación nativa, tanto en términos de regeneración natural como de reforestación. Asimismo, resulta crucial evaluar la efectividad de las intervenciones implementadas para controlar la erosión y especies exóticas e invasoras en el área. Adicionalmente, se propone incluir un monitoreo basado en indicadores sociales, dado que este proyecto se enmarca en un parque urbano y gran parte de su zonificación está orientada al beneficio de la comunidad. Por lo tanto, resulta pertinente evaluar el factor social.

Para la evaluación de los indicadores ecológicos, se propone implementar y trabajar en parcelas de 500 m² en las áreas intervenidas, lo que permitirá el seguimiento de la composición de especies, tasas de supervivencia, presencia

de amenazas o factores de degradación, condiciones físicas del suelo, entre otros. Se recomienda realizar este monitoreo de manera mensual durante el primer año, posteriormente, cambiar a una frecuencia semestral y luego anual (Gann et al., 2019; Echeverría et al., 2023).

Para evaluar el componente social, se propone el uso de encuestas o generar instancias de diálogo con los actores locales, en donde será posible monitorear si es que la recuperación del parque genera bienestar humano, o involucramientos de la comunidad en estas intervenciones. Se recomienda evaluar este componente luego de tres meses terminadas las acciones de restauración y repetirlas semestralmente.

El monitoreo continuo de las respuestas de un ecosistema a las acciones de restauración es fundamental por varias razones. En primer lugar, proporciona evidencia tangible a las partes interesadas de que los objetivos están siendo alcanzados de acuerdo con el plan preestablecido. En segundo lugar, permite identificar si las acciones implementadas están produciendo los resultados esperados, o si es necesario realizar modificaciones para mejorar su efectividad, lo que se conoce como manejo adaptativo. Por último, el seguimiento sistemático permite abordar preguntas específicas, como la evaluación de la eficacia de ciertos tratamientos o la identificación de los organismos o procesos que están siendo recuperados en el ecosistema (Gann et al., 2019).

IV. CONCLUSIONES

Se ha logrado identificar las áreas que más requieren acciones de restauración de acuerdo con los criterios establecidos, lo que ha permitido establecer un enfoque prioritario en el control del riesgo de erosión para la rehabilitación del Parque Catirai. Además, se han priorizado las áreas más accesibles para la comunidad con el fin de promover servicios ecosistémicos culturales, como la recreación y disfrute. La identificación de las áreas más críticas y su zonificación permitió realizar una planificación más precisa para la elaboración de una propuesta de rehabilitación.

En cuanto al estado actual de la vegetación nativa post incendio en el Parque Catirai, se observa una menor frecuencia en comparación de la vegetación exótica (principalmente de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*). Aunque se ha observado un rebrote abundante de la vegetación nativa después del incendio, se destaca la dominancia del rebrote de *E. globulus*, que compite de manera significativa con la vegetación nativa.

Para definir acciones concretas de rehabilitación, se pretendió utilizar ecosistemas de referencia adecuados; sin embargo, la ausencia de estos ecosistemas en áreas cercanas y con similitud de condiciones, ha limitado la utilización de modelos ajustados y representativos para el área de estudio. Por lo

tanto, las acciones propuestas se fundamentaron principalmente en los hallazgos en terreno y en la revisión de literatura pertinente y específica.

Las acciones de rehabilitación propuestas se han adaptado de manera diferenciada para cada área de la zonificación, en concordancia de los objetivos propuestos y en consideración de las características abióticas y bióticas específicas de cada sitio. Esta aproximación nos permite tener más posibilidades de éxito en la restauración del parque.

El control de especies exóticas e invasoras es fundamental para llevar a cabo una restauración efectiva en el Parque Catirai, porque estas especies pueden desplazar la biota nativa y la biodiversidad del ecosistema. Además, la notable competencia de las especies invasoras puede obstaculizar el crecimiento y la regeneración de las especies autóctonas, dificultando así los esfuerzos de restauración.

El monitoreo se revela como una etapa indispensable en cualquier proyecto de restauración ecológica, ya que proporciona información importante para evaluar el progreso, identificar áreas de mejora y garantizar el éxito a largo plazo de las intervenciones. Desde el seguimiento de indicadores ecológicos hasta la evaluación del impacto social, el monitoreo permite una gestión adaptativa y

orientada a resultados, asegurando así la eficacia y sostenibilidad de la restauración de los ecosistemas.

La recuperación del Parque Catirai, no solo beneficiará la biodiversidad de Santa Juana, sino que también proporcionará oportunidades de recreación y conexión con la naturaleza para la comunidad local.

Si bien la restauración ecológica del Parque Catirai podría ser un hito significativo para la conservación de recursos naturales en la comuna de Santa Juana, lo óptimo sería considerar la integridad y recuperación del paisaje en su totalidad, en lugar de centrarse únicamente en la recuperación a escala de sitio. Se espera que la restauración del parque sirva como una primera iniciativa para futuros proyectos de restauración en la comuna.

V. GLOSARIO

Mulch: Corresponde a materiales que se aplican habitualmente en la capa superficial del suelo con el propósito de resguardar las semillas de los efectos erosivos causados por el agua, así como de las variaciones en la temperatura y la humedad del suelo. Este material se utiliza para mantener un entorno favorable para el crecimiento de las plantas alrededor de ellas.

Zonificación: La zonificación, en un contexto amplio, consiste en la partición de una región geográfica en segmentos diversos de acuerdo con criterios específicos, tales como su potencial productivo, las características de las edificaciones autorizadas, la magnitud de una amenaza particular y el nivel de riesgo asociado. Si nos referimos a recursos naturales, la zonificación implica la clasificación de usos realizada dentro de las unidades territoriales en un distrito de manejo integrado, basándose en un análisis previo de sus aptitudes, características y cualidades abióticas, bióticas y antrópicas.

VI. BIBLIOGRAFÍA

- Aubin, I., Messier, C., & Boucharda, A. (2008). Can plantations develop understory biological and physical attributes of naturally regenerated forests? *Biological Conservation*, 141(10), 2461-2476. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.007>
- Aguirre, Z., Loja, A., Solano, C., & Aguirre, N. (2015). *Especies forestales más aprovechadas del sur del Ecuador*. Universidad Nacional de Loja.
- Ballester, A., Arias, A., Cobián, B., López-Calvo, E., & Viéitez-Cortizo, E. (2011). Estudio de potenciales alelopáticos originados por “*Eucalyptus globulus*” Labill., “*Pinus pinaster*” Ait. y “*Pinus radiata*” D. *Pastos* 12: 239-254
- Biblioteca del Congreso Nacional. (2017). Santa Juana reporte comunal. https://www.bcn.cl/siit/reportescomunales/comunas_v.html?anno=2017&idcom=8109
- Bielinis, E., Kwiatkowski, J., & Boiko, S. (2019). Identification of *Pinus sylvestris* clones with highest and lowest allelopathic potentials. *Baltic Forestry* 25: 52-58. <https://doi.org/10.46490/vol25iss1pp052>
- Bochet, J., Tormo, J., & García-Fayos P. (2010). How can we control erosion of roadslopes in semiarid Mediterranean areas? Soil improvement and native plant establishment. *Land Degradation and Development* 21:110-121. <https://doi.org/10.1002/ldr.911>
- Burger N. (2022). Efectos del megaincendio Las Máquinas del 2017 en bosques fragmentados de *Nothofagus glauca* en la Región del Maule. Tesis de Magíster. Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales.
- Bustamante Sánchez, M., Armesto, J., Bannister, J., González, M., Echeverría, C., & Smith-Ramírez, C. (2018). Restauración de Ecosistemas. En *Biodiversidad de Chile: Patrimonio y Desafíos* (Tercera Edición, Vol. II, p. 264). Ministerio del Medio Ambiente.
- Carlson, P. J., & R, M. A. (1990). *Establecimiento y manejo de prácticas agroforestales en la sierra ecuatoriana*. Red Agro-forestal Ecuatoriana. <https://books.google.cl/books?id=hci-PgAACAAJ>

- CONAF. (2019). Catastro de uso de suelo y vegetación (CONAF).
<https://www.ide.cl/index.php/flora-y-fauna/item/1513-catastros-de-uso-de-suelo-y-vegetacion>
- CONAF. (2022). Pauta de Prescripciones Técnicas – Programa de Protección Contra Incendios forestales.
<https://www.conaf.cl/wp-content/uploads/2013/02/Pauta-de-Incendios-versi%C3%B3n-4.1.pdf>
- CONAF. (2023). Estadísticas - Resumen nacional ocurrencia (número) y daño (superficie afectada) por incendios forestales 1964 – 2022 (Archivo de Excel).
<https://www.conaf.cl/incendios-forestales/incendios-forestales-enchile/estadisticas-historicas/>
- Dalmaso, A. (2010). Revegetación de áreas degradadas con especies nativas. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 45, 149-171.
- Del Moral, B. (2020). Propuesta de una metodología preliminar para la estimación de la huella erosiva en olivar. *Ciencias Ambientales*. Universidad de Jaén. Facultad de Ciencias Experimentales. 52.
- DeLuca, T., Aplet, G., Wilmer, B., & Burchfield, J. (2010). The Unknown Trajectory of Forest Restoration: A Call for Ecosystem Monitoring. *Journal of Forestry*. 108(6):288-295.
- De Vente, J., Poesen, J., Verstraeten, G., Govers, G., Vanmaercke, M., Van Rompaey, A., Arabkhedri, M., & Boix-Fayos, C. (2013). Predicting soil erosion and sediment yield at regional scales: Where do we stand? *Earth-Science Reviews*, 127, 16-29.
<https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.08.014>
- Demagnet, R. Pastizales de Chile. (2018). Facultad de Ciencias Agropecuarias y forestales. Universidad de la Frontera. 215 p.
- Di Stefano, C., Ferro, V., Burguet, M., & Taguas, E.V. (2016). Testing the long term applicability of USLE-M equation at a olive orchard microcatchment in Spain. *Catena* 147: 71-79.
- Díaz, M., Martín, A., González, S., & Carballas, T. 10 Pasos claves para recuperar los ecosistemas forestales quemados. (2018). Departamento de Bioquímica del Suelo, Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (IIAG-CSIC).

- Díaz-Triana, J., Torres-Rodríguez, S., Muñoz-P, L., & Avella-M, A. (2019). Monitoreo de la restauración ecológica en un bosque seco tropical interandino (Huila, Colombia) programa y resultados preliminares. *Caldasia* 41(1): 60-77.
- Dirección Meteorológica de Chile. (2023). Informe climatológico diario nacional. Dirección General de Aeronáutica Civil.
<https://climatologia.meteochile.gob.cl/application/diario/boletinClimatologicoDiario/actual>
- Donoso, C. (2015). Estructura y dinámica de los bosques del cono sur de América. Universidad Mayor. Oterra.
- Echeverría, C., Bustamante, E., & Morales, R. (2023). Manual de restauración ecológica de bosques nativos invadidos por aramo (*Acacia melanoxylon* R. Br.) en la Región del Biobío. Fondo de Investigación del Bosque Nativo de CONAF. Universidad de Concepción, Laboratorio de Ecología de Paisaje, Concepción. 51 p.
- Esquivel, J. (2020). Identificación de áreas para la recuperación de vegetación nativa afectada por megaincendio 2017, en la Región del Biobío: Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales, 30 p.
- FAO. (2021). Los bosques para la salud y el bienestar de los seres humanos - Fortalecimiento del nexo entre bosques, la salud y nutrición. (Forestry Working Paper). 2664-1313.
- Fernández, I., Morales San Martín, N., Olivares, L., Salvatierra, J., Gómez, M., & Montenegro, G. (2010). *Restauración Ecológica para Ecosistemas Nativos afectados por Incendios Forestales*.
<https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3191.0887>
- Frumkin, H. (2002). Urban Sprawl and Public Health. *Public health reports (Washington, D.C.: 1974)*, 117, 201-217.
<https://doi.org/10.1093/phr/117.3.201>
- Gann, G., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C., Johnson, J., Hallett, J., Eisenberg, C., Guariguata, M., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., & Dixon, K. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, 27, S1-S46.

- García-Ruiz, J. M., Beguería, S., Nadal-Romero, E., Gonzalez-Hidalgo, J., Lana-Renault, N., & Sanjuan, Y. (2015). A meta-analysis of soil erosion rates across the world. *Geomorphology*, 239. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.03.008>
- Geneletti, D., Orsi, F., Lanni, E., & Newton, A. C. (2011). Identificación de áreas prioritarias para la restauración de bosques secos. En A. C. Newton y N. Tejedor (Eds.), *Principios y práctica de la restauración del paisaje forestal: Estudios de caso en las zonas secas de América Latina* (290-327). UICN.
- González, M., Plascencia, F., & Martínez-Trinidad, T. (2016). Áreas prioritarias para restauración ecológica y sitios de referencia en la región Chignahuapan-Zacatlán. *Madera y bosques*, 22(2), 41-52. <https://doi.org/10.21829/myb.2016.2221323>
- González, M., Sapiains, R., Gómez-González, S., Garreaud, R., Miranda, A., Galleguillos, M., Jacques-Coper, M., Pauchard, A., Hoyos-Santillan, J., Vega, L., Lavín, F., Lara, A., Aldunce, P., Schneider, V., Arriagada, R., Ugarte, A., Sepulveda-Jauregui, A., Farias, L., García, R., & Castillo, I. (2020). Incendios forestales en Chile: causas, impactos y resiliencia.
- Gutiérrez, F. (2006). Estado de conocimiento de especies invasoras. Propuesta de lineamientos para el control de los impactos. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 156 p.
- Gutierrez, A., & Huth, A. (2012). Successional stages of primary temperate rainforests of Chiloé Island, Chile. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 14, 243-256. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2012.01.004>
- Hartig, T., Mitchell, R., de Vries, S., & Frumkin, H. (2014). Nature and Health. *Annual review of public health*, 35. <https://doi.org/10.1146/annurev-publhealth-032013-182443>
- IDE. (2016). DEM Alos Palsar Región del Biobío. <https://www.geoportal.cl/geoportal/catalog/download/d244d77db70735f2-bfe4-a39e80931d0a>
- IDE. (2019). Zonas climáticas de Chile según Köppen-Geiger escala 1:1.500.000.
- IPBES. (2019). Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Service of The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity

- and Ecosystem Services. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 1148 p.
<https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- Knapp, P. (1991). The response of semi-arid vegetation assemblages following the abandonment of mining towns in south-western Montana. *Journal of Arid Environments*, 20(2), 205-222.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0140-1963\(18\)30709-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0140-1963(18)30709-2)
- Kuo, M. (2015,). How Might Contact with Nature Promote Human Health? Promising Mechanisms and a Possible Central Pathway. *Frontiers in psychology*, 6, 1093. <https://doi.org/10.3389/fpsyg.2015.01093>
- Lara, A., Jones, J., Little, C., & Vergara, N. (2020). *Streamflow response to native forest restoration in former Eucalyptus plantations in south central Chile*.
<https://doi.org/10.22541/au.160157479.99029731>
- Lindheim, R., & Syme, S. (1983). Environments, people and health. *Annual Review of Public Health*, 4, 335- 339.
<https://doi.org/10.1146/annurev.pu.04.050183.002003>
- Locatelli, B., Homberger, J.-M., Ochoa-Tocachi, B., Bonnesoeur, V., Román-Dañobeytia, F., Drenkhan, F., & Buytaert, W. (2020). *Resumen de Investigación: Impactos de las zanjas de infiltración en el agua y los suelos*.
<https://doi.org/10.13140/RG.2.2.10334.36169>
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., & De Poorter, M. (2004). 100 de las Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database. 12 p.
- Luebert, F., & Pliscoff, P. (2017). Pisos vegetacionales de Luebert y Pliscoff 2017.
<https://www.geoportal.cl/geoportal/catalog/download/d9aca777-8e22-35ee96a1-c8cfe7d8019a>
- Martínez-Soto, J., Montero, M., López-Lena, M., De la Roca Chiapas, & J. M. (2016). Efectos psicoambientales de las áreas verdes en la salud mental. *Interamerican Journal of Psychology*, 50(2), 204-2014.
- McWethy, D. B., Schoennagel, T., Higuera, P. E., Krawchuk, M., Harvey, B. J., Metcalf, E. C., Schultz, C., Miller, C., Metcalf, A. L., Buma, B., Virapongse, A., Kulig, J. C., Stedman, R. C., Ratajczak, Z., Nelson, C. R., & Kolden, C. (2019). Rethinking resilience to wildfire. *Nature Sustainability*, 2(9), 797-804. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0353-8>

- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). Millennium Ecosystem Assessment synthesis report.:43.
- Ministerio de Agricultura. (2008). Ley Núm. 20283. Ley Sobre Recuperación Del Bosque Nativo Y Fomento Forestal Y Reglamentos. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. Santiago, Chile. 22 p.
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2003). Restauración de ecosistemas a partir del manejo de la vegetación. Guía metodológica. 98 p.
- Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Lara, A., & González, M. (2016). Native forest loss in the chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. *Regional Environmental Change* 17(1): 285-297. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-1010-7>
- Nahuelhual, L., Carmona, A., Lara, A., Echeverria, C., & González, M. (2012). Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape and Urban Planning*, 107, 12-20. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.04.006>
- Ordeix, M., Camprodon, J., & Ferreira, M. (2012). *Restauración y gestión ecológica fluvial. Un manual de buenas prácticas de gestión de ríos y riberas.*
- Orsi, F., Geneletti, D., & Newton, A. (2011, 03/01). Towards a common set of criteria and indicators to identify forest restoration priorities: An expert panel-based approach. *Ecological Indicators - ECOL INDIC*, 11, 337-347. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.001>
- Pérez-Quezada J., & Bown, H. (Eds.). (2015). Guía para la restauración de los ecosistemas andinos de Santiago. Santiago, Universidad de Chile-CONAF. 115 p.
- Pizarro, R., Sangüesa, C., Flores, J., Martínez, A., & Ponce, M. (2004). Revisión y análisis de prácticas tradicionales de conservación de aguas y suelos en zonas áridas y semiáridas de Chile Central. Chile. 111 p
- Primack, R., Rozzi, R., Feinsinger, P., Dirzo, R., & Massardo, F. (2001). *Fundamentos de Conservación Biológica. Perspectivas latinoamericanas.*
- Puig, CG., Reigosa, MJ., Valentão, P., Andrade, PB., & Pedrol, N. (2018). Unravelling the bioherbicide potential of *Eucalyptus globulus* Labill:

Biochemistry and effects of its aqueous extract. PLOS ONE 13(2).
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192872>

Ramírez, W., Aguilar-Garavito, M., & Cabrera, M. (2015). Monitoreo a procesos de restauración ecológica. In: Definición de objetivos, metas, indicadores y cuantificadores para el monitoreo a procesos de restauración ecológica (Aguilar-Garavito, M., Ramírez, W. ed): Instituto Alexander von Humboldt., 33-41.

Rands, M., Adams, W., Bennun, L., Butchart, S., Clements, A., Coomes, D., Entwistle, A., Hodge, I., Kapos, V., Scharlemann, J., Sutherland, W., & Vira, B. (2010). Biodiversity Conservation: Challenges Beyond 2010. Science (New York, N.Y.), 329, 1298-1303.
<https://doi.org/10.1126/science.1189138>

Romero, H., Azócar, G., Ordenes, F., Vásquez, A., & Toledo, X. (2004). Ecología urbana de las ciudades intermedias chilenas. Repositorio académico de la Universidad de Chile.

Sistema de Información Digital para Control de Operaciones (SIDCO). (2023). Causalidad de incendios forestales. CONAF.
<https://sidco.conaf.cl/reporte/ejecutar.php?reporte=causalidadincendiosm sess=m-reporte-index-20.37.16-64bdc7bc1dc6a>

Sorensen, M., Barzetti, V., Keipi, K., & Williams, J.R. (1998) Manejo de las áreas urbanas. Washington, D.C.: Inter-American Development Bank.

Tayupanta, J., Jorge. R. (1993). *La erosión hídrica: proceso, factores y formas*. Estación Experimental Santa Catalina, Departamento de Suelos.
<http://repositorio.iniap.gob.ec/jspui/handle/41000/271>

Tyrvanen, L., Bauer, N., & O'Brien, L. (2019). Impactos de los bosques en la salud y el bienestar humanos. pp. En: Salud humana y gestión forestal sostenible, (Europa B., ed). Zvolen.

Valdebenito, G., Hormazábal, M., & Álvarez, A. (2020). Obras de recuperación y conservación de suelo. En Instituto Forestal (INFOR), Desarrollo de un proyecto Piloto de Innovación Territorial en Restauración, para el sector de Peña Blanca, comuna de Pumanque, Región del Libertador Bernardo O'Higgins, para la recuperación de la actividad silvoagropecuaria y enfrentar futuros desastres provocados por incendios forestales. Fondo de Innovación para la Competitividad (FIA), Proyecto FIA PYT-2017-0732.
<http://bibliotecadigital.fia.cl/handle/20.500.11944/147888>

- Vargas-Ríos, O., Cano Castellanos, I., Cardona, A., Corredor Velandia, S., Díaz, A., Diaz, R., Díaz, J., Figueroa Cardozo, Y., León, O., Mora, J., Orozco, N., Trujillo, L., Pinzón-Pérez, L., Rodríguez, N., Sánchez-Tapia, A., Velasco-Linares, P., Parra, G., Bejarano, A., & Zamudio, N. (2007). *Guía Metodológica para la Restauración Ecológica del Bosque Altoandino*.
- Vargas, R., Francke, S., Tokugawa, K., & Masatoshi, M. (1998). Manual de Control de Erosión (1a ed.) CONAF.
- Viani, G., Barreto, T., Farah, F., Rodríguez, R., & Brancalión, P. (2018). Monitoring Young Tropical Forest Restoration Sites: How much to measure? *Tropical Conservation Science* 11: 1-9.
- Villagrán, C. (2018). Biogeografía de los bosques subtropical-templados del sur de sudamérica. Hipótesis históricas. *Magallania (Punta Arenas)*, 46, 27-48.
- Villar Sánchez, B., Tosquy Valle, O. H., López Salinas, E., Esqueda Esquivel, V. A., & Palacios Pola, G. (2013). Impacto de la pendiente y tres sistemas de producción sobre el escurrimiento, la erosión y el rendimiento de maíz. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 16(3), 497-504. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=93929595019>