



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA INDUSTRIAL

**APLICACIONES DE MODELOS DE OPTIMIZACIÓN PARA LA
PRESERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD FRENTE A INCENDIOS
FORESTALES**

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL INDUSTRIAL

RODRIGO ALFONSO MAHALUF RECASENS

PROFESOR GUÍA:
ANDRÉS WEINTRAUB POHORILLE

MIEMBROS DE LA COMISIÓN:
JAIME CARRASCO BARRA
HORACIO GILABERT PERALTA

Este trabajo ha sido parcialmente financiado por:
Fondecyt y Fondef

SANTIAGO DE CHILE
2022

RESUMEN DE LA MEMORIA PARA OPTAR
AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL INDUSTRIAL
POR: RODRIGO ALFONSO MAHALUF RECASENS
FECHA: 2022
PROFESOR GUÍA: ANDRÉS WEINTRAUB POHORILLE

APLICACIONES DE MODELOS DE OPTIMIZACIÓN PARA LA PRESERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD FRENTE A INCENDIOS FORESTALES

La sociedad humana depende de la salud de los ecosistemas (Wu, 2013), y la capacidad de resiliencia de estos, de la diversidad biológica que albergan (Folke et al., 2004). En la actualidad, las proyecciones en cuanto a la pérdida de biodiversidad producida por la actividad humana sugieren que estamos frente a la sexta extinción masiva en la historia de nuestro planeta (Chapin Iii et al., 2000). Además, tanto el cambio climático de origen antrópico como el actuar del ser humano han desestabilizado los regímenes de incendios alrededor del mundo. Los datos permiten deducir que el número, tamaño y severidad de grandes incendios han aumentado (Calkin, Gebert, Jones, y Neilson, 2005; Leite, Bento-Gonçalves, Vieira, y da Vinha, 2015), así como las muertes y costos de supresión asociados a éstos (Stephens et al., 2014). Lo anterior significa un riesgo importante, tanto para la sociedad humana (Johnston, 2009), como para la biodiversidad en la Tierra (Keeley, Bond, Bradstock, Pausas, y Rundel, 2011; Keeley, van Mantgem, y Falk, 2019). A pesar de la gran cantidad de herramientas existentes cuyo objetivo es, o bien gestionar el paisaje para la conservación de la fauna, o enfrentar incendios, a la fecha, no se tiene conocimiento de aplicaciones que aborden ambos temas de forma conjunta.

Un mecanismo para mitigar el efecto incontrolable de los incendios y al mismo tiempo proteger nuestras comunidades y la diversidad biológica de nuestros ecosistemas, es la gestión del combustible forestal. Así, en esta tesis se propone una metodología de analítica avanzada que integra simulación estocástica de incendios, modelos de distribución de especies animales y modelos de optimización para asignar cortafuegos sobre un paisaje, con el fin de volverlo más resistente a incendios y así proteger la biodiversidad que lo compone.

Esta solución fue testeada sobre un paisaje real de la Región de La Araucanía de Chile, utilizando los modelos combustibles del sistema de comportamiento del fuego KITRAL y observaciones reales de aves y mamíferos de la base de datos de la Infraestructura Mundial de Información en Biodiversidad ([Global Biodiversity Information Facility, GBIF](#)).

La metodología aquí propuesta, demostró que es posible localizar cortafuegos en el paisaje, de tal manera que sus efectos destructivos sobre el hábitat —debido a la remoción total de la vegetación— son compensados y superados por su efecto protector ante futuros incendios. En concreto, fue posible reducir las pérdidas esperadas de biodiversidad producto de incendios forestales hasta en un 30 %, a través del tratamiento de sólo un 1 % del paisaje.

*A mis padres, Ximena y Jorge.
A mi hija, Clara, y a la compañera de mi vida, Beatriz.*

Un Abrazo de amor y vida

Agradecimientos

Gracias a la vida; a su infinita novedad y misterio; por poner en mi camino y en mi historia a tantas personas maravillosas que me han hecho crecer y me han permitido llegar hasta aquí.

Le doy gracias a mis padres por el amor que me han entregado y por apoyarme tanto económica como emocionalmente en mis aventuras personales y académicas. Agradezco también y enormemente, a la compañera de mi vida, Beatriz, y a mi hija, Clara, por el amor con aroma a pan que me brindan cada día, y porque sin ellas no estaría incursionando en temas tan apasionantes y relevantes como el de esta tesis: fuego y vida.

Agradezco también a mi profesor guía, Andrés Weintraub y co-guías, Jaime Carrasco y Fulgencio Lisón, por todo el apoyo que me han brindado; especialmente a Jaime Carrasco por confiar en mis capacidades y trabajo, y por animarme y comprenderme constantemente en mi rol de estudiante, profesional y padre.

Agradezco nuevamente a la vida, de la que todos somos parte, por darle a las generaciones que hoy pisamos esta tierra, el desafío y la tremenda oportunidad de regenerar nuestro planeta, y transformar así la desesperanza, tan extendida hoy en día, en gozo, amor y vida.

Tabla de Contenido

1. Introducción	1
1.1. Fuego y vida en la Tierra: unión indisoluble	1
1.2. Objetivo general	4
1.2.1. Objetivos específicos	4
2. Zona de estudio	5
2.1. Aspecto antrópico	7
2.2. Topografía	7
2.3. Clima y meteorología	8
2.4. Vegetación	8
2.5. Fauna y observaciones de aves	10
2.6. Incendios Históricos	11
2.7. Métricas del Paisaje	12
3. Analítica avanzada para estudiar biodiversidad e incendios	14
3.1. Metodología	15
3.2. Módulo de Biodiversidad	16
3.2.1. Modelo de Distribución de Especies	16
3.2.2. Índices de Biodiversidad	19
3.3. Módulo de Fuego	23
3.3.1. Modelo de Ignición	23
3.3.2. Simulación de Incendios: Cell2Fire + KITRAL	24
3.3.3. Métrica de periodización: DPV	26
3.4. Módulo de Optimización: localización óptima de cortafuegos	28
3.5. Módulo de Evaluación	31
4. Resultados y discusión	33
5. Conclusiones	37
5.1. Proximos pasos	37
Bibliografía	40
Anexos	47
A. Zona de estudio	47
A.1. Vegetación	47
A.2. Fauna y Observaciones de aves	49
A.3. Métricas del paisaje	51

B.	Biodiversidad e incendios desde la inteligencia artificial	52
B.1.	Modelo de distribución de especies	53
B.2.	Modelo de Ignición	53
B.3.	Simulación de Incendios: Cell2Fire	54

Índice de Tablas

2.1.	Las 10 especies con más observaciones en la zona de estudio.	11
2.2.	VARIABLES explicativas utilizadas tanto en el modelo de distribución de especies, como en el modelo de ignición.	13
3.1.	Porcentaje(%) de cada índice según el tipo de cobertura dominante en cada celda. Las coberturas de nubes (clouds) y humedales (wetlands) no se incluyen porque tienen 0.0% de cada índice.	20
A.1.	Coberturas de suelo (Zhao) en la zona de estudio, a celdas de 30m×30m. . . .	47
A.2.	Pisos Vegetacionales	48
A.3.	Tipos de combustible presentes en la zona de estudio, según la nomenclatura del sistema KITRAL, a una resolución de 100m×100m, ordenadas por el porcentaje del paisaje que cubre.	48
A.4.	Número de registros de mamíferos por especie, ordenados de forma decreciente. . . .	49
A.5.	Número de registros de aves por especie, ordenados de forma decreciente. . . .	50
B.1.	Tipos de combustibles del sistema de fuego KITRAL y sus parámetros de comportamiento del fuego asociados.	54

Índice de Ilustraciones

2.1.	Caracterización del área de estudio. Se muestran algunas variables de mayor resolución en el paisaje: Elevación, Combustibles, Distancia camino. Así como los puntos para el entrenamiento de los modelos utilizados (de ignición y especies).	6
2.2.	Flora y fauna icónica de la zona de estudio: a) <i>Araucaria araucana</i> , b) <i>Lenga</i> , c) <i>Tortosa</i> , d) <i>Carpintero negro</i> , e) <i>Loro Choroy</i> , f) <i>Chucao</i> , g) <i>Zorro culpeo</i> y h) <i>Monito del monte</i> .	10
3.1.	Esquema de la metodología utilizada.	15
3.2.	Ilustración del funcionamiento de los cascos convexos (CH), envolturas elípticas (EE) y el <i>CHE-approach</i> .	18
3.3.	Distribución de los distintos índices de biodiversidad según las coberturas del paisaje, considerando sólo las celdas con predicciones.	21
3.4.	Mapa del Índice Combinado (Combined Index Map, CIM) con colores por cuartiles y su relación con las coberturas de suelo y presencia de caminos.	22
3.5.	Mapa de probabilidad de ignición (IPM).	24
3.6.	Árbol de propagación del fuego (Fire Propagation Tree, FPT) de una simulación cualquiera. Se muestra también la velocidad de propagación (Rate of Spread, ROS) en metros por minuto.	25
3.7.	BPM del paisaje sin tratamiento, junto con el histograma de las hectáreas quemadas por simulación.	26
3.8.	R árboles de propagación se combinan en un Multidígrafo: El Árbol de Propagación Global, para calcular el DPV que se utilizará en el modelo de optimización.	28
3.9.	Mapa de DPV.	29
4.1.	Comparación de los BPM generados luego de la aplicación de un esquema aleatorio v/s el esquema óptimo de tratamiento.	33
4.2.	Comparación de los BPM generados luego de la aplicación de un esquema aleatorio v/s el esquema óptimo de tratamiento.	34
4.3.	Asignación óptima de cortafuegos con $\beta = 0$ y $\alpha = 1\%$.	35
4.4.	Valor de la función objetivo, del NPE y la pérdida esperada después de tratamiento (ELAT), como fracción de la pérdida esperada del paisaje antes de tratamiento (ELBT), en función de β , con $\alpha = 1\%$ constante.	36
5.1.	Algunos ejemplos de medidas de retención de agua tomadas del trabajo de Kravčík et al. (2009) y Doherty et al. (2015).	39
B.1.	% del espacio explicado por cada componente principal (barras) y acumulado (línea).	53
B.2.	Matriz de confusión del modelo de ignición.	53

B.3.	Evolución del máximo, promedio , c) desviación estándar y d) mínimo de la probabilidad de quema según el número de simulaciones. Se puede Observar una estabilización de todas los gráficos después de la simulación 500 aproximadamente.	55
------	---	----

Capítulo 1

Introducción

1.1. Fuego y vida en la Tierra: unión indisoluble

Nuestro planeta es el único conocido donde ocurren incendios, justamente porque es el único donde existe la vida (Scott, Bowman, Bond, Pyne, y Alexander, 2013). De hecho, sin oxígeno, la gran mayoría de los seres vivos que conocemos no podrían existir, y tampoco lo podría hacer el fuego. Este requiere de tres elementos fundamentales: combustible, oxígeno y calor (Scott et al., 2013). Los primeros dos elementos de esta tríada son productos de la vida en sí misma. En otras palabras, no habría fuego sin vida en este planeta.¹

Fueron los organismos vivos —en particular los organismos fotosintéticos— los que cambiaron la composición de la atmósfera, oxigenándola (llevándola de una partícula por millón de oxígeno, al 21 % de la actualidad (Margulis y Sagan, 1986)) y volviéndola, por lo tanto, inflamable; y son ellos también el combustible que aviva las llamas (Scott et al., 2013). Todo cuanto se quema es, o deriva de organismos que están o estuvieron vivos; ya sea un árbol en medio de un bosque, o un pedazo de leña; carbón, petróleo o gas natural².

Y no es sólo el fuego quien depende de la vida. . . son muchos los ecosistemas y organismos que dependen del fuego (Beckage, Platt, y Panko, 2005; Scott et al., 2013; Kelly et al., 2020). De hecho, a través de ajustes evolutivos, el fuego y los seres vivos en nuestro planeta (incluyendo a los seres humanos) se han moldeado mutuamente, generando una armoniosa co-dependencia. No obstante, en los últimos siglos esta armonía se ha roto, generando cambios sustantivos en los regímenes de incendios —determinados por patrones de tipo, frecuencia, intensidad y magnitud de los incendios— alrededor del mundo (Leite et al., 2015). Estos cambios pueden desencadenar procesos erosivos y destructivos a nivel ecológico, produciendo cambios abruptos en los ecosistemas (Davis et al., 2019; Godfree et al., 2019), que amenazan tanto la diversidad biológica en la Tierra (Keeley et al., 2011, 2019) como la salud humana, a través de la erosión, pérdida de hábitat, liberación de material particulado y gases de efecto invernadero (Johnston, 2009).

¹ En el sol tampoco hay fuego. En sí, el fuego es una reacción química exotérmica oxidativa, que requiere de una fuente de calor inicial (fuente de ignición), combustible y, valga la redundancia, oxígeno. Lo que ocurre en el sol es una reacción por entero diferente. Es una reacción nuclear, no química, en la cual los átomos de hidrógeno se fusionan debido a alta presión. Esta fusión es muchísimo más exotérmica que la reacción química que conocemos como “fuego”.

² El carbón y el petróleo son los vestigios de los seres vivos que habitaron este planeta hace millones de años atrás, mientras que el gas natural es un subproducto de este.

A pesar de que muchos animales que son capaces de influir en el comportamiento del fuego y los regímenes de incendios (Foster et al., 2020), ninguno es tan influyente en ellos como el ser humano (Scott et al., 2013). Los seres humanos domesticaron el fuego hace al menos 1,42 millones de años atrás (S. R. James et al., 1989) AGREGAR QUE NO ES EL HOMO SAPIENS, y como únicos seres sobre la Tierra que lo han hecho, se han transformaron en la fuente más abundante de incendios en este planeta (Scott et al., 2013).

Desde entonces, muchas culturas lo han utilizado para modificar armoniosamente sus ecosistemas. Tanto así, que cuando algunas de estas comunidades indígenas han sido desplazadas o se les ha prohibido el uso del fuego, se han visto distintos efectos negativos, como la extinción de mamíferos (IUCN, 2019), la transformación del tipo de vegetación (Fletcher, Hall, y Alexandra, 2021), y el declive de especies endémicas (Holz, Wood, Ward, Veblen, y Bowman, 2020). No obstante, y a pesar de esta capacidad de gestionar armónicamente el fuego, la actividad humana conjunta de los últimos dos siglos, ha sido la principal forzante del cambio precipitado de los regímenes de incendios, a través del cambio climático, el cambio de uso de suelo (Kelly et al., 2020; Canadell et al., 2021) y el uso de prácticas de manejo del fuego inapropiadas (como el cambio de las prácticas indígena en Australia por las técnicas europeas (Holz et al., 2020)).

Una de estas formas inapropiadas de manejo del fuego ha sido el intento que se ha hecho en las últimas décadas de excluir totalmente el fuego de los ecosistemas (Stephens et al., 2014). Este enfoque se ha considerado como una de las tres causas principales de los mega-incendios en la actualidad (Stephens et al., 2014), puesto que genera la acumulación progresiva del combustible forestal, provocando las condiciones ideales para que, bajo un escenario climático extremo, se produzcan estos fenómenos. De hecho, los datos actuales sobre incendios forestales sugieren que el número, tamaño y severidad de grandes incendios están aumentando (Calkin et al., 2005; Leite et al., 2015), así como las muertes humanas y costos de supresión asociados a estos (Stephens et al., 2014).

Este fue el caso, por ejemplo, de Estados Unidos, donde el 98 % de los incendios son apagados antes de que alcancen las 120 ha, pero el 2 % restante (es decir, los incendios que sobrepasa las capacidades de contención) que ocurre en condiciones climáticas extremas, son mucho más intensos, y generan el 97 % de los costos totales de supresión (Finney, 2005). Todo esto ha llevado a muchos especialistas a plantear la necesidad de un cambio de paradigma en la gestión de incendios (Dunn, Thompson, y Calkin, 2017; Moritz et al., 2014; Moreira et al., 2020; Stephens et al., 2014), para pasar de la exclusión de los mismos, a su gestión a partir considerando las dinámicas ecológicas correspondientes, lo que ha llevado, incluso, a la re-introducción del fuego como herramienta de manejo (como lo hacían algunas comunidades indígenas), a través de las quemas prescritas (Kelly et al., 2020).

Por todo esto, entender cómo restaurar el balance natural entre seres vivos e incendios es de vital importancia científica, no sólo para proteger a nuestras sociedades y a la vida en su conjunto (por su valor intrínseco), sino también porque la sociedad humana depende de la salud de los ecosistemas (Wu, 2013), y estos últimos de la diversidad biológica que los compone para su resiliencia (Folke et al., 2004). Además, las proyecciones actuales de pérdida de biodiversidad producida por la actividad humana sugieren que se está enfrente de la sexta extinción masiva en la historia de nuestro planeta (Chapin Iii et al., 2000). También y más

aún, es urgente porque la evidencia reciente muestra que el cambio climático está afectando los regímenes de fuego y viceversa, formando así un ciclo de retroalimentación positiva (Doerr y Santín, 2016; Moritz et al., 2014).

A pesar de esta situación, como ya se ha dicho, los regímenes de incendios pueden ser modificados intencional y adecuadamente a través de la gestión apropiada de la vegetación y las coberturas de suelo de los paisajes antes de que estos ocurran (Amiro, Stocks, Alexander, Flannigan, y Wotton, 2001; Cheney, Gould, y Catchpole, 1993). Típicamente, estas actividades (de ahora en adelante, tratamientos) pueden incluir cortafuegos, quemas prescritas, talas, raleos, podas o una combinación de las mismas (North et al., 2015). El tratamiento del combustible tiene por objetivo reducir la severidad y la velocidad de propagación (Rate of Spread, ROS) de los incendios, a través de la reducción de la carga de combustible o su fragmentación en el paisaje. Además, esto disminuye la intensidad del fuego y el largo de las llamas, facilita y abarata el control una vez que los incendios están en curso (Ager, Vaillant, y Finney, 2010; Héon, Arseneault, y Parisien, 2014). No obstante, la ubicación de estos tratamientos en el paisaje no es una tarea sencilla, pues pueden perturbar de forma negativa el hábitat de las especies que viven o frecuentan el área que se desea tratar. Por otro lado —como se mencionó más arriba—, no intervenir el paisaje puede aumentar su susceptibilidad a incendios, haciéndolos incluso más severos que los que se darían en otro caso, teniendo así un impacto ecológico a futuro aún mayor, a causa de la pérdida de hábitat, alimento, refugio y aumento del riesgo de depredación (Scott et al., 2013; Chia et al., 2016; Bassett et al., 2015). Por lo tanto, es deseable que la asignación de estos tratamientos se haga de forma estratégica; justo en zonas con gran influencia sobre la propagación del fuego (Schmidt, Taylor, y Skinner, 2008) y que no signifiquen una gran pérdida de hábitat, para así no afectar en demasía el nicho ecológico de las especies que co-habitan el paisaje (Loudermilk et al., 2014).

En las últimas tres décadas, varias herramientas computacionales han sido desarrolladas para abordar diferentes aspectos del tratamiento de combustibles vegetales, motivados primordialmente por la amenaza que significan los incendios sobre las vidas humanas, la infraestructura y otros recursos. Estas herramientas han tomado en consideración restricciones de presupuesto y demanda comercial por madera, entre otras (Ager, 2005; Chung, 2015; Pais, Carrasco, Martell, Weintraub, y Woodruff, 2021). Los modelos propuestos en la literatura se han distinguido por sus consideraciones espaciales; desde sitios individuales hasta ecosistemas completos e incluso incluyendo la interfaz urbano-rural (Wildland-Urban Interface, WUI) (Finney y Cohen, 2003). Algunos modelos operan sobre las condiciones inmediatas (uso operativo) mientras otros permiten realizar planes por varias décadas (uso táctico o estratégico) (Acuna, Palma, Cui, Martell, y Weintraub, 2010; González-Olabarria y Pukkala, 2011).

A pesar de esto, muy pocos casos han considerado medidas para la conservación de la vida silvestre (He, Lamont, y Pausas, 2019; Chung, 2015). De hecho, se encontraron muy pocos estudios que explícitamente integren objetivos de conservación de la biodiversidad y decisiones de manejo preventivo de incendios. Rachmawati, Ozlen, Hearne, y Reinke (2018) propuso un modelo de Programación Entera-Mixta (Mixed-Integer Programming, MIP) que puede asignar de forma óptima tratamientos de combustibles mientras conserva la disponibilidad de hábitat para la fauna. Los autores abordaron la necesidad de generar un paisaje más fragmentado (para volverlo menos vulnerable a incendios) mientras se preserva cierto nivel de conectividad

del hábitat. No obstante, el modelo se testeó en un paisaje hipotético, compuesto por una grilla de 100 celdas, con una única especie vegetal y también una única especie animal. Además, no se incorporó una simulación espacial explícita del comportamiento del fuego. De todas maneras, presenta un avance teórico importante al abordar exitosamente dos objetivos que parece contrapuestos. León, Reijnders, Hearne, Ozlen, y Reinke (2019) propone mejoras al modelo antes mencionado, incorporando direcciones de propagación de incendios entre celdas vecinas y usando un paisaje más grande y heterogéneo, aunque tampoco utilizó un paisaje real ni incorporó simulaciones de incendios.

Balancear exitosamente el tratamiento de combustibles y la conservación de la biodiversidad es un desafío que deben enfrentar quienes gestionan paisajes propensos a incendios alrededor del mundo (S. E. James y T M'Closkey, 2003; Haslem et al., 2011; Ucitel, Christian, y Graham, 2003). Esta tesis es una prueba de concepto que busca demostrar que *es posible disponer múltiples cortafuegos de forma estratégica sobre un paisaje, para que la pérdida de hábitat que estos provocan se vea compensada y superada por su efecto protector ante futuros incendios*. El objetivo principal de este trabajo es definir la distribución óptima de cortafuegos (corto-plazo) en el paisaje para modificar el régimen de incendios de un paisaje real, así reducir la pérdida esperada de la biodiversidad producto de los efectos directos del fuego sobre el hábitat. Se propone una metodología que integra simulaciones de incendios, predicciones de nichos ecológicos, optimización y métricas de priorización para la localización óptima de cortafuegos en cualquier paisaje real.

1.2. Objetivo general

Definir la distribución óptima de cortafuegos en un paisaje real, para reducir los efectos del actual régimen de incendios sobre la distribución potencial de la biodiversidad.

1.2.1. Objetivos específicos

1. Construir una representación detallada de un paisaje real, en este caso, de tres comunas de la Región de La Araucanía.
2. Considerar la distribución potencial de las aves³ que habitan el paisaje, a partir de observaciones reales y utilizando modelos predictivos.
3. Asignar un valor de biodiversidad a cada celda del paisaje, a partir de las distribuciones potenciales generadas con antelación.
4. Considerar el comportamiento del fuego sobre el paisaje a través de simulaciones estocásticas espacialmente explícitas, basadas en la ocurrencia histórica de incendios en la zona a estudiar.
5. Calcular métricas de priorización que consideren tanto el comportamiento del fuego como el valor ecológico del paisaje.
6. Implementar un modelo de optimización que asigne cortafuegos de forma estratégica, de tal manera que sus efectos negativos sobre el hábitat sean compensados y superados por su efecto protector sobre el mismo.

³ Inicialmente este trabajo consideraría aves y mamíferos, pero debido a la escasa disponibilidad de datos de estos últimos, fueron excluidos de este estudio.

Capítulo 2

Zona de estudio

El bosque lluvioso templado chileno es conocido por su gran biodiversidad, por lo que ha sido considerado entre los hotspots de biodiversidad más relevantes del mundo (Mittermeier et al., 2005). No obstante, debido al cambio de uso de suelos para la producción agrícola y forestal, así como producto de la expansión urbana y demográfica, esta zona se ha visto cada vez más amenazada. Sumado a estas amenazas, se encuentra también la de los incendios forestales cada vez más frecuentes, que sin la intervención humana tendrían una frecuencia muchísimo más baja en este tipo de ecosistemas. Esto debido a que, a diferencia de otros ecosistemas, prácticamente no hay rayos durante los veranos (Mooney, 1977) —la mayor causa de incendios de origen no-antrópico (Scott et al., 2013)—, lo que deja a las erupciones volcánicas como principales fuentes de incendios de origen no-antrópico (Mooney, 1977). Esto implica que este ecosistema se ha adaptado a regímenes de incendios de muy baja frecuencia. En otras palabras, y considerando que para este trabajo no se encontró documentación sobre el uso del fuego por parte de las comunidades humanas pre-colombinas, la evolución de los ecosistemas de la zona de estudio, al menos hasta hace 200 años atrás, tenía un régimen de incendios de baja frecuencia, causados principalmente por erupciones volcánicas.

Lamentablemente, la frecuencia de los incendios ha cambiado drásticamente en esta zona. De hecho, el 99,7% de los incendios forestales que ocurren en Chile son causados de forma intencional o por negligencias humana (González, Gómez-González, Lara, Garreaud, y Díaz-Hormazábal, 2018). Esta es una gran amenaza, no sólo para el bosque templado chileno, sino también para todos los seres vivos que lo habitan o que dependen de su salud ecológica, para subsistir; la sociedad humana inclusive.

Con la intención de que la metodología desarrollada en esta tesis tenga relevancia y un potencial uso concreto, se busca implementarla en un pasaje real que: *i*) contenga remanentes del bosque templado lluvioso chileno, *ii*) que esté amenazado por incendios más frecuentes y extensos, *iii*) que sea de una extensión relevante pero que al mismo tiempo no exceda la capacidad computacional a la que se tiene acceso y *iv*) que tenga la mayor cantidad de datos disponibles para caracterizar el paisaje y los nichos ecológicos de las aves que lo habitan.

De esta manera, la zona seleccionada para este estudio es el territorio comprendido por las comunas de Villarrica, Pucón y Curarrehue, en la Región de la Araucanía. Según los datos de CONAF, de las regiones de las cuales se tienen datos para caracterizar el paisaje (esto es, desde Valparaíso a Los Lagos), la Región de La Araucanía es la segunda con el

mayor aumento de incendios entre 2015 y 2020 (con 51 incendios adicionales en promedio por año), sólo superada por el Maule (con 86 incendios adicionales en promedio por año). No obstante, la primera es la región con más observaciones de mamíferos en la base de datos de la Infraestructura Mundial de Información en Biodiversidad ([Global Biodiversity Information Facility, GBIF](#))⁴.

Consecuentemente, dentro de esta región, el área de las tres comunas seleccionadas, pese a que cubre sólo un 12% de la superficie regional, cuenta con un cuarto del total de las observaciones de aves y mamíferos en la región. Además, del área total del paisaje seleccionado (3,710 km²), la mayor parte está cubierta por bosque nativo (55,2%).

Todo esto, además del alto flujo de turistas en la temporada de incendios (de diciembre a marzo), hace que esta zona sea espacialmente interesante para aplicar metodología desarrollada en esta tesis. A continuación se describen detalladamente los distintos factores considerados para caracterizar el paisaje y las fuentes de información utilizadas.

En la Figura 2.1 se muestra la zona de estudio, junto con alguna de las variables utilizadas para caracterizarla, como los caminos, masas lacustres, ciudades, elevación, tipos de combustible vegetal, y datos históricos de ocurrencia de especies e incendios para el posterior entrenamiento de los distintos modelos que describen más adelante, en el capítulo 3.1. A continuación se describen en detalle los distintos factores o aspectos considerados para caracterizar el área a estudiar.

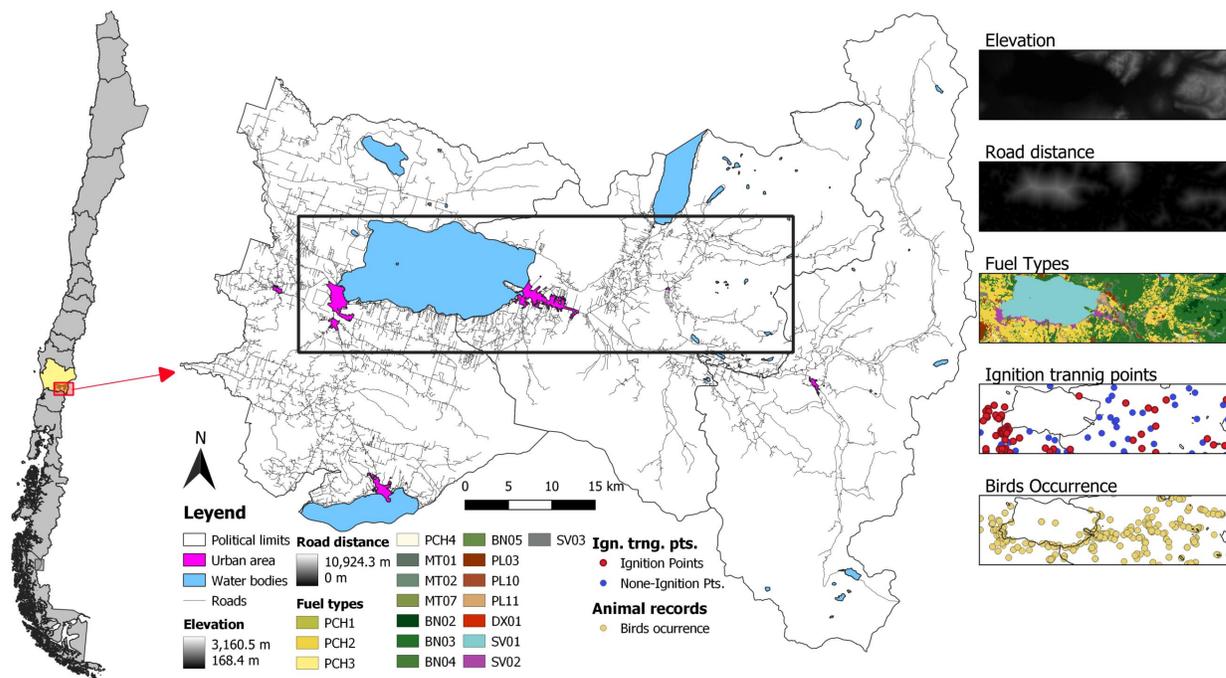


Figura 2.1: Caracterización del área de estudio. Se muestran algunas variables de mayor resolución en el paisaje: Elevación, Combustibles, Distancia camino. Así como los puntos para el entrenamiento de los modelos utilizados (de ignición y especies).

⁴ Nótese que, a pesar de que se seleccionó una zona con gran cantidad de observaciones, las observaciones de mamíferos fueron insuficientes para aplicar la metodología que se describe más adelante.

2.1. Aspecto antrópico

Debido a que los regímenes actuales de incendios tienen como principal fuente de igniciones a la actividad humana, este será el aspecto más relevante a la hora de caracterizar y modelar los patrones de igniciones en el área de estudios. Por otra parte, dado que la base de datos de GBIF está construida a partir de observaciones y registros ciudadanos, la accesibilidad a las distintas zonas del paisaje por parte de las personas será un factor determinante de dónde y qué animales sean registrados.

Aproximadamente 92 mil personas viven en este lugar durante el año, de las cuales un 38 % vive en zonas rurales y un 62 % en áreas urbanas. La comuna con mayor ruralidad es Curarrehue, con 5.213 (70 %) de sus habitantes viviendo en dicha situación, mientras que en el caso de Villarrica y Pucón sólo un 34 % y 36 % de su población habita en zonas rurales, respectivamente. Pese a que el Instituto Nacional de Estadísticas (INE) distingue 7 áreas urbanas relevantes en la zona, la mayor parte de la población urbana se concentra en sólo tres de ellas: Villarrica ($\sim 33\%$), Pucón ($\sim 15\%$) y Licanray ($\sim 3\%$).

Por otro lado, esta zona cuenta con lugares de difícil acceso, con una distancia máxima al camino más cercano de 11 km y a la ciudad más cercana de 43 km. De la extensión total de caminos registrados por el INE en la zona (119 millones de km), sólo 44 millones de km están clasificados (37,2 %) de los cuales, 20 millones (45 %) corresponden a caminos secundarios y 11 millones (25,3 %) a huellas.

Por último, debido a su gran atractivo turístico esta zona tiene un gran flujo de turistas en la temporada de incendios, lo cual puede ser un factor relevante de riesgo, producto de que, como ya se ha mencionado, casi todos los incendios forestales son de origen antrópico.

2.2. Topografía

La topografía es un aspecto importantísimo de cualquier paisaje. Esta tiene influencia preponderante en los flujos de agua y viento sobre el paisaje, así como del sombreado del mismo (sombra en las laderas de orientación sur y exposición permanente al sol durante el día de las laderas de orientación norte). Así, la topografía es un factor determinante de la vegetación y el comportamiento del fuego (Scott et al., 2013). Simultáneamente, debido a esto último, la topografía también será decisiva para determinar el hábitat de las especies en el paisaje.

Según los datos obtenidos a través de [Google Engine](#), el paisaje se caracteriza por una topografía accidentada, con la Cordillera de Los Andes cruzando de norte a sur, por el Este del área de estudio. La elevación promedio es de ~ 830 metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m.) y un máximo de 3.160m.s.n.m. en la cúspide del Volcán Lanín (ubicación $39^{\circ}37'5''$ sur, $71^{\circ}29'5''$ oeste). Por otro lado, respecto a la pendiente del lugar, se distinguen dos zonas: i) La Cordillera, con grandes pendientes, donde la más escarpada se encuentra en la ladera norte del Cerro Quinquilil (o también conocido como Colmillo del Diablo, ubicado en $39^{\circ}30'22''$ sur, $71^{\circ}35'35''$ oeste), y ii) el “valle”, donde en el centro se encuentra el Lago Villarrica, con pendientes mucho menos pronunciadas.

2.3. Clima y meteorología

Evidentemente el clima juega un papel relevante a la hora de caracterizar el hábitat de las especies en el paisaje. Además, los regímenes de precipitaciones y temperaturas tienen un efecto directo sobre el contenido de humedad foliar y del suelo, y debido a que el fuego no sólo requiere de combustible para propagarse, sino que además de que esté lo suficientemente seco. Estos dos factores, tienen un efecto considerable en el comportamiento del fuego (Scott et al., 2013).

Según Kotttek, Grieser, Beck, Rudolf, y Rubel (2006), la Región de La Araucanía posee un clima templado-cálido, con veranos secos⁵ y cálidos ($> 22^{\circ}\text{C}$). A pesar de esta denominación, es relevante destacar que las lluvias no se detienen durante el verano, sino que disminuyen por debajo de los 40 mm.

Más específicamente, según los datos del Atlas de Riesgo Climático (ArClim) —cuya resolución es de $5\text{km} \times 5\text{km}$ —, la temperatura anual promedio oscila entre los 0° y 14°C ; las temperaturas más bajas se encuentran en la Cordillera de Los Andes, mientras que las más altas se registran en medio del Lago Villarrica. De igual manera, la evapotranspiración es mínima en la Cordillera y máxima en el Lago Villarrica, con valores de 1,65 y 2,73 mm respectivamente. Por otra parte, las precipitaciones anuales promedio varían entre 1.835 y 4.104 mm, donde la mínima se encuentra en las zonas más norteñas, mientras la máxima se encuentra en la zona más sur-este y en la cima del Volcán Villarrica. Por el contrario, la humedad relativa es mínima en la cima del este volcán (66%) y máxima en medio del lago que lleva el mismo nombre (76%).

Por otro lado, los registros de la **estación meteorológica de Pucón**, ubicada dentro de la zona de estudio ($39^{\circ}21'22''$ sur, $71^{\circ}46'6''$ oeste), muestran que la velocidad del viento varía entre los 1.8 km/hr y los 20.9 km/hr, mientras que la dirección del viento es predominantemente sur-este (entre $112,5^{\circ}$ y $157,5^{\circ}$) durante el día y nor-oeste (entre $292,5^{\circ}$ y $337,5^{\circ}$) durante la noche.

2.4. Vegetación

El fuego puede ser descrito como una fotosíntesis inversa. En la fotosíntesis la luz, el dióxido de carbono y el agua se unen para generar la estructura rica en carbohidratos de las plantas, con el oxígeno como subproducto. Químicamente esto se puede expresar como:



De izquierda a derecha, la Eq. 2.1 representa la fotosíntesis (menos la respiración), mientras que de manera inversa representa la oxidación de la materia orgánica (Berner, Beerling, Dudley, Robinson, y Wildman, 2003), es decir, el fuego.

La vegetación no sólo será de utilidad para describir el comportamiento del fuego, sino

⁵ Kotttek et al. considera que un clima es de “verano seco” si se cumple que $P_{smin} < P_{wmin}$, $P_{wmax} > 3 \cdot P_{smin}$ y $P_{smin} < 40$ mm. Donde P_{smin} y P_{wmin} son las precipitaciones mínimas durante el verano y el invierno respectivamente, mientras que P_{wmax} denota las precipitaciones máximas del invierno.

también para determinar los potenciales nichos ecológicos de las aves que habitan el paisaje.

Para esto se utilizaron 3 caracterizaciones distintas de la vegetación del área de estudio.

1. El trabajo de Zhao et al. (2016) —una caracterización de coberturas de suelo desde la Región de Valparaíso a la Región de Los Ríos a una resolución de 30m×30m—, fue utilizada para realizar las predicciones de nicho ecológico para cada especie, debido a su resolución (más detalles de la metodología en la sección 3.2.1).
2. El Catastro de Bosque Nativo 2014 de la Corporación Nacional Forestal (CONAF) (“71755 09.Región de La Araucanía Actualización 2014” disponible en <https://sit.conaf.cl>), fue utilizada para elaborar el mapa de combustibles del paisaje siguiendo la nomenclatura del sistema de combustibles KITRAL (Pedrera y Julio, 1999).
3. Y los pisos vegetacionales de Luebert y Pliscoff(2017), para una caracterización más cualitativa de la zona de estudio.

Según la caracterización de Zhao et al. (2016), la mayor parte del área de estudio está cubierta por bosque nativo (55,2%), seguido por pastizales (19,51%) y matorrales (11,37%). Para más detalles ver TabA.1. Esto concuerda a grandes rasgos con el Catastro CONAF, según el cual el área de estudio está dominada por Bosque Nativo Denso (37,6%, código BN03), Pastizales Mesomórficos Ralos (19,5%, PCH2), Formaciones Dominadas por Araucarias (9,7%, BN02) y Bosque Nativo de Densidad Media (7,9%, BN04). Para más detalles, véase la Tab. A.3.

Nótese que entre la cobertura de Bosque Nativo Denso, de Densidad Media y Formaciones Dominadas por Araucarias suman un 55,2% del paisaje, lo que es consistente con respecto a la cobertura de bosque nativo establecida por Zhao et al. (2016). Lo mismo ocurre cuando se compara la cobertura de Pastizales Mesomórficos Ralos, del catastro de CONAF, con los Pastizales de Zhao et al. (2016).

Por otra parte, respecto a la composición más específica de la vegetación, según los pisos vegetacionales de Luebert y Pliscoff Luebert y Pliscoff, la zona de estudio está predominantemente compuesta por bosque caducifolio templado (31,68%) y templado andino (50,08%). Con menor preponderancia se encuentran zonas de bosque resinoso templado andino (10,23%) y matorral bajo templado andino (6,52%). Por último el bosque siempre verde templado andino cubre sólo un 1,35% del paisaje, en tanto que las zonas sin vegetación ocupan únicamente el 0,13% de la superficie (ver Tab. A.2).

Esta zona destaca por su gran presencia de *Araucaria araucana* —razón por la cual gran parte de su superficie forma parte de la Reserva Biosfera Araucarias—, así como de 5 diferentes especies de *Nothofagus* (de un total de 9 presentes en Sudamérica). Entre las especies de *Nothofagus* presentes en la zona, destaca la Lengua (*Nothofagus pumilio*) por ser la especie de la familia de las notofagáceas más común del bosque templado andino patagónico. A nivel del matorral destaca la Tortosa (*Discaria chayane*).

2.5. Fauna y observaciones de aves

Lo primero que se podría pensar es que sólo los incendios tienen influencia sobre el hábitat de los animales silvestres (y que además este efecto sería siempre negativo). Lo cierto es que, no sólo los incendios afectan el hábitat y a las poblaciones de animales (tanto en el corto como el mediano plazo), sino que estos últimos, al modificar su hábitat, también tienen efectos sobre los regímenes de incendios (tanto en el mediano como el largo plazo) (Scott et al., 2013; Foster et al., 2020). No obstante, dado que el alcance de esta las soluciones que busca generar esta tesis es de corto-plazo, sólo se consideran los efectos inmediatos del fuego sobre el hábitat, dejando los efectos de mediano o largo plazo.

Debido a su gran porción de cobertura de bosque nativo, esta zona cuenta también con gran diversidad de aves y mamíferos. Entre estos destacan el Carpintero negro (*Campephilus magellanicus*), el Loro choroy (*Enicognathus leptorhynchus*), el Chucao (*Scelorchilus rubecula*), y el Zorro culpeo (*Lycalopex culpaeus*), el Monito del monte (*Dromiciops gliroides*) y la Huiña (*Leopardus guigna*).

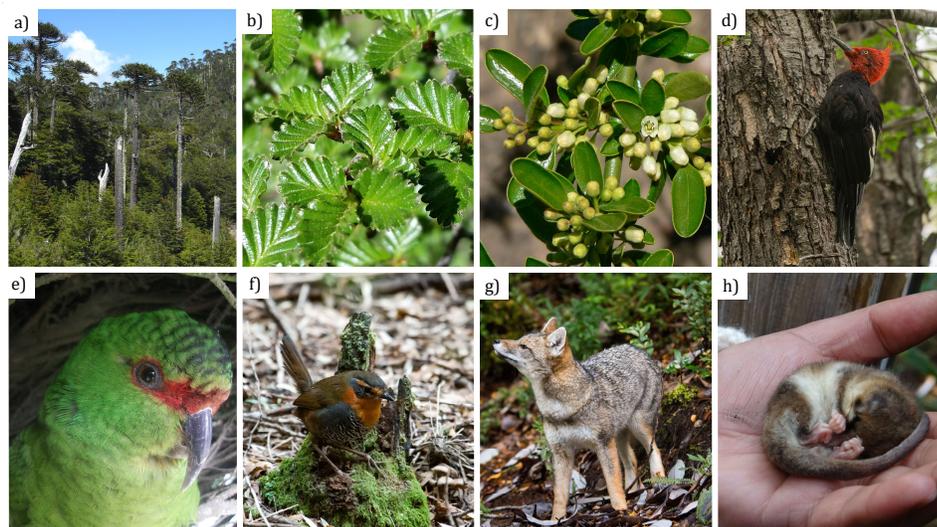


Figura 2.2: Flora y fauna icónica de la zona de estudio: a) *Araucaria araucana*, b) *Lenga*, c) *Tortosa*, d) *Carpintero negro*, e) *Loro Choroy*, f) *Chucao*, g) *Zorro culpeo* y h) *Monito del monte*.

Pese a esto, para efectos de este trabajo la documentación respecto a la presencia de especies de modo general en la zona no es suficiente. Para poder generar métricas a nivel de celda en el paisaje, fue necesario utilizar observaciones georreferenciadas reales de aves y mamíferos. Para esto se utilizó la base de datos de GBIF, ya mencionada en acápite anteriores.

En esta base de datos y sobre la zona de estudio, se encuentran sólo 20 especies de mamíferos (todas con 3 o menos registros. Más detalles en la Tab. A.4) y 164 especies de aves,

con un promedio de 38 observaciones por especie, aunque la mitad de las especies tiene menos de 15 observaciones, mientras que la especie con más observaciones (el *Milvago chimango* o Tiuque) cuenta con 265 registros. Debido a la escasa cantidad de observaciones de mamíferos (menos de 30), no es deseable utilizarlas en modelo de Aprendizaje de Máquina (Machine Learning, ML) —utilizados para predecir el nicho ecológico de cada especie y descritos en detalle en la sección 3.2.1—, puesto que tan pocos datos hacen difícil distinguir datos atípicos (outliers) y aumentan el riesgo de subajuste.

Debido a la forma en que se construye esta base de datos, y en realidad la forma en que se toma registro de la naturaleza en general, es de esperarse un gran sesgo de “accesibilidad”, en términos geográficos y de avistamiento de especies “raras” o “en peligro”. Este sesgo ocurre porque para poder registrar la naturaleza, alguien tiene que *llegar a ella*, en otras palabras, no se pueden tener registros de especies o zonas a las que se puede acceder y, evidentemente, se tendrán más registros de aquellas zonas o especies de más fácil acceso. Esto es algo que ocurre a nivel mundial (Hughes et al., 2021) y que se retomará en el capítulo 5.

Tabla 2.1: Las 10 especies con más observaciones en la zona de estudio.

Nombre científico	Nombre común	# obs.
<i>Milvago chimango</i>	Tiuque	265
<i>Theristicus melanopis</i>	Bandurria austral	250
<i>Vanellus chilensis</i>	Tero	243
<i>Elaenia albiceps</i>	Fiofío cristiblanco	188
<i>Aphrastura spinicauda</i>	Rayadito	184
<i>Tachycineta leucopyga</i>	Golondrina Chilena	174
<i>Turdus falcklandii</i>	Zorzal patagónico	164
<i>Sephanoides sephanoides</i>	Picaflor Chico	146
<i>Troglodytes aedon</i>	Chercan	145
<i>Scelorchilus rubecula</i>	Chucao	143

2.6. Incendios Históricos

Dadas las condiciones climáticas, las características de la vegetación y la ausencia de rayos durante los veranos (Mooney, 1977), los ecosistemas de la Región de La Araucanía, no son naturalmente propensos a incendios. Sin embargo, como ya se ha mencionado, sí ocurren incendios forestales en esta zona, pero principalmente por causas antrópicas. Comparativamente con el resto de la región, los incendios en la zona de estudio son menos frecuentes y extensos, aunque debido al cambio climático y la mega-sequía que enfrenta desde 2010 (Garreaud et al., 2020), se prevé un aumento en la cantidad y severidad de grandes incendios.

Para determinar la ubicación, cantidad, extinción y duración de los incendios en el área de estudio, se utilizaron los datos que provee CONAF, entre 2003 y 2013. Durante este periodo, sólo se registraron 161 igniciones (lo que equivale sólo a un 1,5% del total de igniciones en la Región de Región de la Araucanía), quemando un total de 2,8 km² (equivalente al 0,5% del área quemada al año en la misma región). Dado lo anterior, y aunque los registros de

igniciones sí serán utilizados para entrenar el Modelo de Ignición que se describirá en la sección 3.3.1, para el estudio del comportamiento del fuego se consideraron los registros de incendios de más de 5 ha en toda la Región de la Araucanía, no sólo aquellos ocurridos en la zona de estudio. Esto se realiza dado el aumento probable de la frecuencia e intensidad de incendios en el área estudiada.

Antes de entrar en detalle sobre la metodología utilizada, es relevante destacar que el trabajo realizado comenzó por la construcción de la base de datos. Esta originalmente considera 71 variables diferentes —sin incluir el mapa de combustibles— algunas de las cuales son directamente tomadas de otras bases de datos (como las descritas hasta este momento), aunque la mayoría fueron calculadas a partir de las coberturas de suelo de Zhao et al. (2016), que están a una resolución de $30\text{m} \times 30\text{m}$.

2.7. Métricas del Paisaje

Para generar variables numéricas en vez de categóricas para caracterizar el paisaje y capturar sus características topológicas (como la cohesión de cada tipo de cobertura, por ejemplo), se calcularon 9 métricas distintas a resolución de $100\text{m} \times 100\text{m}$ utilizando el paquete de R, *LandscapeMetrics* (Hesselbarth, Sciaini, With, Wiegand, y Nowosad, 2019), a partir de las coberturas de suelo de Zhao et al. (2016).

Debido a que la diferencia de resolución de las coberturas de suelo y la base de datos construida para este trabajo no es mucha ($30\text{m} \times 30\text{m}$ y $100\text{m} \times 100\text{m}$ respectivamente), la variabilidad de las métricas resultantes, en la mayoría de los casos, no fue suficiente como para describir adecuadamente el paisaje. De hecho, al momento de seleccionar las 10 variables que mejor explican el área de estudio (ver Tab. 2.2), sólo dos de las 9 métricas del paisaje calculadas fueron seleccionadas. Esta selección se realizó según los siguientes 3 criterios: *i*) cobertura del paisaje, *ii*) mayor coeficiente de variación, *iii*) cantidad de valores diferentes y *iv*) preservando aquellas variables con una correlación menor (estricto) a 0,7 entre las variables seleccionadas.

Es por esto que aquí sólo se describen las métricas seleccionadas, mientras las demás se pueden ver en Métricas del paisaje. A continuación se describe el índice de cohesión de parches y el índice de diversidad de Simpson:

1. **Índice de cohesión de parches:** este índice, que puede tomar valores entre 0 y 1 (sin incluir ninguno de los dos), caracteriza la conectividad de los parches pertenecientes a una misma clase, i , dentro de una celda del paisaje; se utiliza para saber que tan juntos o aislados están. Es por esta razón que este índice da información sobre la configuración topológica del paisaje. Este índice se aproxima a cero si los parches de una clase están más aislados entre sí, y se aproxima a 1 cuando están más agregados.

Matemáticamente, este índice se define como:

$$COHESION(i) = 1 - \left(\frac{\sum_j p_{ij}}{\sum_j p_{ij} \sqrt{a_{ij}}} \right) \cdot \left(1 - \frac{1}{\sqrt{Z}} \right)^{-1} \cdot 100 \quad (2.2)$$

Donde p_{ij} es el perímetro en metros y a_{ij} es el área en metros cuadrados del parche j

de la clase i , y Z es el número total de parches, independiente de su clase.

2. **Índice de diversidad de Simpson:** este índice, que puede tomar valores entre 0 y 1 (sin incluir este último), también es un índice de diversidad, que se puede interpretar como la probabilidad de que al seleccionar dos píxeles al azar, estos pertenezcan a la misma clase. Este índice tiene un valor de cero, cuando sólo existe una clase dentro de la celda y se aproxima a 1 cuando el número de clases aumenta manteniendo proporciones igualmente distribuidas. Matemáticamente se define como:

$$SIDI = 1 - \sum P_i^2 \quad (2.3)$$

Donde P_i es la proporción de la clase i en la celda.

Tabla 2.2: Variables explicativas utilizadas tanto en el modelo de distribución de especies, como en el modelo de ignición.

Código	Descripción
d2city	Distancia (en metros) de la celda a la ciudad más cercana.
demMN	m.s.n.m. promedio dentro de una celda.
natForest_cohesion	Índice de cohesión de bosque nativo.
d2road	Distancia (en metros) de la celda al camino más cercano.
pp_hist	Precipitación acumulada anual promedio histórico.
grass_cohesion	Índice de cohesión de pastizal.
slopeMN	Pendiente promedio.
Total_p	Número de personas por hectárea.
shrubs_cohesion	Índice de cohesión de matorral
sidi	Índice de diversidad de Simpson

Todos estos aspectos del paisaje —su clima, topografía, vegetación, presencia de aves; su historia reciente de incendios y la influencia humana sobre éste— serán considerados cuantitativamente en el siguiente capítulo, a través de una metodología que integra modelos Análisis Convexo, ML, simulaciones de incendios y modelos de optimización para generar esquemas de cortafuegos de forma estratégica, que permitan proteger el hábitat de las aves dentro de la zona estudiada.

Capítulo 3

Analítica avanzada para estudiar biodiversidad e incendios

Desde finales del siglo XX, el uso de herramientas como modelos de ML, optimización, predicción y simulación, se han vuelto cada vez más populares y utilizados en los campos de la ecología y los incendios forestales. Diversas herramientas computacionales como OptFuels (Jones, 2011; Jones, Chung, Bramel, Solutions, y Butler, 2014), ArcFuels (Vaillant y Ager, 2014), CanFire (de Groot, 2012), Prometheus (Tymstra, Bryce, Wotton, Taylor, y OB., 2010) y Cell2Fire (Pais, Carrasco, Martell, et al., 2021), se han desarrollado y utilizado para gestionar paisajes y combatir incendios.

Por otro lado, en el campo de la ecología se han utilizado modelos de ML para predecir nichos ecológicos (Elith y Burgman, 2002), así como distintos modelos de optimización se han utilizado para diseñar áreas protegidas y planificar su implementación a lo largo del tiempo considerando restricciones presupuestarias, de cohesión de hábitat y múltiples necesidades de las distintas especies que se buscan proteger (Billionnet, 2021). También se han utilizado modelos predictivos, no solo para predecir nichos ecológicos, sino también para estudiar el impacto de los incendios forestales sobre los mismos (Banza et al., 2019; Calhoun et al., 2022; Chia et al., 2016; Legge et al., 2022; Driscoll et al., 2021).

No obstante, y pese a la cada vez más relevante preocupación sobre el aumento de los incendios y la disminución progresiva de la biodiversidad en nuestro planeta, son pocas las aplicaciones que se han desarrollado para estudiar y abordar activamente ambos fenómenos de forma integral. Como ya se ha mencionado, los pocos estudios que se han encontrado que buscan proteger la diversidad biológica de incendios forestales, se limitan a trabajar sobre situaciones hipotéticas y no consideran la propagación del fuego a través de simulaciones espacialmente explícitas (Rachmawati et al., 2018; León et al., 2019)

A continuación se presenta la metodología utilizada en este trabajo, que busca justamente, hacerse cargo de la brecha antes mencionada. Esta metodología integra *i*) modelos predictivos de distribución de especies, *ii*) métricas de agregación, *iii*) modelos de ML para predecir igniciones, *iv*) simulaciones estocásticas y espacialmente explícitas de incendios, *v*) métricas de priorización y *vi*) modelos de optimización para diseñar paisajes resistentes a incendios cuyo principal objetivo es proteger la diversidad biológica que en estos se encuentra.

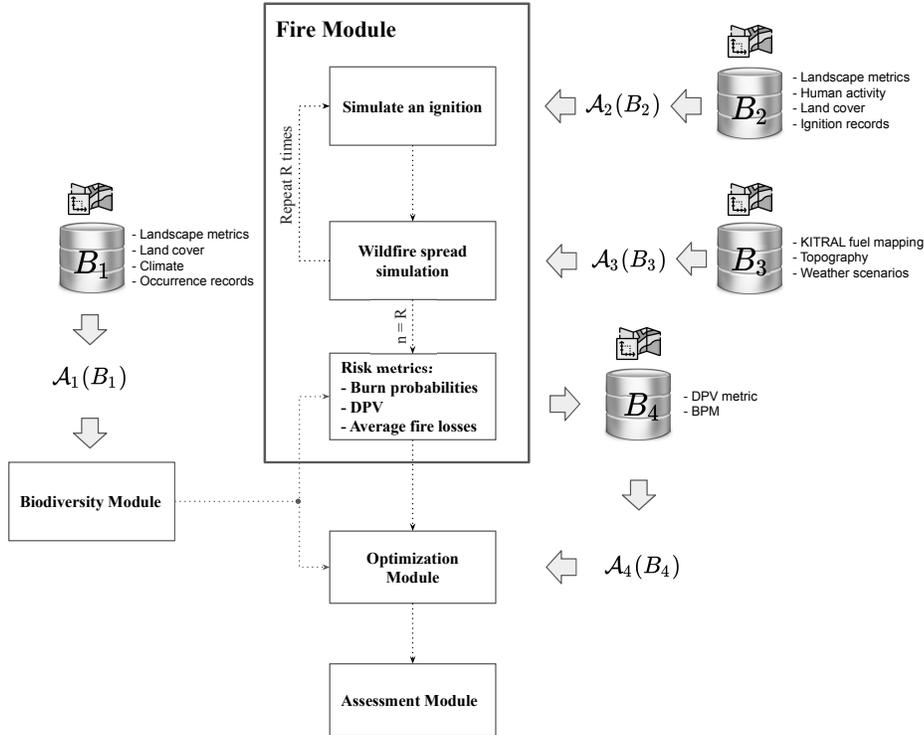


Figura 3.1: Esquema de la metodología utilizada.

3.1. Metodología

Para abordar la protección de las aves expuestas a incendios forestales desde un enfoque de Inteligencia Artificial (Artificial Intelligence, AI), se propone una metodología compuesta de 4 módulos (ver Fig. 3.1). Para facilitar su comprensión se utiliza la letra B para denotar a las bases de datos y la letra \mathcal{A} para denotar algoritmos. De esta manera, y como se muestra en la figura, los tres módulos la metodología son los siguientes:

1. Módulo de Biodiversidad: a partir de una representación grillada del paisaje y registros de sólo-presencia de aves con más de 30 observaciones, se genera un mapa de distribución potencial para cada especie usando ML (ver Modelo de Distribución de Especies). Posteriormente, estos mapas se agregan a través de métricas de biodiversidad a nivel de cada celda del paisaje (ver Índices de Biodiversidad). Estos índices de biodiversidad serán utilizados posteriormente en el módulo de optimización, pues representarán el valor a proteger de incendios en el paisaje.

En concreto la base de datos (B_1) de este módulo está compuesta por las 10 variables que mejor explican el paisaje (ver Tab. 2.2) junto con los registros de sólo presencia de la base de datos del GBIF. El algoritmo (\mathcal{A}_1), por otro lado, está compuesto por dos etapas. La primera es la estimación de la distribución probable de las aves utilizando el Modelo de Distribución de Especies descrito en la sección 3.2.1, y el segundo es el

cálculo de los Índices de Biodiversidad descritos en la sección 3.2.2.

2. Módulo de Fuego: este módulo tiene por objetivo incorporar la dinámica espacial de los incendios, y consta de tres etapas. La primera es la simulación de una ignición en base a un mapa de probabilidad de ignición (Ignition Probability Map, IPM), el cual se genera utilizando ML (\mathcal{A}_2 , descrito en Modelo de Ignición) sobre la misma representación del paisaje que en el módulo anterior, pero con la diferencia de que se usan datos de ocurrencia y no-ocurrencia de incendios para entrenar este modelo (B_2). Luego, a partir de esta ignición, se simula un la propagación de un incendio utilizando el simulador Cell2Fire (\mathcal{A}_3 , descrito en Simulación de Incendios: Cell2Fire + KITRAL). Esta requiere tanto de una representación de los combustibles y la elevación del paisaje, así como de la meteorología, y su evolución hora a hora (B_3). Finalmente, una vez realizadas $n = R$ simulaciones estocásticas, se calcula un Mapa de Probabilidad de Quema (Burn Probability Map, BPM), e integrando los resultados de módulo de biodiversidad, un mapa de Valor de Protección Aguas Abajo (Downstream Protection Value, DPV).
3. Módulo de Optimización: utilizando un mapa de biodiversidad en particular, el mapa del DPV y el BPM, desarrollados en el los módulos anteriores (B_4), se procede a resolver un MIP (\mathcal{A}_4 , descrito en Módulo de Optimización: localización óptima de cortafuegos) con el cual se genera, bajo ciertas restricciones, una asignación estratégica de cortafuegos en el paisaje, buscando minimizar las perdidas totales (aquellas debido al tratamiento en sí y aquellas producto de los incendios que ocurrirán de igual manera después de aplicar el tratamiento).
4. Módulo de Evaluación: finalmente, para evaluar las soluciones generadas por el modelo de optimización, se vuelven a realizar simulaciones de incendios sobre el paisaje modificado, con el fin de estudiar la capacidad que tuvo un esquema de tratamiento en particular para disminuir la pérdida esperada de biodiversidad producto de incendios forestales, tomando también en consideración las pérdidas que el tratamiento en sí mismo genera (ver Módulo de Evaluación).

A continuación se describe en detalle cada uno de los elementos de la metodología descritos, brevemente, en los párrafos anteriores.

3.2. Módulo de Biodiversidad

3.2.1. Modelo de Distribución de Especies

Para poder incorporar la biodiversidad en la metodología propuesta en este trabajo, es necesario asignar un valor numérico a cada celda del paisaje que la represente. No obstante, sólo se tienen 5.286 observaciones repartidas en 725 celdas diferentes del paisaje, es decir, sólo un hay un 0,2% de las celdas del paisaje con observaciones. De utilizar estos datos sin más, cualquier resultado sería fútil, no sólo por que matemáticamente las presencias y el valor a proteger serían irrelevantes, sino que las observaciones son, por decirlo de alguna manera, una cota mínima del hábitat de las especies a considerar. Es por esto que para tomar en consideración no sólo los lugares donde fueron avistadas las distintas especies, sino también su hábitat potencial, se utilizó el Modelo de Distribución de Especies (Species Distribution Model, SDM) propuesto por [Carrasco, Lison, Jimenez, y Weintraub \(2022\)](#). Este es un modelo

de análisis convexo que los investigadores acuñaron *CHE-approach*, por ser una combinación de dos modelos clásicos de ML aplicados a SDM: cascos convexos (Convex Hulls, CH) y envolturas elípticas (Elliptic Envelope, EE).

Este enfoque fue seleccionado por tres principales razones: i) preservan las virtudes y supera algunas de las desventajas de los CHs y EEs, ii) preserva la interpretabilidad clásica de los CH y EE, y iii) es consistente con la definición de nicho ecológico de Hutchinson (Hutchinson, 1957).

- i) Los CHs se definen como el poliedro de volumen mínimo que encierra todas las observaciones de una especie, lo que lo hace extremadamente sensible a valores atípicos. Además, por construcción, los CH resultantes para un conjunto de datos dado, son fijos y únicos, por lo que no permite distinguir entre distintos niveles de confianza (Blonder et al., 2018), ni tampoco la idoneidad de sus predicciones (Cerdeira et al., 2018). Por otro lado, las EEs sí permiten considerar distintos niveles de confianza, pero son parámetros⁶ y, por lo tanto, asumen una respuesta simétrica a los límites ambientales de las especies, lo que en muchas ocasiones no se ajusta al nicho real de las mismas (Austin, 1987), llevando normalmente a generar una sobrestimación del nicho ecológico. El enfoque CHE resuelve estos problemas utilizando un EE para definir un nivel de confianza y dejar fuera a los datos atípicos, para luego aplicar en las observaciones que quedan dentro de este un CH y así ajustar mejor la topología del nicho de cada especie.
- ii) Debido a que el enfoque CHE es una composición de CHs y EEs, este hereda su interpretación.
- iii) Hutchinson define un nicho ecológico como un hipervolumen n-dimensional, donde las dimensiones representan variables ambientales y recursos que permiten el modo de vida y la persistencia de un individuo o especie (Hutchinson, 1957). Esto, claramente, se cumple con el enfoque CHE puesto que es un hipervolumen que se construye a partir de otros hipervolumenes (los CHs y EEs).

Para ilustrar el funcionamiento del *CHE-approach*, en la Fig. 3.2 se muestra un ejemplo de cómo funciona cada uno de los modelos mencionados anteriormente. Se puede ver en **A**, que el CH sobrestima el nicho ecológico debido a su hipersensibilidad antes datos atípicos; en **B** se ve que el EE, a pesar de dejar a los datos atípicos fuera del nicho estimado, también genera una sobre estimación puesto que no se ajusta a su topología; por último, en **C** se ve que, gracias a la combinación de CH y EE, el *CHE-approach* es capaz tanto de hacerse cargo de los datos atípicos, como de ajustarse mejor a la topología del nicho ecológico que se desea estimar.

Para poder utilizar este modelo se definió un mínimo de 30 registros por especie y un nivel de confianza de un 95 %. Esto significó que 109 especies de aves (ver Tab. A.5) quedaran fuera del análisis. Así, el SDM se aplicó sólo sobre 55 especies de aves, equivalente a un 30 % del total de las especies presentes en la base de datos. Además, el espacio de 10 variables (ver Tab. 2.2) se redujo a 4 componentes principales para la implementación del SDM, que explican 75.7 % (Fig. B.1) de la variabilidad del conjunto de datos (B_1).

⁶ Esto significa que el modelo ajusta los parámetros que describen una elipse n-dimensional para predecir los nichos potenciales.

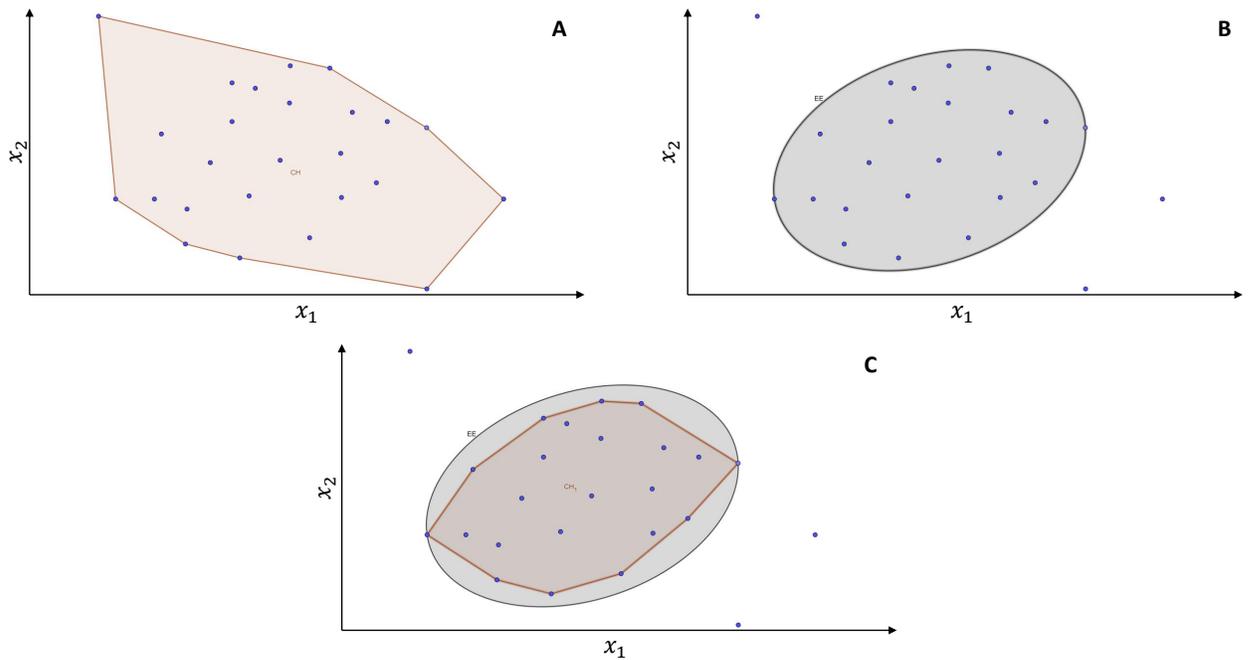


Figura 3.2: Ilustración del funcionamiento de los cascos convexos (CH), envolturas elípticas (EE) y el *CHE-approach*.

Gracias a lo descrito anteriormente, se logró predecir un total de 2.774.961 presencias (a partir de 5.286), sobre un total de 156.332 celdas (42% de las celdas de la zona estudiada con presencias). Es decir, se logró aumentar en 525 veces la cantidad de presencias y en 216 veces la superficie del paisaje con al menos una observación.

A pesar de estos resultados, es extremadamente relevante tener en consideración los sesgos que tiene este modelo y los SDM en general. En primer lugar, como todo modelo de AI, los resultados dependen, en gran medida, de los datos de entrada que utilicen. Esto es especialmente relevante en el caso de los SDM, pues las observaciones y lo que sabemos del mundo animal depende, necesariamente, de nuestra capacidad de acceder a este, lo cual se denomina “sesgo de acceso”. Como se demuestra en el trabajo de [Hughes et al. \(2021\)](#), este sesgo es inevitable. En segundo lugar, y aunque es evidente, estos resultados no pueden capturar los nichos de las especies que no fueron consideradas (por no tener observaciones suficientes, por ejemplo). Es por esta razón que se plantea que los resultados de los SDM deben ser tomados como hipótesis, sobre todo si no son contrastados con datos independientes con una granularidad y extensión relevantes para el caso ([A. Lee-Yaw, L. McCune, Pironon, y N. Sheth, 2021](#); [Elith y Burgman, 2002](#)). También se podrían validar los resultados a través de un panel de expertos, como en el estudio de [Chia et al. \(2016\)](#).

De hecho, a pesar de que algunas especies tenían observaciones dentro de reservas nacionales y áreas protegidas, éstas fueron insuficientes para ser reflejadas por el modelo, ya sea porque se tomaron como valores atípicos, o bien, porque corresponden a observaciones de especies con menos de 30 registros. Esto también ocurre con las especies con algún grado de vulnerabilidad, pues ninguna de estas pudo ser incluida en este trabajo por falta de observaciones. Ambas situaciones pueden tener su origen en el sesgo de accesibilidad ([Hughes et al., 2021](#)), así como también en la *rareza* de las especies en cuestión, debido a que mientras más

raras, por definición, son más difíciles de observar, y por lo tanto es de esperar que tengan menos registros. Cabe destacar que la rareza puede deberse, no solo a lo escurridiza o huidiza de una especie, sino también a la cada vez menor cantidad de individuos de la misma, como es el caso de las especies con algún grado de vulnerabilidad.

Evidentemente, estos sesgos serán *heredados* por cualquier método que utilice estos resultados como insumo. A pesar de que esta tesis es una prueba de concepto, este sesgo se debe tener presente en los segmentos sucesivos de este trabajo y en los resultados del mismo.

3.2.2. Índices de Biodiversidad

Con el objetivo de estudiar la pérdida esperada de biodiversidad producto de futuros incendios forestales, se utilizaron las predicciones realizadas con la metodología descrita en el acápite anterior para calcular los índices de biodiversidad por celda descritos por [Lisón y Sánchez-Fernández\(2017\)](#). Estos índices son: el índice de Riqueza, Rareza, Vulnerabilidad e índice Combinado. Cada uno de estos índices se calculó para cada celda del paisaje con al menos 1 presencia predicha. Todas las observaciones de la base de datos original fueron dejadas fuera de este análisis.

Se define S como el conjunto de especies del paisaje y $S_j \subseteq S$ como el conjunto de especies presentes en la celda j . El conjunto de celdas que representa el paisaje será denotado por \mathcal{N} y $\mathcal{N}_s \subseteq \mathcal{N}$ denotará el subconjunto de celdas donde se encuentra la especie $s \in S$. A continuación se presenta una breve descripción de cada uno de los índices de biodiversidad calculados en este trabajo.

Índice de Riqueza: este índice es simplemente el total de especies que están presentes en una celda dada, $j \in \mathcal{N}$. Así, matemáticamente, este índice se define simplemente como:

$$Ric(j) = |S_j| \quad (\text{Riqueza})$$

Índice de rareza: la rareza de una especie $s \in S$ es el inverso de la cantidad de celdas donde se predijo su presencia, es decir, $1/|\mathcal{N}_s|$. Esto significa que mientras menos celdas cuenten con la presencia de una especie, más rara será. Luego, el índice de rareza de una celda $j \in \mathcal{N}$ es, simplemente, el promedio de la rareza de las especies que están presentes en ella. Por lo tanto, su expresión matemática es la siguiente:

$$Rar(j) = \frac{10^4}{|S_j|} \cdot \sum_{s \in S_j} \frac{1}{|\mathcal{N}_s|} \quad (\text{Rareza})$$

Dado que el número de celdas donde puede estar presente una especie es de hasta 117.624 —es el caso de *Aphrastura spinicauda* o Ralladito común—, este índice está multiplicado por un factor de escala (10^4), que tiene por objetivo mejorar su legibilidad.

Índice de Vulnerabilidad: la vulnerabilidad de una especie $s \in S$, denotada por v_s , se obtiene a partir de la categoría de vulnerabilidad que le corresponde según la clasificación de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (International Union for Conservation of Nature, IUCN). Esto es: v_s tendrá un valor de 1 si es que la especie no tiene

clasificación o es de *preocupación menor*; se tendrá $v_s = 2$ si la especie tiene categoría de *amenazada*; $v_s = 3$ si esta es considerada *vulnerable*; $v_s = 4$ si la especie está *en peligro*; y $v_s = 5$ si está *en peligro crítico*. Al igual que con el Índice de Rareza, el Índice de Vulnerabilidad de una celda $j \in \mathcal{N}$, es el promedio de la vulnerabilidad de las especies que están presentes en ella. De esta manera, su expresión matemática es la siguiente:

$$Vul(j) = \frac{1}{|S_j|} \cdot \sum_{s \in S_j} v_s \quad (\text{Vulnerabilidad})$$

El Índice Combinado: este índice integra los tres anteriores. En particular, la riqueza está expresada de forma implícita en la sumatoria, $\sum_{s \in S}$.

$$Comb(j) = 10^4 \cdot \sum_{s \in S_j} \frac{v_s}{|\mathcal{N}_s|} \quad (\text{Combinado})$$

Al igual que en el caso del Índice de Rareza, y por la misma razón, este también lleva un factor de escala.

Considerando sólo las observaciones predichas, y como se puede ver en la Tab. 3.1, la mayor parte del valor de cada índice se encuentra en las celdas que tiene predominancia de bosque nativo y pastizales. No obstante, dado que el bosque nativo cubre un 55,2% del paisaje y los pastizales un 19,15%, la *densidad del valor* de cada índice es, en promedio, 1,8 veces mayor en los pastizales que en el bosque nativo (2,5 veces mayor para el índice Combinado; 1,6 para el de Rareza; 1,9 para el de Riqueza y 1,3 veces mayor para el de Vulnerabilidad).

Por otro lado, en la Fig. 3.3, se puede observar que el tanto el promedio como la varianza —representada por el ancho de la caja— de cada índice es mayor en terrenos impermeables, terrenos agrícolas, pastizales y plantaciones de coníferas que en bosque nativo.

Tabla 3.1: Porcentaje(%) de cada índice según el tipo de cobertura dominante en cada celda. Las coberturas de nubes (clouds) y humedales (wetlands) no se incluyen porque tienen 0.0% de cada índice.

Cobertura de suelo	Combinado	Rareza	Riqueza	Vulnerabilidad
Bosque nativo	45.79	52.35	51.86	56.68
Pastizales	38.96	28.90	33.50	25.24
Matorral	5.23	6.20	5.38	6.48
Agua	4.51	8.59	4.00	7.88
Plantaciones de coníferas	3.00	2.31	3.22	2.42
Cultivos agrícolas	1.72	1.10	1.45	0.90
superficies impermeables	0.69	0.41	0.50	0.27
Terrenos estériles	0.09	0.13	0.08	0.15

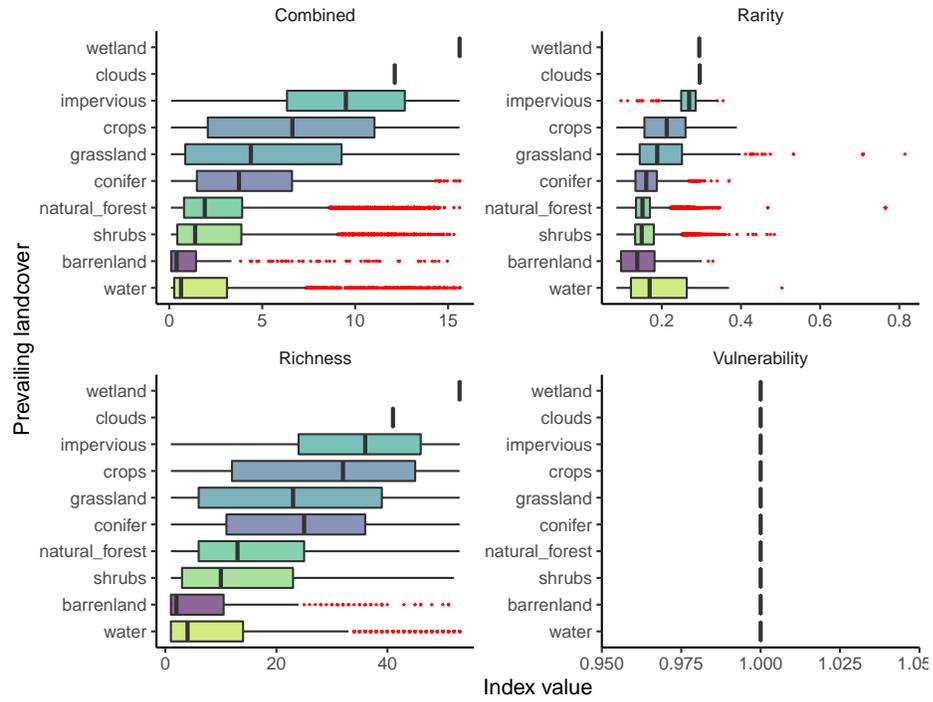


Figura 3.3: Distribución de los distintos índices de biodiversidad según las coberturas del paisaje, considerando sólo las celdas con predicciones.

Por último, observando el mapa de la Fig. 3.4, se puede ver que las zonas con mayor índice Combinado son justamente aquellas con predominancia de pastizales y donde hay alta densidad de caminos.

Como ya se ha mencionado, todos estos resultados sugieren un sesgo importante de accesibilidad y derivan tanto de la forma en que está construida la base de datos del GBIF, como de las variables utilizadas en el modelo. Esto último ocurre porque, al restringir el número de variables a 10 (para evitar sobre ajuste), no se pueden incorporar variables que consideren cada tipo de cobertura, más allá de los índices agregados como el de Simpson.

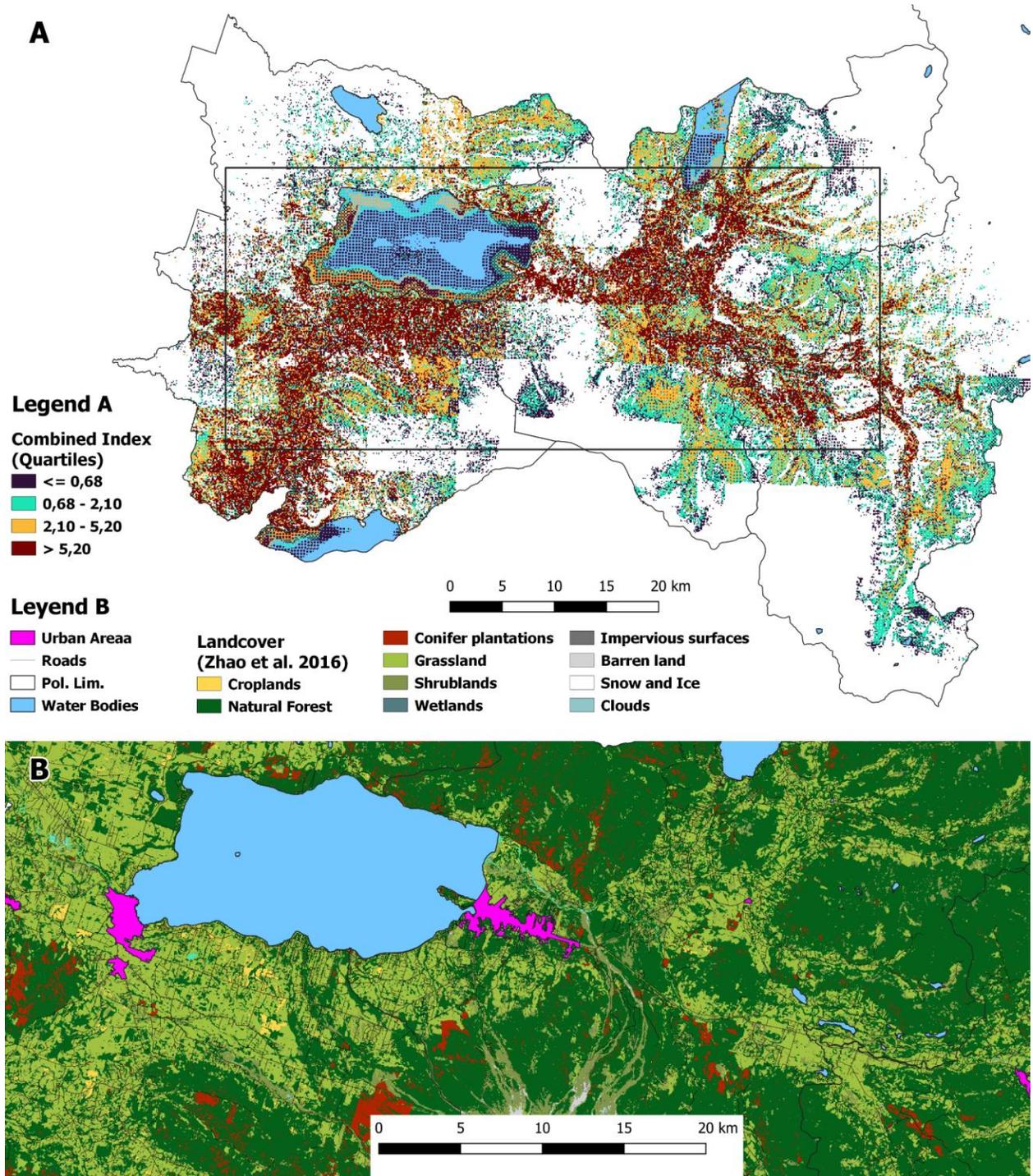


Figura 3.4: Mapa del Índice Combinado (Combined Index Map, CIM) con colores por cuartiles y su relación con las coberturas de suelo y presencia de caminos.

3.3. Módulo de Fuego

3.3.1. Modelo de Ignición

Con el objetivo de modelar de la forma más realista posible los incendios que podrían afectar la zona de estudio, se desarrolló un Mapa de Probabilidad de Igniciones (Ignition Probability Map, IPM), utilizando el modelo de ML propuesto por [Miranda et al. \(2020\)](#). Este modelo es un Árbol de Decisión Agregado (Bootstrap Aggregated Decision Tree o simplemente Bagged Decision Tree, BDT) ([Breiman, 1996](#)), denominado de esta manera porque combina diferentes modelos de clasificación, que aplica a diferentes muestras aleatorias, para luego ensamblar/agregar los resultados de cada muestreo.

De esta manera, al momento de simular la propagación estocástica del fuego con Cell2Fire, la ignición de cada simulación sigue la distribución de probabilidad sobre el paisaje que se determina en el IPM (Fig. 3.5).

En este caso se utilizaron las mismas variables explicativas que para el SDM descrito en la sección 3.2.1 (ver Tab. 2.2), debido a que no sólo son las variables que mejor explican el paisaje, sino que también están presentes las variables más relevantes a la hora de explicar las igniciones de incendios forestales ([Yang, He, Shifley, y Gustafson, 2007](#); [Syphard et al., 2007, 2008](#); [Narayanaraj y Wimberly, 2012](#)); estas son las variables antrópicas *i*) distancia a ciudad, *ii*) distancia a caminos y *iii*) densidad poblacional (la cual correlaciona con asentamientos urbanos). Se utilizaron también los registros de ocurrencias de incendios en la zona de estudio, presentes en las bases de datos de CONAF, para el periodo entre los años 2003 y 2013. Esto da un total de 161 puntos de ignición. Además, se generaron otros 161 puntos aleatorios donde no se habían registrado igniciones, con una distancia mínima a los puntos de ignición de 500 m a la redonda.

Como se puede observar en la Fig. 3.5, hay una alta probabilidad de ignición alrededor de los caminos y particularmente alrededor de la ciudad de Villarrica. Si bien esto es coherente con la literatura y el contexto socio-ecológico de la zona de estudio, la gran concentración de probabilidad de ignición alrededor de Villarrica y no de otras urbes, se puede deber a los datos utilizados, pues, como se ve en la parte inferior de la Fig. 3.5, prácticamente no existen igniciones alrededor de áreas urbanas distintas a Villarrica. Además, el Área Bajo la Curva del ratio de verdaderos y falsos negativos (AUC) de este modelo es de 0.76 y su precisión es de 0.71.

Se podrían obtener mejores resultados si se ampliara la ventana temporal o el área geográfica sobre la cual se realiza el entrenamiento para aumentar la cantidad de registros de incendios disponibles.

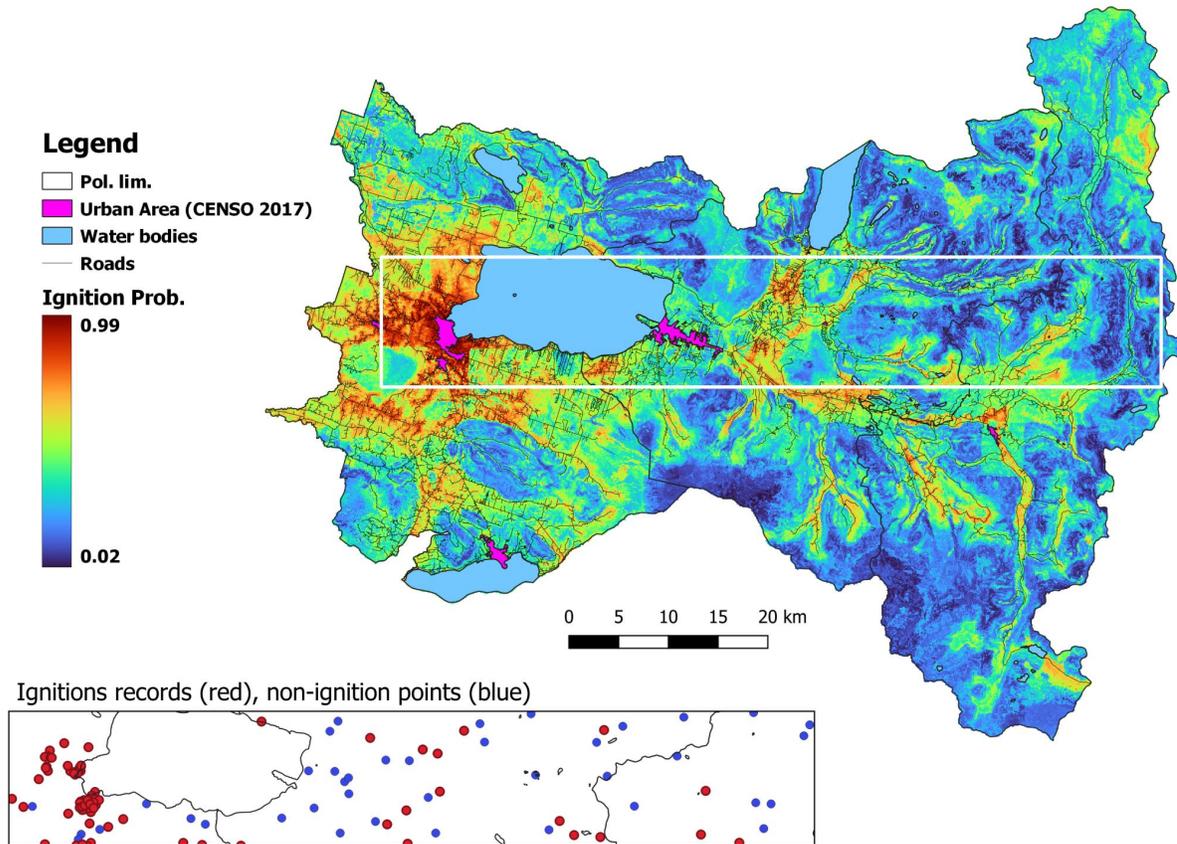


Figura 3.5: Mapa de probabilidad de ignición (IPM).

3.3.2. Simulación de Incendios: Cell2Fire + KITRAL

Para poder considerar el comportamiento más probable de los incendios sobre el paisaje en el modelo de decisiones (ver Sección 3.4), se utilizó una adaptación del simulador Cell2Fire (Pais, Carrasco, Martell, et al., 2021) especialmente desarrollado para trabajar utilizando el sistema de combustibles chileno, KITRAL (Pedernera y Julio, 1999). De aquí en adelante esta versión adaptada se denotará por C2F+K.

Los principales datos de entrada (B_3 , ver Fig. 3.1) que requiere este simulador son los siguientes:

- **Capa de combustibles vegetales:** esta capa contiene el tipo de combustible de cada celda según la nomenclatura del sistema KITRAL (ver Tab. B.1). Este sistema permite reproducir cuantitativamente el comportamiento del fuego según tipo de combustible, a través de la velocidad de propagación (Rate of Spread, ROS), la intensidad del fuego (Head Fire Intensity, HFI), el largo de la llama, entre otras métricas, lo que sirve como insumo para la calcular la propagación celda a celda dentro de C2F+K.
- **Capa de Elevación:** esta capa representa la altura sobre el nivel del mar de cada celda del paisaje. Esta capa se utiliza para calcular la pendiente, pues esta modifica el ROS en el sistema KITRAL (Pedernera y Julio, 1999).

- **Capa de ignición:** esta capa contiene el IPM que se desarrolló en la Sección 3.3.1, y que como anteriormente, se utiliza para dar la variabilidad estocástica necesaria a los incendios simulados sin restringirse sólo a los registros históricos ni realizar igniciones completamente aleatorias sin considerar el comportamiento de las igniciones en la zona de estudio.
- **Escenarios meteorológicos:** estas son condiciones meteorológicas por cada hora de simulación de un incendio en particular. Estos escenarios consideran la dirección y velocidad del viento, que inciden directamente en el ROS, así como la temperatura y humedad relativa que se utilizan para calcular la humedad de los combustibles finos y muertos.

En concreto, se utilizaron 100 escenarios meteorológicos —creados a partir de los registros de la **estación meteorológica de Pucón**— generados intencionalmente para representar los incendios de al menos 5 ha ocurridos en La Araucanía, entre 2003 y 2013.

A partir de toda esta información C2F+K genera dos resultados que serán utilizados posteriormente para el cálculo del DPV (ver Sección 3.3.3) y el modelo de optimización (ver Sección 3.4). Estas *i*) la probabilidad de quema de cada celda y *ii*) los árboles de propagación de cada simulación.

Las probabilidades de quema serán de utilidad para calcular la pérdida esperada del Índice Combinado producto de incendios. Esta pérdida se calculará tanto para el paisaje inicial, como para el paisaje después de la aplicación de cada uno de los tratamientos analizados (ver Sección 4). Por otro lado, los árboles de propagación de cada incendio simulado (ver Fig. 3.6) serán utilizados para construir el DPV de cada celda (el procedimiento para su cálculo se detalla en la sección 3.3.3).

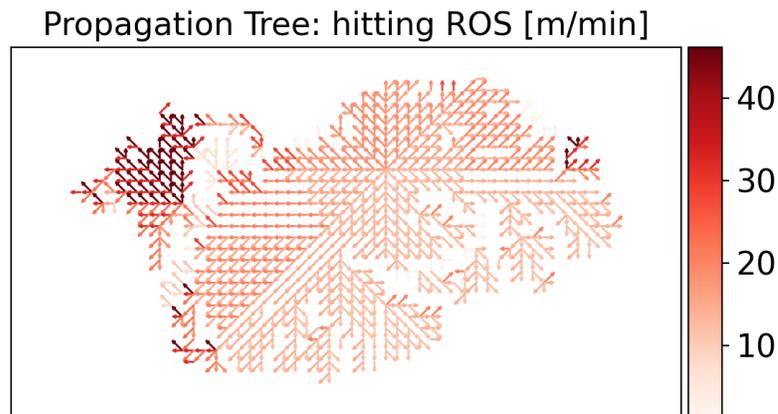


Figura 3.6: Árbol de propagación del fuego (Fire Propagation Tree, FPT) de una simulación cualquiera. Se muestra también la velocidad de propagación (Rate of Spread, ROS) en metros por minuto.

Por cada configuración del paisaje se realizaron 1.000 simulaciones, tomando de manera aleatoria cualquiera de los 100 archivos meteorológicos de la base de datos construida. Se consideró esta cantidad de simulaciones puesto que luego de 250 simulaciones, el promedio, desviación estándar, máximo y mínimo de la probabilidad de quema de las celdas del paisaje

se estabilizan (ver Fig. B.3).

A partir de estas simulaciones se calcula la probabilidad de quema (Burn Probability, BP) de cada celda del paisaje. Esto es, la cantidad de veces que una celda i es alcanzada por el fuego, dividido el total de simulaciones. De esta manera, y en este caso en particular, si una celda es alcanzada por el fuego 100 veces, su BP es 0.1.

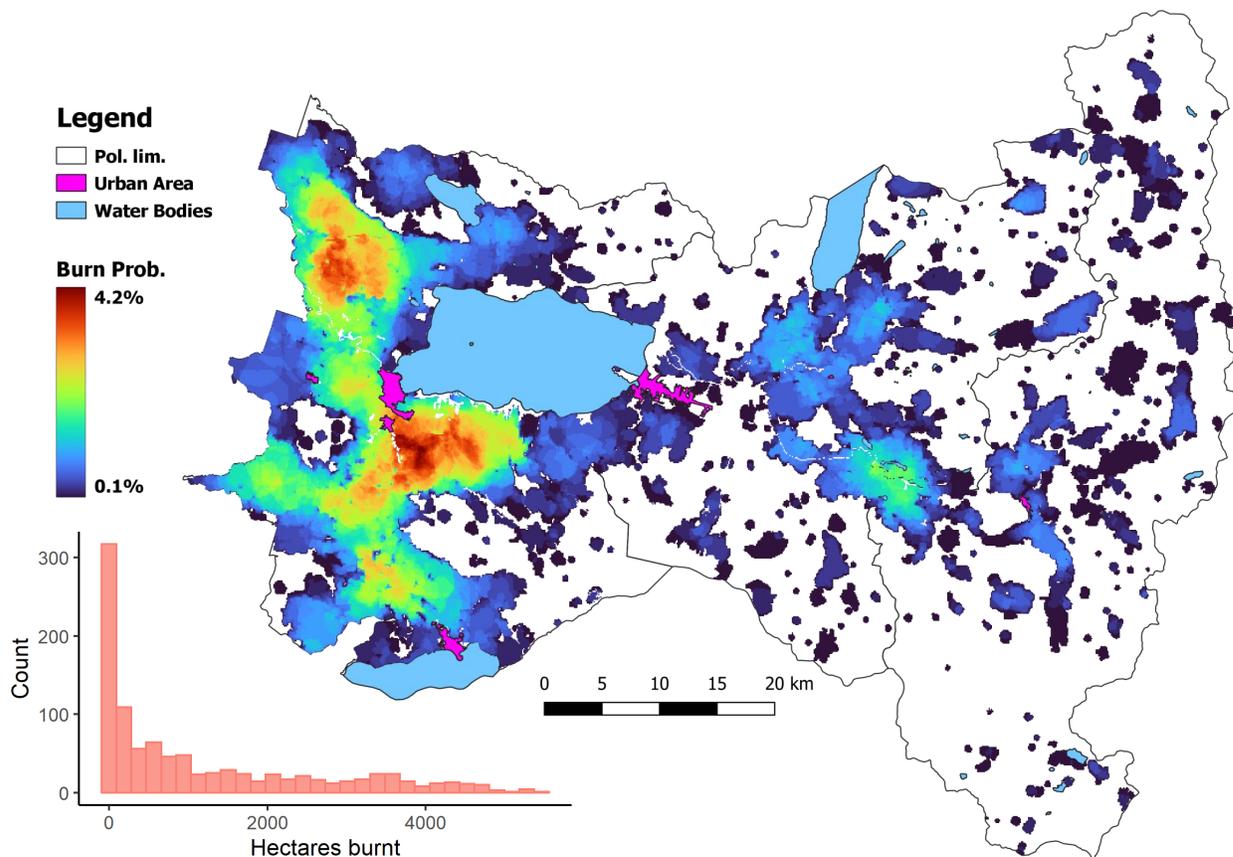


Figura 3.7: BPM del paisaje sin tratamiento, junto con el histograma de las hectáreas quemadas por simulación.

A modo de ejemplo, en la Fig. 3.7, se muestra el BPM del paisaje sin tratamiento alguno. Como se puede ver en éste, la zona con mayor riesgo de sufrir un incendio se encuentra al sur-oeste del Lago Villarrica; justo en la misma zona donde hay una alta densidad de caminos, grandes extensiones de pastizales y alto valor de biodiversidad (ver Fig. 3.4). Además, se muestra el histograma de la cantidad de hectáreas quemadas en cada una de las 1.000 simulaciones realizadas (esquina inferior izquierda de la Fig. 3.7).

3.3.3. Métrica de periodización: DPV

En términos simples, el DPV busca dar una respuesta cuantitativa a la siguiente pregunta ¿Si se quema una celda j , qué otras celdas se quemarían y cuanto valor se perdería como consecuencia de ello?.

Para poder calcular esta métrica, primero se representa el paisaje como un grafo no-dirigido, denotado por $\mathcal{F} = (\mathcal{N}, \mathcal{E})$, donde \mathcal{N} es el conjunto de las celdas del paisaje (los nodos del grafo) y \mathcal{E} representa el conjunto de enlaces entre celdas vecinas (8 celdas). Los nodos tiene asociados distintos atributos, como la carga y tipo de combustible, índices de biodiversidad, entre otros. Igualmente, los enlaces pueden representar la distancia o pendiente entre celdas vecinas (Pais, Carrasco, Martell, et al., 2021).

Por otro lado, cuando el fuego se propaga, entre los nodos de \mathcal{F} , durante una simulación, da como resultado un grafo dirigido $\mathcal{F}_D = (\mathcal{N}_D, \mathcal{E}_D)$, donde $\mathcal{N}_D \subseteq \mathcal{N}$ es el conjunto que contiene todas las celdas que se quemaron durante esa simulación en particular, y \mathcal{E}_D representa la propagación del fuego entre las celdas. Más específicamente, para todo $j \in \mathcal{N}_D$, existe un sub-grafo dirigido $\mathcal{T}(j) = (\mathcal{N}(j), \mathcal{E}(j))$ de \mathcal{G}_D , tal que $\mathcal{N}(j) \subseteq \mathcal{N}_D$ y $\mathcal{E}(j) \subseteq \mathcal{E}_D$, por lo que el grafo $\mathcal{T}(j)$ representa el árbol de camino más corto con raíz en la celda j (ver Fig. 3.6). Teniendo esto en consideración, se define el DPV como sigue:

Definición 3.1 (DPV) *Sea $i \in \mathcal{N}$ una celda cualquiera y $\mathcal{T}(i) = (\mathcal{N}(i), \mathcal{E}(i))$, su árbol de camino más corto, Pais, Carrasco, Moudio, y Shen (2021) y Carrasco Barra (2019) definen $DPV(i)$ como:*

$$DPV(i) = \sum_{j \in \mathcal{N}(i)} V_j \quad (\text{DPV})$$

Donde V_j es un valor en riesgo cualquiera en el nodo j . Ahora bien, para el caso particular de este trabajo V_j representará un índice de biodiversidad, para ser más específico, se considerará $V_j = Comb(j)$. Entonces, intuitivamente, $DPV(i)$ representa el valor del Índice Combinado que es afectado “aguas abajo” a partir de la celda i , para una simulación en concreto. Así, para múltiples simulaciones estocásticas (ignición y meteorología aleatorias + propagación), se estima el DPV a partir del promedio del DPV para cada simulación. Es decir, el DPV para una cantidad R de simulaciones, está dado por:

Definición 3.2 (DPV) *Sean R el número de simulaciones e $i \in \mathcal{N}$ una celda cualquiera, el $DPV(i)$ se define como:*

$$DPV(i) = \frac{1}{R} \sum_{r=1}^R DPV_r(i) \quad (\text{DPV})$$

Donde $DPV_r(i)$ es el DPV para la simulación r en particular.

Además, dado que cada simulación r tiene asociada meteorología W_r , tomada de forma aleatoria, el DPV depende de la muestra meteorológica $(W_r)_{r=1:R}$ y denota el promedio de los valores afectados “aguas abajo”.

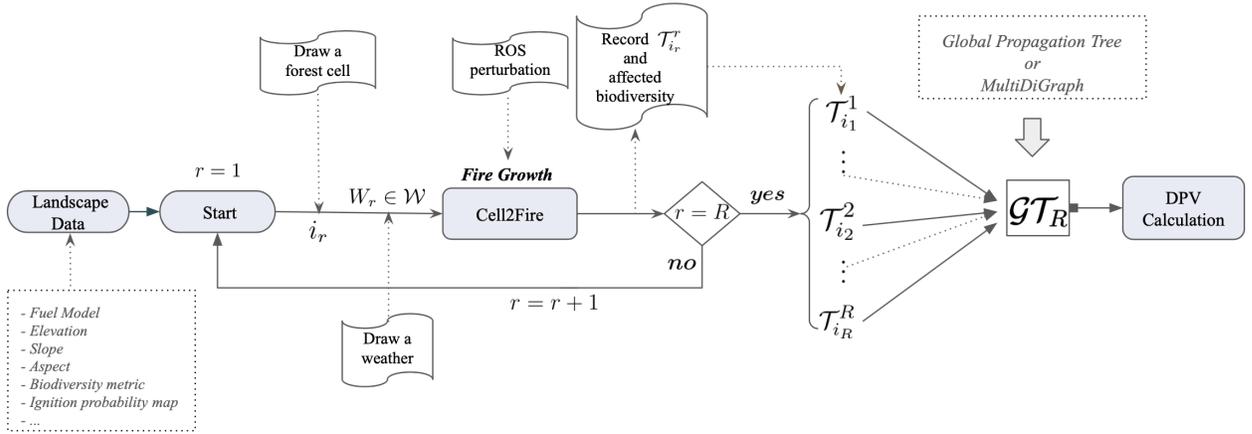


Figura 3.8: R árboles de propagación se combinan en un Multidígrafo: El Árbol de Propagación Global, para calcular el DPV que se utilizará en el modelo de optimización.

El esquema de la Fig. 3.8 muestra el proceso completo para calcular el DPV. Para una simulación dada, r , se selecciona una celda del paisaje (siguiendo el IPM), i_r —donde comenzará la propagación del incendio—, y un escenario meteorológico, $W_r \in \mathcal{W}$, de forma aleatoria. Luego se simula el incendio y se registra, en forma de grafo dirigido ($\mathcal{T}_{i_r}^r$) el árbol de propagación para la simulación r con raíz en i_r . Esto se repite iterativamente hasta que $r = R$. Finalmente se genera el árbol de propagación global, con el cual se calcula el DPV. Para modelar los árboles de propagación que se utilizaron para calcular esta métrica, se utilizó el paquete de python *NetworkX* (Hagberg, Swart, y S Chult, 2008).

De esta forma, se obtiene el mapa de la Fig. 3.9. En este se puede observar que en la zona sur-oeste del Lago Villarrica es donde se concentran los valores más altos del DPV. Algo absolutamente esperable, dado que, como muestran los mapas de las Fig. 3.7 y 3.4, en esta zona existe una alta probabilidad de quema y un gran valor de biodiversidad (representado por el Índice Combinado). En otras palabras, es una zona clave en lo que respecta a capacidad destructiva del fuego sobre el valor estudiado.

3.4. Módulo de Optimización: localización óptima de cortafuegos

Para definir la localización óptima de cortafuegos en el paisaje con tal de maximizar la protección de un valor en riesgo (del índice Combinado en este caso) se diseñó un MIP. Para ello se realizaron las siguientes simplificaciones y supuestos:

- El único tratamiento posible del combustible vegetal es el “cortafuego”; que en este caso significa la remoción total de la vegetación de la celda seleccionada. Esto tiene como consecuencia, por un lado, la pérdida total del valor de la celda tratada y, por otro, la incapacidad absoluta de quemarse y propagar el incendio.
- Si bien los cortafuegos pueden mejorar la accesibilidad del personal de supresión y por lo tanto facilitar el combate de futuros incendios, este beneficio no se considera en el análisis.

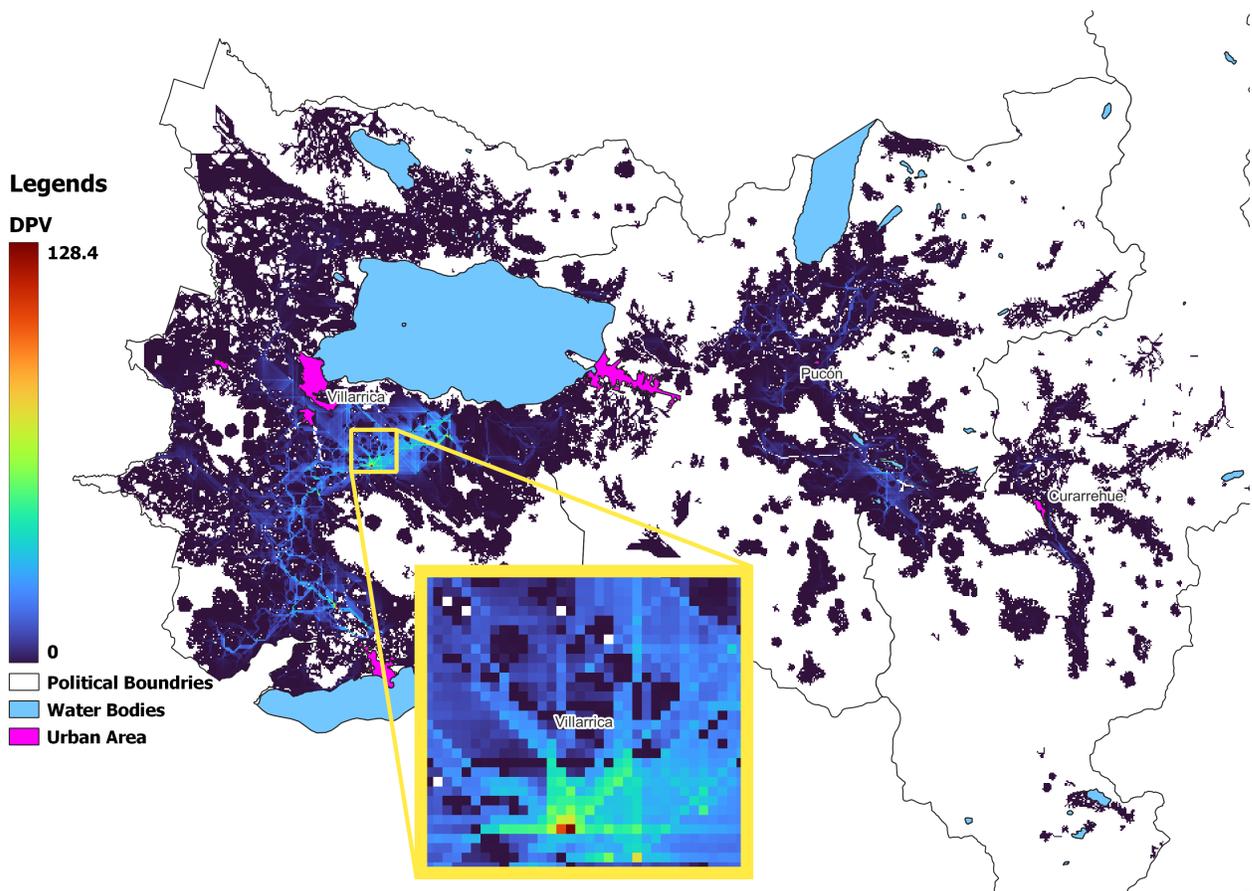


Figura 3.9: Mapa de DPV.

- A pesar de que la duración de los corta fuegos puede ser de algunos años, en este estudio se considera la acción protectora de estos para un sólo incendio.
- La pérdida por incendio siempre se considerará total, lo cual no necesariamente es así, debido a que existen distintos tipos e intensidades de incendios que, en consecuencia, tiene distintos impactos sobre la vegetación y el hábitat. En este sentido, el hecho de que una celda se quemé es equivalente a que la celda sea tratada.
- No se consideran efectos indirectos ni tampoco a mediano o largo plazo de los cortafuegos sobre el paisaje y la hábitat. Estos podrían estar asociados a la pérdida de conectividad del hábitat, el aumento de la erosión, la disminución de la evapotranspiración, etc.
- Debido al gran costo asociado a la construcción de cortafuegos, no sólo económico sino también ecológico, se considerará que sólo se puede tratar una pequeña porción del paisaje, denotada por $\alpha \in [0, 1]$, $\alpha \ll 1$.

Teniendo esto en consideración, y habiendo calculado el $DPV(j)$ y $Comb(j)$ para cada una de las celdas del paisaje, se procede a la descripción del modelo de decisión.

Lo que se busca es priorizar la selección de celdas que *i*) tienen una gran influencia sobre la propagación de incendios que puedan afectar el hábitat silvestre y a su vez *ii*) no tengan un gran valor ecológico. Dicho de otra forma, dado que se busca priorizar celdas en donde

realizar cortafuegos, se quiere que los i) beneficios de realizar este tratamiento supere sus ii) efectos negativos sobre el hábitat silvestre.

Así, el beneficio de realizar un cortafuego en una celda $j \in \mathcal{N}$ cualquiera, está representado por $DPV(j)$, mientras que el valor ecológico de la celda que se perdería está representado por $Comb(j)$. Ahora bien, para plantear la función objetivo (FO), se debe considerar este balance entre pérdidas y beneficios para el paisaje completo. Así, los efectos benéficos de los cortafuegos sobre el paisaje se consideran a través de la expresión $\sum_{j \in \mathcal{N}} DPV(j) \cdot x_j$, mientras que sus efectos negativos se expresan como $\sum_{j \in \mathcal{N}} Comb(j) \cdot x_j$, donde x_j es la variable de decisión binaria que al tomar el valor de 1, asigna un cortafuego a la celda j . Más genéricamente, se denotan las variables de decisión con el vector $x \in \{0, 1\}^{|\mathcal{N}|}$, donde $x_j := 1$, si la celda j es seleccionada para el tratamiento con cortafuegos y 0 en caso contrario. Integrando todo lo anterior, la función objetivo se define como:

$$z = \sum_{j \in \mathcal{N}} DPV(j) \cdot x_j - \sum_{j \in \mathcal{N}} Comb(j) \cdot x_j. \quad (\text{FO})$$

Esta ecuación puede reescribirse de la siguiente manera: $z = \sum_{j \in \mathcal{N}} [DPV(j) - Comb(j)] \cdot x_j$. Gracias a esta formulación, la expresión $DPV(j) - Comb(j)$ puede interpretarse como la *Contribución Marginal de Protección Efectiva (Effective Marginal Protection Contribution, EMPC)* gracias a la construcción de un cortafuego en la celda j .

Como ya se mencionó, para este trabajo se considerará que el área total cortafuegos en el paisaje no superará cierto umbral α . Matemáticamente, esto se traduce en la restricción 3.1:

$$\sum_{j \in \mathcal{N}} x_j \leq \alpha \cdot |\mathcal{N}|, \quad (3.1)$$

Por otro lado, dado que el objetivo de este trabajo es demostrar que es posible disminuir las pérdidas esperadas de valor ecológico producto de incendios gracias a un tratamiento preventivo del paisaje, es necesario definir matemáticamente la Pérdida Esperada (Expected Loss, EL) por incendios forestales:

Definición 3.3 (EL) *Sea $\mathcal{F} = (\mathcal{N}, \mathcal{E})$ un grafo no dirigido que representa el paisaje; $BP(j|\mathcal{F})$ la probabilidad de quema de una celda $j \in \mathcal{N}$ dada la configuración del paisaje \mathcal{F} ; y $V(j)$ un valor en riesgo cualquiera en el nodo j . Entonces, la pérdida esperada del paisaje por incendios se define como:*

$$EL_V(\mathcal{F}) = \sum_{j \in \mathcal{N}} BP(j|\mathcal{F}) \cdot V(j) \quad (\text{EL})$$

Esta definición no sólo será utilizada para evaluar las soluciones generadas por este modelo, sino que también para asegurar que las pérdidas provocadas por los cortafuegos no superen cierta proporción —denotada por β , con $\beta \in [0, 1]$ — de la pérdida esperada del paisaje sin tratamiento. Esto es necesario puesto que el DPV se calcula para el paisaje antes de tratamiento. Por consecuencia, esta métrica sólo permite considerar el efecto protector de un cortafuego sobre el paisaje original, es decir, sin modificaciones, generando así una sobre-

estimación del efecto protector de cualquier cortafuego menos del primero en ser asignado. Así pues, es necesario definir matemáticamente una Tolerancia a las Pérdidas Producto del Tratamiento (Tolerance to Treatment Related Loss, TTRL), lo cual se lleva a cabo gracias a la siguiente restricción:

$$\sum_{j \in \mathcal{N}} Comb(j) \cdot x_j \leq \beta \cdot EL_{Comb}(\mathcal{F}) \quad (\text{TTRL})$$

Finalmente, considerando todo lo anterior, el problema de optimización para la protección del hábitat silvestre de incendios forestales es el siguiente:

$$\begin{aligned} \max \quad & z_\alpha = \sum_{j \in \mathcal{N}} EMPC(j) \cdot x_j \\ \text{s.t.} \quad & \sum_{j \in \mathcal{N}} x_j \leq \alpha \cdot |\mathcal{N}|, \\ & \sum_{j \in \mathcal{N}} Comb(j) \cdot x_j \leq \beta \cdot EL_{Comb}(\mathcal{F}), \\ & x_j \in \{0, 1\}, \quad j \in \mathcal{N} \end{aligned} \quad (\text{MIP})$$

La implementación de este modelo se realizó a través del paquete de python *Pyomo* (Hart, Watson, y Woodruff, 2011) y el solver de código abierto, *GLPK*. Se generaron 11 soluciones diferentes, variando β entre 0 y 1, y manteniendo $\alpha = 0.01$ constante. Así, los tiempos de resolución variaron entre 35 segundos y casi 17 minutos.

3.5. Módulo de Evaluación

Para evaluar y comparar cuantitativamente la capacidad de protección de las soluciones generadas por esta metodología, se define el Efecto Protector Neto (Net Protective Effect, NPE) de un esquema de tratamiento como la diferencia entre la pérdida esperada antes de su aplicación (Expected Loss Before Treatment, ELBT) y la suma de las pérdidas generadas por el tratamiento en sí (Treatment Related Losses, TRL) y las pérdidas esperadas después de su aplicación (Expected Loss After Treatment, ELAT). Esta diferencia, entre la pérdida antes y después de tratamiento (considerando las pérdidas por el tratamiento per se), representa la cantidad de valor que un esquema de tratamiento dado es capaz de proteger, en comparación con el paisaje sin tratamiento. De esta manera, se busca responder a las preguntas ¿la asignación de cortafuegos sobre el paisaje logra disminuir las pérdidas totales (esperadas y producto del tratamiento) respecto al paisaje inicial? y ¿puede superar también a una asignación aleatoria?

Formalmente el NPE se define de la siguiente manera:

Definición 3.4 (NPE) Sean $\mathcal{F} = (\mathcal{N}, \mathcal{E})$ un grafo no dirigido que representa el paisaje sin tratamiento y $\mathcal{F}_\tau = (\mathcal{N}_\tau, \mathcal{E})$ un grafo no dirigido que representa al paisaje después de aplicar el esquema de tratamiento τ ; sea \vec{V} la representación vectorial del valor de cada celda del paisaje y \vec{X}_τ la representación vectorial binaria de las asignaciones de cortafuegos según el esquema de tratamiento τ . Entonces, el Efecto Protector Neto de un esquema de tratamiento

τ está dado por:

$$NPE(\mathcal{F}, \tau, \vec{V}) = \underbrace{EL_V(\mathcal{F})}_{ELBT} - \underbrace{(EL_V(\mathcal{F}_\tau))}_{ELAT} + \underbrace{\vec{V} \cdot \vec{\mathcal{X}}_\tau}_{TRL} \quad (\text{NPE})$$

Donde $\vec{V} \cdot \vec{\mathcal{X}}_\tau$ es el producto punto entre los dos vectores, y representa la pérdida de valor debido al tratamiento.

Es importante destacar que la probabilidad de quema de un celda i ($BP(i|\mathcal{F})$) depende de la configuración del paisaje completo, por lo que la pérdida esperada antes y después de un esquema específico son diferentes. Es decir, $EL_V(\mathcal{F}) \neq EL_V(\mathcal{F}_\tau)$ (véase la definición de EL).

Por otro lado, se deduce fácilmente que el co-dominio de la función NPE son todos los números reales ($NPE : \mathcal{D} \rightarrow \mathbb{R}$), puesto que esta puede tomar valores negativos. Que un esquema de tratamiento, sobre un paisaje y valores dados, de como resultado $NPE < 0$, significa que, en realidad, el esquema genera pérdidas netas. En otras palabras, tiene un efecto destructivo sobre el valor del paisaje, puesto que la pérdida generada por los cortafuegos no logra ser compensada por su efecto protector. Matemáticamente, esto ocurre cuando $EL_V(\mathcal{F}) < EL_V(\mathcal{F}_\tau) + \vec{V} \cdot \vec{\mathcal{X}}$.

Teniendo esto presente, se compararon 12 esquemas diferentes de tratamiento en relación al paisaje original, para los cuales siempre se tomó $\alpha = 1\%$, puesto que se considera que tratar más del 1% no solo sería poco realista —debido a los recursos con los que cuenta CONAF—, sino también impracticable, producto de la gran cantidad de áreas protegidas y parques naturales presentes en la zona. Se aclara esto porque otros estudios han considerado una fracción mayor del área para ser tratada (Oliveira, Barros, Ager, y Fernandes, 2016).

De los 12 esquemas evaluados, uno corresponde a una asignación aleatoria de cortafuegos sobre el paisaje, mientras que el resto corresponde a los resultados generados por el modelo de optimización, MIP, para 11 valores diferentes de β ($\beta = \{0.0, 0.1, \dots, 0.9, 1.0\}$).

Capítulo 4

Resultados y discusión

Si bien cada uno de los elementos de la metodología antes descrita tiene sus propios resultados espaciales (todos mencionados en la sección correspondiente), estos se muestran brevemente en la Fig. 4.1. Esta figura ofrece la posibilidad de relacionar, a grandes rasgos los distintos mapas generados. Por ejemplo, se puede ver que a pesar de que la zona oeste (al lado izquierdo) del Lago Villarrica tiene una gran probabilidad de ignición (**A**), esto no se traduce en una alta probabilidad de quema (**B**). Por el contrario, se puede ver cómo las zonas con mayor probabilidad de quema e Índice Combinado (**C**), tiene también, como es de esperar, un alto DPV (**D**). Además, se muestra de forma general el cambio en la probabilidad de quema cuando se aplica un esquema de tratamiento óptimo (**E**) o cuando se aplica uno aleatorio (**F**), respecto del paisaje inicial (**B**).

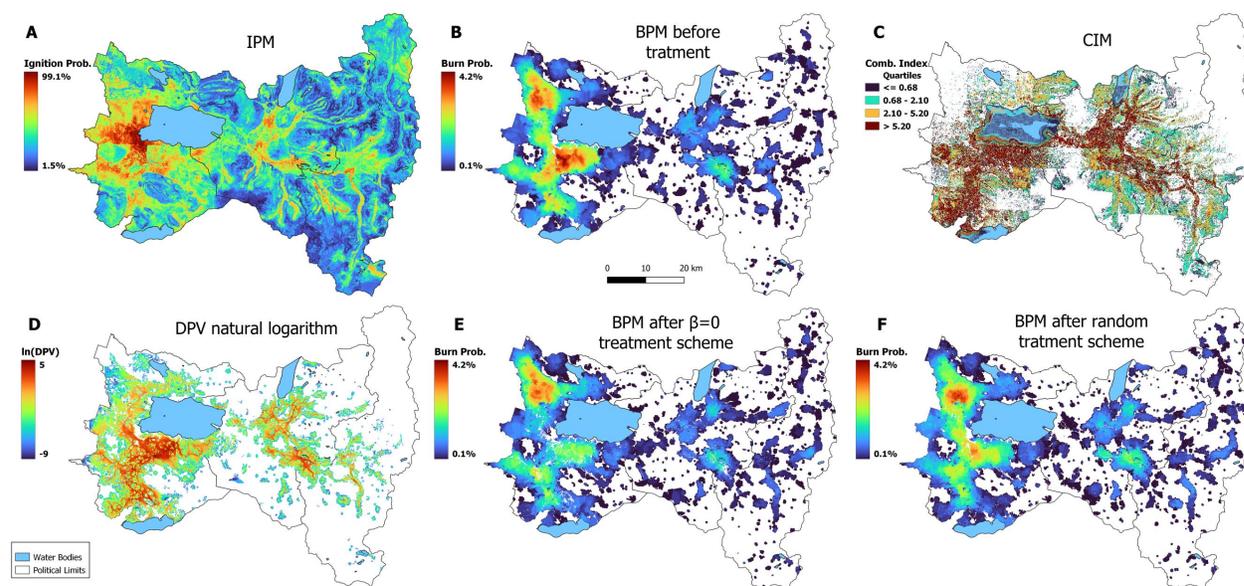


Figura 4.1: Comparación de los BPM generados luego de la aplicación de un esquema aleatorio v/s el esquema óptimo de tratamiento.

Esta diferencia se puede ver de forma más pronunciada en la zona sur-oeste del Lago Villarrica, la cual se destaca en la Fig. 4.2. En esta se puede ver como, gracias a la asignación de una gran cantidad de cortafuegos, disminuye considerablemente la probabilidad de quema, justo en la zona donde hay más Índice Combinado. Esta es precisamente el área que ya se ha mencionado anteriormente, en distintas secciones de este trabajo, tanto por tener gran valor

ecológico y probabilidad de quema, como también por tener una alta densidad de caminos y preponderancia de pastizales.

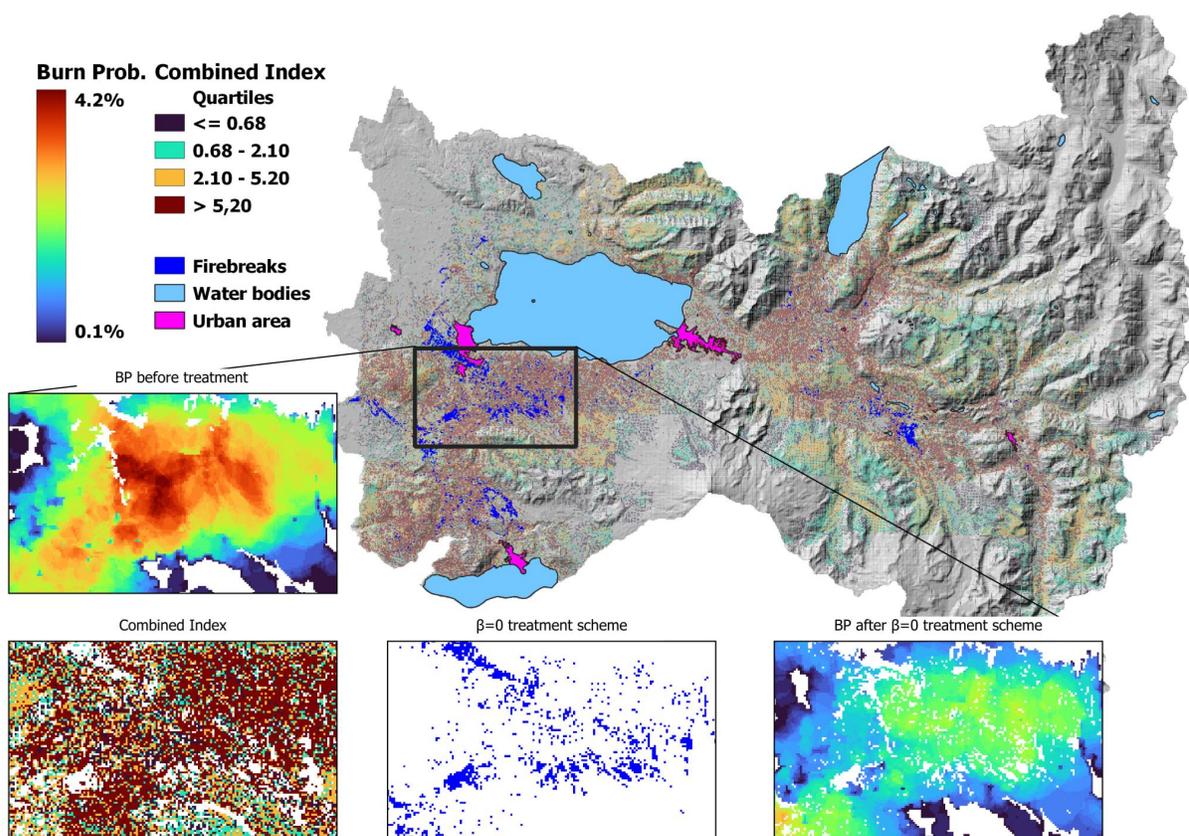


Figura 4.2: Comparación de los BPM generados luego de la aplicación de un esquema aleatorio v/s el esquema óptimo de tratamiento.

Como es de esperar, y gracias a la restricción de tolerancia a las pérdidas por tratamiento (TTRL), los cortafuegos asignados dentro de esta zona de alto valor ecológico, están localizados sólo en lugares que no tienen ningún valor en términos del Índice Combinado y que al mismo tiempo tiene una gran influencia sobre la propagación del fuego en zonas que sí tienen un valor ecológico (ver Fig. 4.2). Evidentemente esto no significa, como ya se ha dicho, que estas zonas en blanco (sin valor para el Índice Combinado) carezcan de valor ecológico. Es más, incluso podrían albergar hábitat de especies más amenazadas que las consideradas en este trabajo (debido al sesgo de accesibilidad comentado en la sección 2.5) y de otras subdivisiones del reino animal. También, se debe considerar que esta asignación no toma en cuenta la preservación de la cohesión de parches y hábitat dentro del paisaje, por lo que también se ha de tener precaución a este respecto. No obstante, estos resultados sí son de gran utilidad como referencia y guía inicial para tomadores de decisiones.

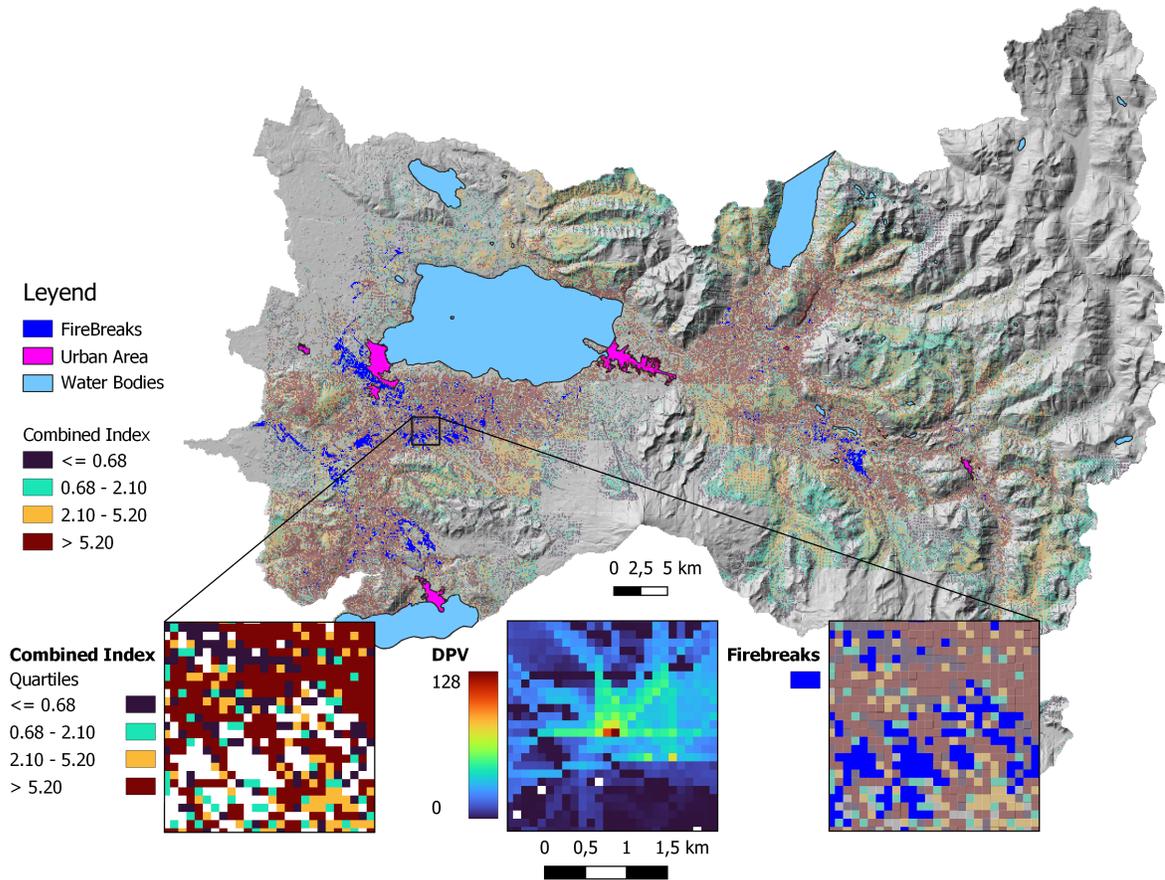


Figura 4.3: Asignación óptima de cortafuegos con $\beta = 0$ y $\alpha = 1\%$.

Por otro lado, al comparar los NPEs de los esquemas de tratamiento evaluados, el peor resultado se obtiene con el tratamiento aleatorio, el cual genera un NEP negativo de -4.776 (en Índice Combinado), lo que equivale a un 130% de pérdidas sobre las esperadas antes de tratamiento. A pesar de que esta asignación logra disminuir en un 17% las pérdidas esperadas, este efecto se ve opacado por el nivel de destrucción del hábitat en el que incurre. De hecho, el tratamiento es, en sí mismo, 2.3 veces más dañino que los incendios esperados sobre el paisaje sin tratamiento.

Por otro lado, los esquemas de tratamiento generados por el modelo MIP, muestran una clara tendencia con respecto a β . Se puede ver en los gráficos **A** y **B** de la Fig. 4.4, que a medida que β crece, tanto el valor de la FO como las pérdidas esperadas después de tratamiento mejoran. Es decir, a medida que se da libertad al modelo para tratar celdas con valor ecológico, este es capaz reducir, consistentemente, la influencia de futuros incendios sobre el Índice Combinado. Este comportamiento es totalmente consistente con Pais, Carrasco, Moudio, y Shen (2021).

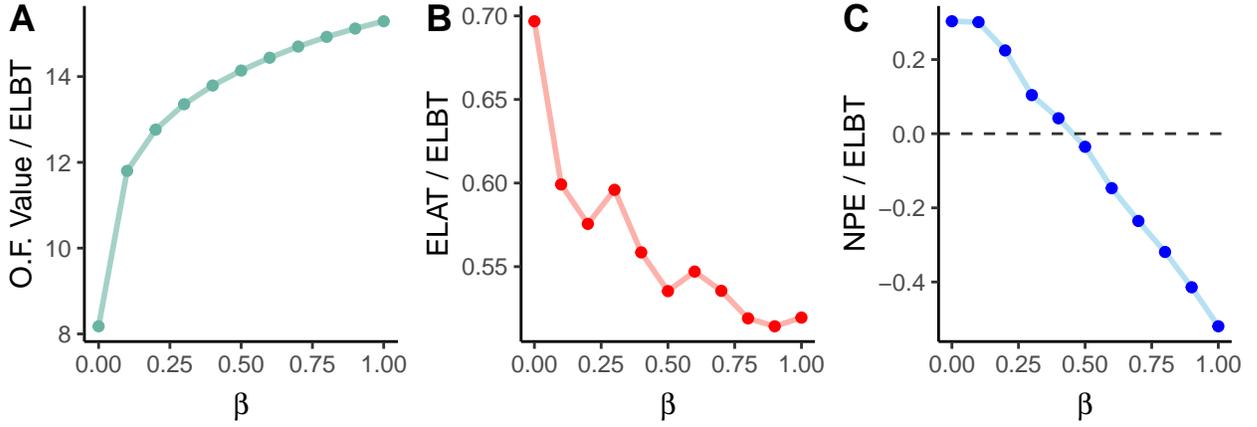


Figura 4.4: Valor de la función objetivo, del NPE y la pérdida esperada después de tratamiento (ELAT), como fracción de la pérdida esperada del paisaje antes de tratamiento (ELBT), en función de β , con $\alpha = 1\%$ constante.

No obstante, el NPE muestra un comportamiento opuesto (Fig. 4.4 C). A medida que *beta* crece, el valor de esta métrica disminuye, e incluso se vuelve negativo aproximadamente cuando $\beta = 0.45$. Es decir, existe un umbral ($\beta \sim 0.45$) sobre el cual, la destructividad del tratamiento no logra ser compensada. O dicho de otra manera: existe un umbral de seguridad, bajo el cual las pérdidas generadas por los cortafuegos serán compensadas por su efecto protector.

Lo anterior demuestra lo que ya se anticipó en la sección 3.4: el DPV captura correctamente el comportamiento del fuego pero, al utilizarse para asignar un conjunto de cortafuegos, sobrestima su efecto protector porque, al momento de asignar un nuevo tratamiento, pasa por alto la presencia de los anteriores. Es tanto así, que el mayor valor del NPE se obtiene cuando $\beta = 0$, para el cual se logra reducir en un 30,3% las pérdidas en términos del Índice Combinado respecto al paisaje sin tratamiento.

Aunque que otras métricas de priorización podrían haber sido utilizadas, como el *Burn Probability*, *Betweenness Centrality* y el *Fire Protection Value*, el DPV fue seleccionado porque ha demostrado tener un mejor desempeño al momento de seleccionar celdas clave para la propagación del fuego en el paisaje (Pais, Carrasco, Moudio, y Shen, 2021). Y a pesar de que se podrían diseñar mecanismos más complejos para evitar la sobre-estimación del efecto protector de los esquemas de tratamiento que genera, estos resultados muestran que esto se puede superar de forma sencilla y computacionalmente “barata” a través de la restricción de tolerancia, TTRL.

Capítulo 5

Conclusiones

El objetivo de esta tesis era diseñar y evaluar un método de asignación espacial de tratamiento de combustible que permitiera generar paisajes más resistentes a incendios con el fin de proteger el hábitat silvestre que alberga. Para lograr este cometido, el problema de asignación espacial de cortafuegos fue formulado usando un modelo Programación Entera Mixta (Mixed Integer Programming, MIP) con variables de decisión binarias y cuyos principales parámetros fueron generados a través de un proceso combinado de simulaciones de igniciones y propagación estocástica de incendios forestales, y de la estimación de índices de biodiversidad usando ML.

Así se pudo determinar que la mejor solución encontrada al resolver el modelo MIP, logró reducir las pérdidas esperadas por incendios forestales en un 30 % respecto al paisaje original, sin recurrir a destruir hábitat para lograrlo. De esta manera se puede afirmar que la hipótesis de que “la pérdida de biodiversidad producto del tratamiento de combustible puede ser compensada por el efecto protector de los mismos cuando estos se asignan de forma estratégica.”

Adicionalmente, y pese a que sólo se consideró la asignación de cortafuegos, esta metodología podría utilizarse para definir áreas prioritarias para realizar tratamiento de combustible. Esta interpretación sería adecuada dado que cualquier otro tratamiento generaría una reducción parcial del ROS respecto a los cortafuegos, por lo que quedaría a juicio del tomador de decisiones qué tratamiento realizar en cada zona. En este caso se deberá tener siempre en consideración que de no aplicarse cortafuegos, la protección que se genere será una fracción de la considerada por el modelo MIP desarrollado.

5.1. Próximos pasos

No obstante lo anterior, y como se mencionó a lo largo de este trabajo, hay muchos aspectos a mejorar para poder implementar, efectivamente las prescripciones que se lograron mediante la metodología aquí propuesta.

En primer lugar, dado que muchas de las Métricas del Paisaje tienen relación con la diversidad o topología dentro de los parches sobre los que se calcula, se hace necesario calcularlas a una resolución más baja que la utilizada en este trabajo. Como se mencionó en la sección 2.7, muchas de estas no tienen una variabilidad suficiente como para utilizarlas en los modelos

predictivos utilizados posteriormente. Esto se debe a que, al pasar de un tamaño de celda de $30\text{m} \times 30\text{m}$ a $100\text{m} \times 100\text{m}$, estas métricas no alcanzan a capturar las características de los parches de manera adecuada (topológicas y de diversidad). Por el contrario, las variables climáticas de ArClim, a pesar de estar a una resolución de $5\text{km} \times 5\text{km}$, tuvieron la variabilidad suficiente sobre el paisaje como para ser utilizadas en los modelos.

Por otra parte, es deseable relajar el modelo de optimización incorporando más tipos de tratamientos, como quemas prescritas, raleos, podas, entre otros. Así mismo, es deseable incorporar efectos de mediano plazo, como los efectos erosivos del fuego y el tratamiento (y antierosivos de los tratamientos si se incorporan medidas de retención de agua), así como los efectos sobre las poblaciones animales de la fragmentación del paisaje. En este sentido, también es necesario avanzar hacia la incorporación de los efectos del cambio climático y los regímenes de incendios, teniendo en consideración que los distintos tratamientos pueden tener efectos sobre más de un incendios e incluso a lo largo de múltiples temporadas.

Además, puede ser de suma relevancia estudiar los efectos de otros tipo de medidas — como las medidas de Adaptación basadas en Ecosistemas (AbE) o técnicas de paisajes de retención de agua (muy similares a las medidas para evitar la erosión después de incendios)— sobre factores relevantes que afectan la propagación del fuego, como la humedad foliar y del suelo (Doherty, Jeeves, y Pavlov, 2015; Kravčík, Pokorný, Kohutiar, Kováč, y Tóth, 2009; Lancaster, 2019). Estas medidas podrían contribuir incluso en el combate de los incendios mejorando la disponibilidad de agua.

Por un lado, las AbE son medidas que buscan generar adaptación contra el cambio climático imitando ecosistemas reales. Por ejemplo, una medida AbE podría ser la elaboración o restauración de humedales en el paisaje que se desea hacer más resistente a incendios. Estas medidas buscan suplir las necesidades a nivel local a través de los servicios ecosistemas que puedan proveer para ello. De manera similar, las medidas de retención de agua, son pequeñas intervenciones en la topografía en lugares claves del paisaje que tienen por objetivo preservar la mayor cantidad de agua posible, lo más alto posible, la mayor cantidad de tiempo posible para así promover su infiltración y la consecuente rehidratación de las napas freáticas.

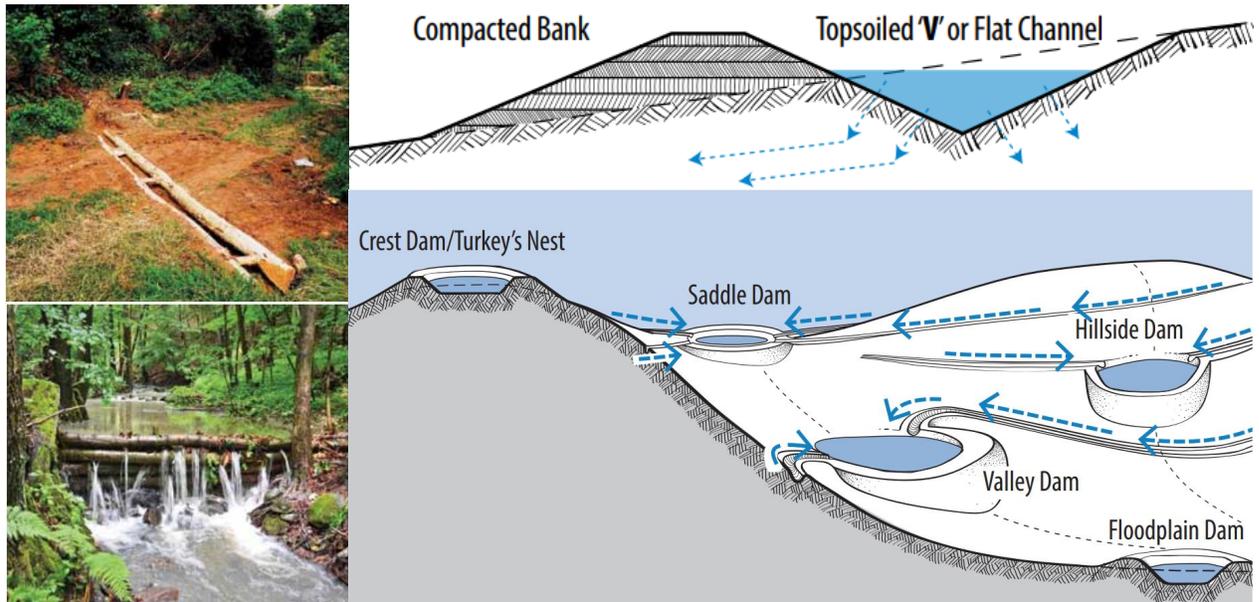


Figura 5.1: Algunos ejemplos de medidas de retención de agua tomadas del trabajo de Kravčík et al. (2009) y Doherty et al. (2015).

Por ejemplo, se podrían implementar AbEs en los casos en que una zona amplia y cohesionada sea designada por el modelo para ser tratada. Por otro lado, dado que las técnicas de paisajes de retención de agua pueden ser incluso de unos pocos metros cuadrados (Doherty et al., 2015; Lancaster, 2019), estas podrían realizarse incluso en celdas aisladas.

Agregar estas medidas, si bien requeriría incorporar el modelamiento de las aguas subterráneas y su efecto sobre la vegetación, podrían contribuir a diseñar no sólo paisajes más resistentes a incendios, sino también más resilientes, pues mejoran la disponibilidad de agua, incluso en zonas áridas (Doherty et al., 2015; Kravčík et al., 2009; Lancaster, 2019), lo que a su vez permitiría mejorar la capacidad de rebrote y germinación de la vegetación post incendio (Rao, Williams, Diffenbaugh, Yebra, y Konings, 2022)

Este trabajo, entonces, puede servir como base para futuras investigaciones que incorporen más complejidad al análisis, como por ejemplo, considerando distintos tipos de tratamiento y sus efectos a mediano plazo. De realizarse estos avances, esta herramienta podría utilizarse no sólo para el diseño de paisajes más resistentes a incendios, sino también más resilientes, e incluso podría utilizarse para restauraciones ecológicas que consideren los actuales regímenes de incendios en su diseño. Se abre entonces, la posibilidad de contribuir desde la analítica avanzada y diversas herramientas computacionales, no solo a la adaptación de los territorios a un clima convulsionado, sino que también a la regeneración de nuestro planeta.

Bibliografía

- Acuna, M. A., Palma, C. D., Cui, W., Martell, D. L., y Weintraub, A. (2010). Integrated spatial fire and forest management planning. *Canadian Journal of Forest Research*, 40(12), 2370–2383.
- Ager, A. A. (2005, 7). Arcfuels: Forest planning tools for managing wildland fuels. En *Proceedings of the 25th ESRI International User Conference* (Vol. 25, p. 29).
- Ager, A. A., Vaillant, N. M., y Finney, M. A. (2010). A comparison of landscape fuel treatment strategies to mitigate wildland fire risk in the urban interface and preserve old forest structure. *Forest Ecology and Management*, 259(8), 1556–1570.
- A. Lee-Yaw, J., L. McCune, J., Pironon, S., y N. Sheth, S. (2021). Species distribution models rarely predict the biology of real populations. *Ecography*.
- Amiro, B., Stocks, B., Alexander, M., Flannigan, M., y Wotton, B. (2001). Fire, climate change, carbon and fuel management in the canadian boreal forest. *International Journal of Wildland Fire*, 10(4), 405–413.
- Austin, M. P. (1987). Models for the analysis of species' response to environmental gradients. En *Theory and models in vegetation science* (Vol. 69, pp. 35–45). Dordrecht: Springer Netherlands. doi: 10.1007/978-94-009-4061-1_4
- Banza, P., Macgregor, C. J., Belo, A. D., Fox, R., Pocock, M. J., y Evans, D. M. (2019). Wild-fire alters the structure and seasonal dynamics of nocturnal pollen-transport networks. *Functional Ecology*, 33(10), 1882–1892.
- Bassett, M., Chia, E. K., Leonard, S. W., Nimmo, D. G., Holland, G. J., Ritchie, E. G., ... Bennett, A. F. (2015). The effects of topographic variation and the fire regime on coarse woody debris: Insights from a large wildfire. *Forest Ecology and Management*, 340, 126–134.
- Beckage, B., Platt, W. J., y Panko, B. (2005). A climate-based approach to the restoration of fire-dependent ecosystems. *Restoration Ecology*, 13(3), 429–431.
- Berner, R. A., Beerling, D. J., Dudley, R., Robinson, J. M., y Wildman, R. A. (2003). Phanerozoic atmospheric oxygen. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 31(1), 105–134.
- Billionnet, A. (2021). *Designing protected area networks: A mathematical programming approach*. EDP Sciences-Current Natural Sciences (Open ebook).
- Blonder, B., Morrow, C. B., Maitner, B., Harris, D. J., Lamanna, C., Violle, C., ... Kerkhoff, A. J. (2018). New approaches for delineating n-dimensional hypervolumes. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(2), 305–319.
- Breiman, L. (1996). Bagging predictors. *Machine learning*, 24(2), 123–140.

- Calhoun, K. L., Chapman, M., Tubbesing, C., McInturff, A., Gaynor, K. M., Van Scoyoc, A., ... Brashares, J. (2022). Spatial overlap of wildfire and biodiversity in California highlights gap in non-conifer fire research and management. *Diversity and Distributions*, 28(3), 529–541.
- Calkin, D. E., Gebert, K. M., Jones, J. G., y Neilson, R. P. (2005). Forest service large fire area burned and suppression expenditure trends, 1970–2002. *Journal of Forestry*, 103(4), 179–183.
- Canadell, J., Monteiro, P., Costa, M., Cotrim da Cunha, L., Cox, P., Eliseev, A. V., ... Zickfeld, K. (2021). Climate change 2021: The physical science basis. contribution of working group i to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. En V. Masson-Delmotte et al. (Eds.), (cap. Global Carbon and other Biogeochemical Cycles and Feedbacks). UK: Cambridge University Press.
- Carrasco, J. A., Lison, F., Jimenez, L., y Weintraub, A. (2022). A new method to estimate the ecological niche through n-dimensional hypervolumes that combines convex hulls and elliptical envelopes. *bioRxiv*.
- Carrasco Barra, J. A. (2019). *Advanced techniques in forest management under conditions of fire uncertainty* (Tesis Doctoral no publicada). Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- Cordeira, J. O., Monteiro-Henriques, T., Martins, M. J., Silva, P. C., Alagador, D., Franco, A. M., ... Cabeza, M. (2018). Revisiting niche fundamentals with tukey depth. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(12), 2349–2361.
- Chapin III, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., ... others (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405(6783), 234–242.
- Cheney, N., Gould, J., y Catchpole, W. (1993). The influence of fuel, weather and fire shape variables on fire-spread in grasslands. *International Journal of Wildland Fire*, 3(1), 31–44.
- Chia, E. K., Bassett, M., Leonard, S. W., Holland, G. J., Ritchie, E. G., Clarke, M. F., y Bennett, A. F. (2016). Effects of the fire regime on mammal occurrence after wildfire: Site effects vs landscape context in fire-prone forests. *Forest Ecology and Management*, 363, 130–139.
- Chung, W. (2015). Optimizing fuel treatments to reduce wildland fire risk. *Current Forestry Reports*, 1(1), 44–51.
- Davis, K. T., Dobrowski, S. Z., Higuera, P. E., Holden, Z. A., Veblen, T. T., Rother, M. T., ... Maneta, M. P. (2019). Wildfires and climate change push low-elevation forests across a critical climate threshold for tree regeneration. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(13), 6193–6198.
- de Groot, B. (2012). Canfire canadian fire effects model. *Natural Resources Canada Canadian Forest Service–Great Lakes Forestry Centre. Frontline Express, Bulletin*(62).
- Doerr, S. H., y Santín, C. (2016). Global trends in wildfire and its impacts: perceptions versus realities in a changing world. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1696), 20150345.
- Doherty, D. J., Jeeves, A., y Pavlov, G. (2015). *Regrarians handbook*. Regrarians Ltd.

- Driscoll, D. A., Armenteras, D., Bennett, A. F., Brotons, L., Clarke, M. F., Doherty, T. S., ... others (2021). How fire interacts with habitat loss and fragmentation. *Biological Reviews*, 96(3), 976–998.
- Dunn, C. J., Thompson, M. P., y Calkin, D. E. (2017). A framework for developing safe and effective large-fire response in a new fire management paradigm. *Forest Ecology and Management*, 404, 184–196.
- Elith, J., y Burgman, M. A. (2002). Predictions and their validation: rare plants in the Central Highlands, Victoria, Australia. *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*, 303–314.
- Finney, M. A. (2005). The challenge of quantitative risk analysis for wildland fire. *Forest Ecology and Management*, 211(1-2), 97–108.
- Finney, M. A., y Cohen, J. D. (2003). Expectation and evaluation of fuel management objectives. En *USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-29* (pp. 353–366).
- Fletcher, M.-S., Hall, T., y Alexandra, A. N. (2021). The loss of an indigenous constructed landscape following british invasion of Australia: An insight into the deep human imprint on the Australian landscape. *Ambio*, 50(1), 138–149.
- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L., y Holling, C. S. (2004). Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 557–581.
- Foster, C. N., Banks, S. C., Cary, G. J., Johnson, C. N., Lindenmayer, D. B., y Valentine, L. E. (2020). Animals as agents in fire regimes. *Trends in Ecology & Evolution*, 35(4), 346–356.
- Garreaud, R. D., Boisier, J. P., Rondanelli, R., Montecinos, A., Sepúlveda, H. H., y Veloso-Aguila, D. (2020). The central Chile mega drought (2010–2018): a climate dynamics perspective. *International Journal of Climatology*, 40(1), 421–439.
- Godfree, R. C., Knerr, N., Godfree, D., Busby, J., Robertson, B., y Encinas-Viso, F. (2019). Historical reconstruction unveils the risk of mass mortality and ecosystem collapse during pancontinental megadrought. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(31), 15580–15589.
- González, M. E., Gómez-González, S., Lara, A., Garreaud, R., y Díaz-Hormazábal, I. (2018). The 2010–2015 megadrought and its influence on the fire regime in central and south-central Chile. *Ecosphere*, 9(8), e02300.
- González-Olabarria, J.-R., y Pukkala, T. (2011). Integrating fire risk considerations in landscape-level forest planning. *Forest Ecology and Management*, 261(2), 278–287.
- Hagberg, A., Swart, P., y S Chult, D. (2008). *Exploring network structure, dynamics, and function using networkx* (Inf. Téc.). Los Alamos National Lab.(LANL), Los Alamos, NM (United States).
- Hart, W. E., Watson, J.-P., y Woodruff, D. L. (2011). Pyomo: modeling and solving mathematical programs in python. *Mathematical Programming Computation*, 3(3), 219–260.
- Haslem, A., Kelly, L. T., Nimmo, D. G., Watson, S. J., Kenny, S. A., Taylor, R. S., ... others (2011). Habitat or fuel? implications of long-term, post-fire dynamics for the development of key resources for fauna and fire. *Journal of Applied Ecology*, 48(1),

- He, T., Lamont, B. B., y Pausas, J. G. (2019). Fire as a key driver of Earth’s biodiversity. *Biological Reviews*, *94*(6), 1983–2010.
- Héon, J., Arseneault, D., y Parisien, M.-A. (2014). Resistance of the boreal forest to high burn rates. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *111*(38), 13888–13893.
- Hesselbarth, M. H., Sciaini, M., With, K. A., Wiegand, K., y Nowosad, J. (2019). lands-capemetrics: an open-source r tool to calculate landscape metrics. *Ecography*, *42*(10), 1648–1657.
- Holz, A., Wood, S. W., Ward, C., Veblen, T. T., y Bowman, D. M. (2020). Population collapse and retreat to fire refugia of the tasmanian endemic conifer athrotaxis selaginoides following the transition from aboriginal to european fire management. *Global Change Biology*, *26*(5), 3108–3121.
- Hughes, A. C., Orr, M. C., Ma, K., Costello, M. J., Waller, J., Provoost, P., . . . Qiao, H. (2021). Sampling biases shape our view of the natural world. *Ecography*, *44*(9), 1259–1269.
- Hutchinson, G. (1957). Concluding remarks. Cold Springs Harbor Symp. Quant. Biol., *22*, 415–427.
- IUCN, I. (2019). *The iucn red list of threatened species. version 2019-3*. IUCN Global Species Programme Red List Unit United Kingdom.
- James, S. E., y T M’Closkey, R. (2003). Lizard microhabitat and fire fuel management. *Biological Conservation*, *114*(2), 293–297.
- James, S. R., Dennell, R., Gilbert, A. S., Lewis, H. T., Gowlett, J., Lynch, T. F., . . . others (1989). Hominid use of fire in the lower and middle pleistocene: A review of the evidence [and comments and replies]. *Current Anthropology*, *30*(1), 1–26.
- Johnston, F. H. (2009). Bushfires and human health in a changing environment. *Australian Family Physician*, *38*(9), 720–724.
- Jones, G. (2011). Optfuels: Fuel treatment optimization. *Missoula, MT: US Forest Service, Rocky Mountain Research Station*. 1 p..
- Jones, G., Chung, R. W., Bramel, J., Solutions, A. I., y Butler, I. E. (2014). Optfuels: Assessing fire risk and scheduling fuel treatments spatially over time to minimize expected loss from future fire in the Lake Tahoe Basin.
- Keeley, J. E., Bond, W. J., Bradstock, R. A., Pausas, J. G., y Rundel, P. W. (2011). *Fire in mediterranean ecosystems: Ecology, evolution and management*. Cambridge University Press. doi: 10.1017/CBO9781139033091
- Keeley, J. E., van Mantgem, P., y Falk, D. A. (2019). Fire, climate and changing forests. *Nature plants*, *5*(8), 774–775.
- Kelly, L. T., Giljohann, K. M., Duane, A., Aquilué, N., Archibald, S., Batllori, E., . . . others (2020). Fire and biodiversity in the anthropocene. *Science*, *370*(6519), eabb0355.
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., y Rubel, F. (2006). World map of the Köppen-geiger climate classification updated.
- Kravčík, M., Pokorný, J., Kohutiar, J., Kováč, M., y Tóth, E. (2009). Water for the recovery

of the climate—a new water paradigm. *Water Policy 2009, Water as a Vulnerable and Exhaustible Resource*.

- Lancaster, B. (2019). *Rainwater harvesting for drylands and beyond, volume 1: guiding principles to welcome rain into your life and landscape* (Vol. 1). Rainsource Press.
- Legge, S., Rumpff, L., Woinarski, J. C., Whiterod, N. S., Ward, M., Southwell, D. G., ... others (2022). The conservation impacts of ecological disturbance: Time-bound estimates of population loss and recovery for fauna affected by the 2019–2020 Australian megafires. *Global Ecology and Biogeography*.
- Leite, F., Bento-Gonçalves, A., Vieira, A., y da Vinha, L. (2015). Mega-fires around the world: A literature review. *Wildland Fires—A Worldwide Reality. New York, Nova Science Publishers*, 15–33.
- León, J., Reijnders, V. M., Hearne, J. W., Ozlen, M., y Reinke, K. J. (2019). A landscape-scale optimisation model to break the hazardous fuel continuum while maintaining habitat quality. *Environmental Modeling & Assessment*, 24(4), 369–379.
- Lisón, F., y Sánchez-Fernández, D. (2017). Low effectiveness of the natura 2000 network in preventing land-use change in bat hotspots. *Biodiversity and Conservation*, 26(8), 1989–2006.
- Loudermilk, E. L., Stanton, A., Scheller, R. M., Dilts, T. E., Weisberg, P. J., Skinner, C., y Yang, J. (2014). Effectiveness of fuel treatments for mitigating wildfire risk and sequestering forest carbon: a case study in the Lake Tahoe Basin. *Forest Ecology and Management*, 323, 114–125.
- Luebert, F., y Pliscoff, P. (2017). Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile (vol. 2). *Santiago, Chile: Editorial Universitaria*.
- Margulis, L., y Sagan, D. (1986). Microcosmos. En *Microcosmos*. University of California Press.
- Miranda, A., Carrasco, J., González, M., Pais, C., Lara, A., Altamirano, A., ... Syphard, A. D. (2020). Evidence-based mapping of the wildland-urban interface to better identify human communities threatened by wildfires. *Environmental Research Letters*.
- Mittermeier, R., Gil, P., Hoffmann, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C., ... Da Fonseca, G. (2005). Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions: Conservation international. *Sierra Madre, Cemex*, 315.
- Mooney, H. A. (1977). Convergent evolution in Chile and California. Mediterranean climate ecosystems. *US/IBP Synthesis Series (USA)*. v. 5..
- Moreira, F., Ascoli, D., Safford, H., Adams, M. A., Moreno, J. M., Pereira, J. M., ... others (2020). Wildfire management in Mediterranean-type regions: paradigm change needed. *Environmental Research Letters*, 15(1), 011001.
- Moritz, M. A., Batllori, E., Bradstock, R. A., Gill, A. M., Handmer, J., Hessburg, P. F., ... others (2014). Learning to coexist with wildfire. *Nature*, 515(7525), 58.
- Narayanaraj, G., y Wimberly, M. C. (2012). Influences of forest roads on the spatial patterns of human-and lightning-caused wildfire ignitions. *Applied Geography*, 32(2), 878–888.
- North, M. P., Stephens, S. L., Collins, B. M., Agee, J. K., APleT, G., Franklin, J. F., y Fule, P. Z. (2015). Reform forest fire management. *Science*, 349(6254), 1280–1281.

- Oliveira, T. M., Barros, A. M., Ager, A. A., y Fernandes, P. M. (2016). Assessing the effect of a fuel break network to reduce burnt area and wildfire risk transmission. *International Journal of Wildland Fire*, 25(6), 619–632.
- Pais, C., Carrasco, J., Martell, D., Weintraub, A., y Woodruff, D. (2021). Cell2fire: A cell-based forest fire growth model to support strategic landscape management planning. *front. for. glob. Change*, 4, 692706.
- Pais, C., Carrasco, J., Moudio, P. E., y Shen, Z.-J. M. (2021). Downstream protection value: Detecting critical zones for effective fuel-treatment under wildfire risk. *Computers & Operations Research*, 131, 105252.
- Pedernera, P., y Julio, G. (1999). Improving the economic efficiency of combatting forest fires in Chile: The KITRAL system. En *Proceedings of symposium on fire economics, planning and policy: Bottom lines* (Vol. 173, pp. 149–155).
- Rachmawati, R., Ozlen, M., Hearne, J., y Reinke, K. (2018). Fuel treatment planning: Fragmenting high fuel load areas while maintaining availability and connectivity of faunal habitat. *Applied Mathematical Modelling*, 54, 298–310.
- Rao, K., Williams, A. P., Duffenbaugh, N. S., Yebra, M., y Konings, A. G. (2022). Plant-water sensitivity regulates wildfire vulnerability. *Nature ecology & evolution*, 6(3), 332–339.
- Schmidt, D. A., Taylor, A. H., y Skinner, C. N. (2008). The influence of fuels treatment and landscape arrangement on simulated fire behavior, southern cascade range, California. *Forest Ecology and Management*, 255(8-9), 3170–3184.
- Scott, A. C., Bowman, D. M., Bond, W. J., Pyne, S. J., y Alexander, M. E. (2013). *Fire on earth: an introduction*. John Wiley & Sons.
- Stephens, S. L., Burrows, N., Buyantuyev, A., Gray, R. W., Keane, R. E., Kubian, R., . . . others (2014). Temperate and boreal forest mega-fires: Characteristics and challenges. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(2), 115–122.
- Syphard, A. D., Radeloff, V. C., Keeley, J. E., Hawbaker, T. J., Clayton, M. K., Stewart, S. I., y Hammer, R. B. (2007). Human influence on California fire regimes. *Ecological applications*, 17(5), 1388–1402.
- Syphard, A. D., Radeloff, V. C., Keuler, N. S., Taylor, R. S., Hawbaker, T. J., Stewart, S. I., y Clayton, M. K. (2008). Predicting spatial patterns of fire on a southern California landscape. *International Journal of Wildland Fire*, 17(5), 602–613.
- Tymstra, C., Bryce, R. W., Wotton, B. M., Taylor, S. W., y OB., A. (2010). Development and structure of Prometheus: the Canadian wildland fire growth simulation model. *Information Report NOR-X-Edmonton (AB): Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Northern Forestry Centre*, 417, 102.
- Ucitel, D., Christian, D. P., y Graham, J. M. (2003). Vole use of coarse woody debris and implications for habitat and fuel management. *The Journal of Wildlife Management*, 65–72.
- Vaillant, N. M., y Ager, A. A. (2014). ArcFuels: an ArcMap toolbar for fuel treatment planning and wildfire risk assessment. *Fire Management Today*, 74(1), 21–23.
- Wu, J. (2013). Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape ecology*, 28(6), 999–1023.

- Yang, J., He, H. S., Shifley, S. R., y Gustafson, E. J. (2007). Spatial patterns of modern period human-caused fire occurrence in the missouri ozark highlands. *Forest science*, 53(1), 1–15.
- Zhao, Y., Feng, D., Yu, L., Wang, X., Chen, Y., Bai, Y., . . . others (2016). Detailed dynamic land cover mapping of Chile: Accuracy improvement by integrating multi-temporal data. *Remote Sensing of Environment*, 183, 170–185.

Anexos

Anexo A. Zona de estudio

A.1. Vegetación

Tabla A.1: Coberturas de suelo (Zhao) en la zona de estudio, a celdas de 30m×30m.

Cobertura	# celdas	%
Bosque Nativo	2.276.346	55,20
Pastizal	804.732	19,51
Matorral	468.829	11,37
Cuerpos de agua	288.414	6,99
Terrenos baldíos	138.385	3,36
Plantaciones de coníferas	91.776	2,23
Cultivos agrícolas	34587	0,84
Nieve y hielo	14347	0,35
Superficies impermeables	6056	0,15
Humedales	543	0,01
Nubes	35	0,00

Tabla A.2: Pisos Vegetacionales

Formación	Especies predominantes	%
Bosque caducifolio templado	Nothofagus obliqua - Laurelia sempervirens	31.68
Bosque caducifolio templado andino	Nothofagus pumilio - Araucaria araucana	22.57
	Nothofagus alpina - Dasyphyllum diacanthoides	16.27
	Nothofagus alpina - N. dombeyi	7.80
	Nothofagus pumilio - Azara alpina	3.44
Bosque resinoso templado andino	Araucaria araucana - Nothofagus dombeyi	10.23
Matorral bajo templado andino	Discaria chacaye - Berberis empetrifolia	5.25
	Adesmia longipes - Senecio bipontinii	1.27
Bosque siempreverde templado andino	Nothofagus dombeyi - Gaultheria phillyreifolia	1.35
Sin vegetación		0.13

Tabla A.3: Tipos de combustible presentes en la zona de estudio, según la nomenclatura del sistema KITRAL, a una resolución de 100m×100m, ordenadas por el porcentaje del paisaje que cubre.

Código	Descripción	# celdas	%
BN03	Arbolado Nativo Denso	138,904	37.61
PCH2	Pastizales Mesomorficos Ralos	72,076	19.52
BN02	Formaciones con predominancia de Araucaria	36,003	9.75
BN04	Arbolado Nativo de Densidad Media	29,213	7.91
SV01	Cuerpos de Agua	24,920	6.75
MT02	Matorrales y Arbustos Mesomorficos Medios y Ralos	21,497	5.82
SV03	Terrenos Desnudos	14,908	4.04
PL03	Plantaciones Coniferas Adultas (12-17) sin Manejo	7,751	2.10
MT01	Matorrales y Arbustos Mesomorficos Densos	4,799	1.30
BN05	Arbolado Nativo de Densidad Baja	4,761	1.29
PCH3	Pastizales Higromorficos Densos	4,455	1.21
PL11	Plantaciones Latifoliadas y Mixtas	3,080	0.83
SV02	Cascos Urbanos	3,020	0.82
DX01	Desechos Explotacion a Tala Rasa de Plantaciones	1,861	0.50
PL10	Plantaciones Eucalipto Adultas (>10)	946	0.26
PCH4	Pastizales Higromorficos Ralos	758	0.20
PCH1	Pastizales Mesomorficos Densos	223	0.06
MT07	Renovales Nativos diferentes al Tipo Siempreverde	136	0.04

A.2. Fauna y Observaciones de aves

Tabla A.4: Número de registros de mamíferos por especie, ordenados de forma decreciente.

#	Especie	Obs.
1	<i>Abrothrix longipilis</i>	3
2	<i>Abrothrix olivaceus</i>	3
3	<i>Loxodontomys micropus</i>	3
4	<i>Oligoryzomys longicaudatus</i>	3
5	<i>Rattus rattus</i>	3
6	<i>Lepus europaeus</i>	2
7	<i>Myotis chiloensis</i>	2
8	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	2
9	<i>Rattus norvegicus</i>	2
10	<i>Bos taurus</i>	1
11	<i>Chelemys macronyx</i>	1
12	<i>Conepatus chinga</i>	1
13	<i>Dromiciops gliroides</i>	1
14	<i>Geoxus valdivianus</i>	1
15	<i>Irenomys tarsalis</i>	1
16	<i>Leopardus guigna</i>	1
17	<i>Lontra provocax</i>	1
18	<i>Myocastor coypus</i>	1
19	<i>Pudu pudu</i>	1
20	<i>Puma concolor</i>	1

Tabla A.5: Número de registros de aves por especie, ordenados de forma decreciente.

#	Especie	Obs.	#	Especie	Obs.	#	Especie	Obs.
1	<i>Milvago chimango</i>	265	56	<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	29	111	<i>Charadrius modestus</i>	6
2	<i>Theristicus melanopis</i>	250	57	<i>Nycticorax nycticorax</i>	28	112	<i>Circus cinereus</i>	6
3	<i>Vanellus chilensis</i>	243	58	<i>Phytotoma rara</i>	27	113	<i>Elanus leucurus</i>	6
4	<i>Elaenia albiceps</i>	188	59	<i>Anas sibilatrix</i>	26	114	<i>Fulica rufifrons</i>	6
5	<i>Aphrastura spinicauda</i>	184	60	<i>Cygnus melanocoryphus</i>	26	115	<i>Tachuris rubrigastra</i>	6
6	<i>Tachycineta leucopyga</i>	174	61	<i>Diuca diuca</i>	25	116	<i>Upucerthia saturator</i>	6
7	<i>Turdus falcklandii</i>	164	62	<i>Parabuteo unicinctus</i>	24	117	<i>Coscoroba coscoroba</i>	5
8	<i>Sephanoides sephanoides</i>	146	63	<i>Sicalis flaveola</i>	23	118	<i>Himantopus mexicanus</i>	5
9	<i>Troglodytes aedon</i>	145	64	<i>Specularias specularis</i>	23	119	<i>Patagona gigas</i>	4
10	<i>Scelorchilus rubecula</i>	143	65	<i>Cinclodes oustaleti</i>	22	120	<i>Phalacrocorax megalopterus</i>	4
11	<i>Anairetes parulus</i>	127	66	<i>Fulica leucoptera</i>	22	121	<i>Phrygilus fruticeti</i>	4
12	<i>Pygarrhichas albogularis</i>	119	67	<i>Rollandia rolland</i>	22	122	<i>Plegadis chihi</i>	4
13	<i>Spinus barbatus</i>	115	68	<i>Podiceps occipitalis</i>	21	123	<i>Sterna hirundinacea</i>	4
14	<i>Cinclodes patagonicus</i>	112	69	<i>Vultur gryphus</i>	21	124	<i>Asthenes pyrrholeuca</i>	3
15	<i>Phrygilus patagonicus</i>	110	70	<i>Hymenops perspicillatus</i>	20	125	<i>Calidris bairdii</i>	3
16	<i>Fulica armillata</i>	109	71	<i>Anas cyanoptera</i>	18	126	<i>Falco peregrinus</i>	3
17	<i>Podiceps major</i>	108	72	<i>Bubulcus ibis</i>	18	127	<i>Phrygilus unicolor</i>	3
18	<i>Chroicocephalus maculipennis</i>	106	73	<i>Eugralla paradoxa</i>	18	128	<i>Sicalis auriventris</i>	3
19	<i>Xolmis pyrope</i>	106	74	<i>Tachyeres patachonicus</i>	18	129	<i>Sterna trudeaui</i>	3
20	<i>Patagioenas araucana</i>	103	75	<i>Agelasticus thilius</i>	17	130	<i>Systellura longirostris</i>	3
21	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	96	76	<i>Callipepla californica</i>	17	131	<i>Falco femoralis</i>	2
22	<i>Pteroptochos tarnii</i>	94	77	<i>Leucophaeus pipixcan</i>	17	132	<i>Hirundo rustica</i>	2
23	<i>Coragyps atratus</i>	93	78	<i>Muscisaxicola maclovianus</i>	17	133	<i>Lophonetta specularioides</i>	2
24	<i>Curaeus curaues</i>	93	79	<i>Strix rufipes</i>	17	134	<i>Metriopelia melanoptera</i>	2
25	<i>Egretta thula</i>	93	80	<i>Merganetta armata</i>	16	135	<i>Mimus triurus</i>	2
26	<i>Enicognathus ferrugineus</i>	93	81	<i>Oxyura ferruginea</i>	16	136	<i>Muscisaxicola flavinucha</i>	2
27	<i>Colaptes pitiús</i>	92	82	<i>Melanodera xanthogramma</i>	15	137	<i>Netta peposaca</i>	2
28	<i>Caracara plancus</i>	87	83	<i>Lessonia rufa</i>	14	138	<i>Phalaropus tricolor</i>	2
29	<i>Podilymbus podiceps</i>	87	84	<i>Muscisaxicola albilora</i>	14	139	<i>Porphyrospiza alaudina</i>	2
30	<i>Larus dominicanus</i>	86	85	<i>Nothoprocta perdicaria</i>	14	140	<i>Rynchops niger</i>	2
31	<i>Anas flavirostris</i>	79	86	<i>Oxyura vittata</i>	14	141	<i>Upucerthia dumetaria</i>	2
32	<i>Enicognathus leptorhynchus</i>	79	87	<i>Numenius phaeopus</i>	13	142	<i>Actitis macularius</i>	1
33	<i>Notiochelidon cyanoleuca</i>	79	88	<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	13	143	<i>Anas bahamensis</i>	1
34	<i>Passer domesticus</i>	79	89	<i>Tringa melanoleuca</i>	13	144	<i>Anas platyrhynchos</i>	1
35	<i>Scytalopus magellanicus</i>	79	90	<i>Accipiter bicolor</i>	12	145	<i>Anthus hellmayri</i>	1
36	<i>Mimus thenca</i>	78	91	<i>Buteo ventralis</i>	12	146	<i>Asio flammeus</i>	1
37	<i>Zonotrichia capensis</i>	75	92	<i>Cistothorus platensis</i>	12	147	<i>Asthenes anthoides</i>	1
38	<i>Megasceryle torquata</i>	68	93	<i>Gallinago paraguaiæ</i>	12	148	<i>Athene cunicularia</i>	1
39	<i>Campephilus magellanicus</i>	62	94	<i>Gallinula melanops</i>	12	149	<i>Buteo albicaudatus</i>	1
40	<i>Anas georgica</i>	60	95	<i>Tringa flavipes</i>	12	150	<i>Calidris alba</i>	1
41	<i>Ardea alba</i>	55	96	<i>Buteo albigula</i>	11	151	<i>Caracara cheriway</i>	1
42	<i>Sturnella loyca</i>	55	97	<i>Chroicocephalus serranus</i>	11	152	<i>Charadrius nivosus</i>	1
43	<i>Columba livia</i>	54	98	<i>Columbina picui</i>	10	153	<i>Elaenia chilensis</i>	1
44	<i>Zenaida auriculata</i>	52	99	<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	10	154	<i>Heteronetta atricapilla</i>	1
45	<i>Buteo polyosoma</i>	50	100	<i>Agriornis lividus</i>	9	155	<i>Leucophaeus modestus</i>	1
46	<i>Colorhamphus parvirostris</i>	47	101	<i>Ardea cocoi</i>	9	156	<i>Muscisaxicola maculirostris</i>	1
47	<i>Sicalis luteola</i>	40	102	<i>Chloephaga picta</i>	9	157	<i>Oreotrochilus leucopleurus</i>	1
48	<i>Cinclodes fuscus</i>	37	103	<i>Anas platalea</i>	8	158	<i>Oxyura jamaicensis</i>	1
49	<i>Sylviorthorhynchus desmursii</i>	36	104	<i>Anthus correndera</i>	7	159	<i>Pelecanus thagus</i>	1
50	<i>Cathartes aura</i>	34	105	<i>Geositta rufipennis</i>	7	160	<i>Phoenicopterus chilensis</i>	1
51	<i>Dryobates lignarius</i>	34	106	<i>Tyto alba</i>	7	161	<i>Picoides lignarius</i>	1
52	<i>Glaucidium nana</i>	33	107	<i>Agriornis montanus</i>	6	162	<i>Puffinus griseus</i>	1
53	<i>Chloephaga poliocephala</i>	30	108	<i>Anas versicolor</i>	6	163	<i>Theristicus caudatus</i>	1
54	<i>Falco sparverius</i>	30	109	<i>Bubo virginianus</i>	6	164	<i>Thinocorus rumicivorus</i>	1
55	<i>Molothrus bonariensis</i>	30	110	<i>Charadrius collaris</i>	6			

A.3. Métricas del paisaje

A continuación se presentan las distintas métricas del paisajes que —como se mencionó en la sección 2.7— fueron calculadas, mas no incorporadas en el análisis posterior, debido a su escasa variabilidad en el paisaje.

1. **Media de la distancia euclidiana al vecino más cercano:** este índice, que puede tomar cualquier mayor a cero, calcula el promedio de la distancia euclidiana mínima al vecino más cercano de los parches de una misma clase i , dentro de una celda.

Matemáticamente, este índice se define como:

$$ENN_{MN}(i) = mean(ENN[patch_{ij}]) \quad (A.1)$$

Donde $ENN[patch_{ij}]$ es la distancia euclidiana mínima al vecino más cercano al parche j de la clase i .

2. **Índice de parche más grande:** este índice, que toma valores entre 0 y 100, mide el porcentaje de la celda cubierto por el parche más grande de una clase i . Este índice se aproxima a cero cuando el parche más grande se vuelve muy pequeño, y a 100 cuando la celda está compuesta por un único parche.

Matemáticamente, este índice se define como:

$$LPI(i) = \frac{\max_j(a_{ij})}{A} \cdot 100 \quad (A.2)$$

Donde $\max_j(a_{ij})$ es el área del parche más grande de la clase i , y A es el área total de la celda.

3. **Porcentaje del paisaje por clase:** este índice, que puede tomar valores entre 0 y 100, mide el porcentaje de la celda que pertenece a la clase i .

Matemáticamente, este índice se define como:

$$PLAND(i) = \frac{\sum_j a_{ij}}{A} \cdot 100 \quad (A.3)$$

Donde a_{ij} es el área del parche j de la clase i , y A es el área total de la celda.

4. **Área central total:** este índice, que puede tomar cualquier valor mayor o igual a cero, mide la suma de las áreas centrales de todos los parches pertenecientes a una clase. Un píxel dentro de un parche es considerado central si todos los píxeles vecinos pertenecen a su misma clase. En otras palabras, el área central de un parche es todo aquello que no es borde. Debido a esto el TCA mide la configuración del paisaje, porque los bordes aumentan en la medida que los parches están más desagregados. Este índice crece, sin límite, a medida que el área de los parches crece y las formas de los parches son simples; toma un valor de cero, cuando todos los píxeles de un parche son parte de un borde.

Matemáticamente, este índice se define como:

$$TCA(i) = \sum_j a_{ij}^{core} \cdot \left(\frac{1}{10.000}\right) \quad (\text{A.4})$$

Donde a_{ij}^{core} representa el área central del parche j de la clase i , en metros cuadrados.

5. **Tamaño del parche promedio:** este índice, que puede tomar valores mayores a cero, mide promedio del área de cada parche de una clase dentro de una celda.

Matemáticamente, este índice se define como:

$$AREA_{MN}(i) = mean_j(AREA[patch_{ij}]) \quad (\text{A.5})$$

Donde $AREA[patch_{ij}]$ es el área del parche j de la clase i , en hectáreas.

6. **Densidad de parches:** este índice, que puede tomar cualquier valore entre 0 y 1 millón, describe la fragmentación de una clase dentro de una celda. Este índice crece con el número de parches de clases diferentes y alcanza su máximo cuando toda la celda está compuesta con parches diferentes.

Matemáticamente, se define como:

$$PD(i) = \frac{n_i}{A} \cdot 10.000 \cdot 100 \quad (\text{A.6})$$

Dónde n_i es el número de parches de la clase i dentro de la celda, y A es el área total de la celda en metros cuadrados.

7. **Índice de diversidad de Shannon:** éste índice, que toma valores mayores o iguales a cero, es una medida de diversidad que considera tanto la cantidad de clases como la abundancia de cada una en consideración. Toma un valor de cero cuando todos los parches son iguales, y con un número dado de clase, alcanza su valor máximo cuando las proporciones de cada una están igualmente distribuidas.

Matemáticamente, este índice se define como:

$$SHDI = - \sum_i (P_i \cdot \ln(P_i)) \quad (\text{A.7})$$

Donde P_i es la proporción de la clase i dentro de una celda.

Anexo B. Biodiversidad e incendios desde la inteligencia artificial

B.1. Modelo de distribución de especies

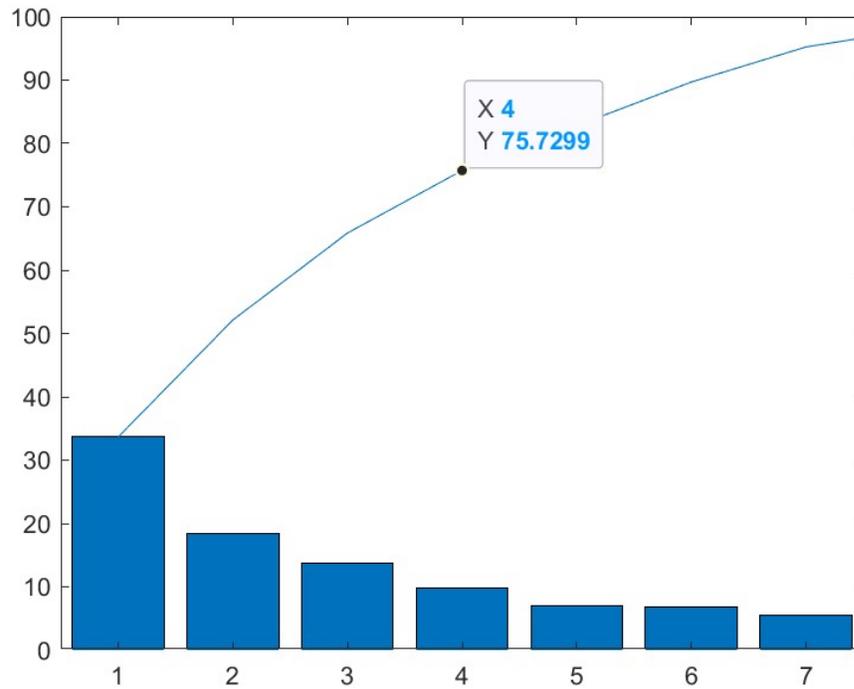


Figura B.1: % del espacio explicado por cada componente principal (barras) y acumulado (línea).

B.2. Modelo de Ignición

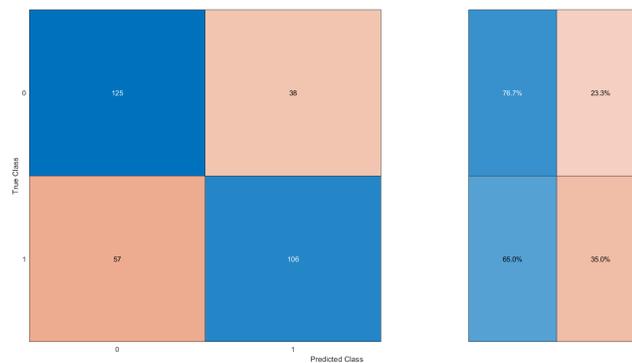


Figura B.2: Matriz de confusión del modelo de ignición.

B.3. Simulación de Incendios: Cell2Fire

Tabla B.1: Tipos de combustibles del sistema de fuego KITRAL y sus parámetros de comportamiento del fuego asociados.

ID	Code	Description	Fuel load (w_a) $kg\ m^{-1}$	Heat yield (H) $kJ\ kg^{-1}$	Basal ROS $m\ min^{-1}$
1	PCH1	Dense mesomorphic grassland	0,918	16434	1,1328
2	PCH2	Sparse mesomorphic grassland	0,617	16434	0,9762
3	PCH3	Dense hydromorphic grassland	0,684	16434	0,6141
4	PCH4	Sparse hydromorphic grassland	0,527	16434	0,5214
5	PCH5	fruit trees, vineyards and orchards	0,649	15899	0,06054
6	MT01	Dense native mesomorphic bushes and shrubs	2,923	19635	0,45618
7	MT02	Medium to sparse native mesomorphic bushes and shrubs	1,910	19635	0,4882
8	MT03	Dense native hydromorphic bushes and shrubs	3,308	19129	0,10032
9	MT04	Medium to sparse native hydromorphic bushes and shrubs	1,383	19129	0,29316
10	MT05	Formations whit predominance of species of the genus <i>Chusquea</i> (Quila, colihue)	3,029	20920	0,61926
11	MT06	Formations whit predominance of species of the genus <i>Ulex</i> (espinillo)	3,529	21284	0,55404
12	MT07	native young stand different from the evergreen forest type	3,189	18828	0,10722
13	MT08	native young stand of the evergreen forest type	1,903	18828	0,26052
14	BN01	Formations whit predominance of <i>Fitzroya cupressoides</i>	2,624	19246	0,13494
15	BN02	Formations with predominance of <i>Araucaria araucana</i>	2,310	19037	0,08646
16	BN03	Dense native woodland	3,544	19045	0,05874
17	BN04	Medium density native woodland	2,164	19045	0,09336
18	BN05	Sparse native woodland	1,954	19045	0,14190
19	PL01	Conifer plantations 0-3 years without management	0,838	18405	0,79044
20	PL02	Conifer plantations 4-11 years without management	3,019	20376	0,35838
21	PL03	Conifer plantations 12-17 years without management	3,333	20376	0,14886
22	PL04	Conifer plantations over 17 years without management	3,249	20376	0,16272
23	PL05	Conifer plantations 4-11 years with management	4,087	20376	0,39096
24	PL06	Conifer plantations 12-17 years with management	3,714	20376	0,19530
25	PL07	Conifer plantations over 17 years with management	4,063	20376	0,15576
26	PL08	New <i>Eucalyptus</i> plantations 0-3 years	0,905	18292	0,58662
27	PL09	<i>Eucalyptus</i> plantations 4-10 years	3,14	20150	0,32574
28	PL10	<i>Eucalyptus</i> plantations over 10 years	2,742	20150	0,22794
29	PL11	Broad-leaf or mixed plantations	2,464	19597	0,07950
30	DX01	Waste from clear-cutting plantations	8,250	19857	0,12804
31	DX02	Waste from clear cutting native forest	7,125	19463	0,11418

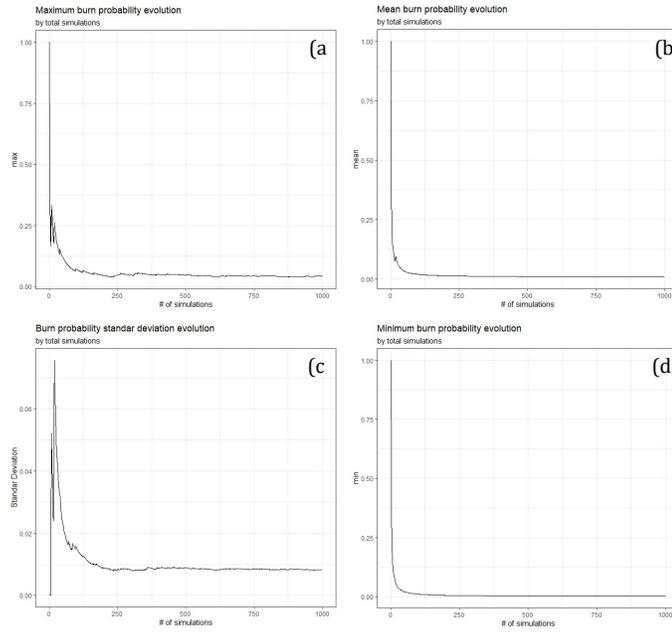


Figura B.3: Evolución del máximo, promedio , c) desviación estándar y d) mínimo de la probabilidad de quema según el número de simulaciones. Se puede Observar una estabilización de todas los gráficos después de la simulación 500 aproximadamente.