



DIAGNOSTICO Y EVALUACION DE EFECTOS AMBIENTALES CAUSADOS POR INCENDIOS FORESTALES EN LA COMUNA DE FLORIDA

INFORME FINAL

Eduardo Peña F.
Rolando Rodríguez L.
Eduardo Acuña C.
Elisabeth Lictevout

Concepción, Noviembre 30 de 2017

INDICE

Informe 1: Diagnóstico y evaluación del impacto producido por los incendios forestales en la comuna de Florida sobre los siguientes componentes ambientales: Suelo, Vegetación, Red Fluvial, Biodiversidad, Paisaje, Clima e impacto socioeconómico sobre la población local	3
1.1 Recursos hídricos	3
1.2 Impacto en la biodiversidad	24
1.3 Impacto en la vegetación	27
1.4 Impacto en el suelo	29
1.5 Impacto socioeconómico sobre la población local	31
1.6 Referencias	41
 Informe 2: Evaluación del riesgo de erosión y degradación de la vegetación post incendio y propuesta de medidas de intervención	44
2.1 Riesgo de erosión	44
2.2 Riesgo de degradación química de los suelos	46
2.3 Riesgo de degradación de la vegetación nativa	48
2.4 Referencias	50
 Informe 3: Valorización de la capacidad de regeneración natural de la vegetación nativa y exótica, ejecución de pilotos de manejo de vegetación afectada por el fuego y propuesta de medidas de manejo para favorecer la regeneración natural de vegetación post incendio	52
3.1 Introducción	52
3.2 Capacidad de regeneración natural de la vegetación nativa	53
3.3 Capacidad de regeneración natural de la vegetación exótica	56
3.4 Pilotos de manejo de la vegetación nativa	60
3.5 Propuestas de medidas de manejo para favorecer la regeneración natural post incendio	62
3.6 Potencial invasor especies introducidas	63
3.7 Referencias	65
 Informe 4: Evaluación de la severidad del fuego sobre la cubierta vegetal, y en la destrucción de la parte aérea de la masa forestal	67
4.1 Metodología	67
4.2 Resultados	70
4.3 Referencias	74

INTRODUCCION

En el presente informe se entregan los resultados del “diagnóstico y evaluación de efectos ambientales causados por incendios forestales en la comuna de Florida”. En él se incluyen resultados sobre los impactos en el suelo, recursos hídricos, biodiversidad y efectos del fuego en la vegetación nativa y exótica. Se incluye también una evaluación económica de los impactos y un informe de severidad del fuego y emisiones gaseosas.

Sin duda que este gran evento de fuego que afectó a la mitad de la comuna de Florida genera grandes pérdidas a las comunidades rurales y los propietarios de la tierra porque en algunos casos por varios años no podrán utilizar sus fuentes de sustento y en otras se atrasa la edad final de cosecha, porque se requiere plantar nuevamente. Además, se liberan gases que aportan a agravar el efecto invernadero, como sería el caso de las emisiones de CO².

Por otro lado, existe también un impacto en las comunidades vegetales y de fauna de la zona, las cuales se han estado viendo afectadas por incendios repetitivos que son los que más daño pueden causar en el largo plazo. Por ello es de vital importancia la prevención de incendios para reducir los impactos negativos y que los ecosistemas se recuperen a un nivel que pueda mantener su resiliencia, resistir y tolerar, ante el próximo evento.

Los resultados de recuperación de la vegetación nativa son bastante positivos porque en todos los rodales evaluados, el 100% de las especies nativas está rebrotando, en algunas especies el rebrote supera los 100 cm de altura, este comportamiento además confirma que la persistencia es la estrategia de permanencia en el tiempo del bosque caducifolio de Concepción. La erosión post incendio no es preocupante, la mayoría de las cárcavas no se activaron y el suelo se observa con una buena cubierta de hierbas. También, fue muy positiva la respuesta de recuperación de la población de aves de la zona, 39 especies, en actividades de alimentación y reproducción en la zona quemada.

También, se pueden apreciar algunas amenazas las cuales están relacionadas con dos especies de aromo (*Acacia dealbata* y *Acacia melanoxylon*) y *Pinus radiata*, éstas tres especies tienen la capacidad de regenerar en forma abundante post incendio, con millones de plantas por hectárea, ocupando plenamente el sitio y limitando la recuperación de las especies nativas. Datos obtenidos de un incendio que ocurrió hace 5 años atrás (Pichiqueime), muestran que todavía sobreviven 80.000 plantas/ha de *A. dealbata* formando una barrera impenetrable de vegetación de entre 5 a 7 m de altura.

Considerando lo anterior, sostenemos que la mayor amenaza para los ecosistemas de la zona serán los incendios que ocurran con mayor frecuencia e intensidad y la amenaza de expansión de las especies invasoras introducidas.

INFORME 1: DIAGNOSTICO Y EVALUACIÓN DEL IMPACTO PRODUCIDO POR LOS INCENDIOS FORESTALES EN LA COMUNA DE FLORIDA

1.1 RECURSO HÍDRICOS:

Se evaluó el impacto del incendio sobre los recursos hídricos superficiales, a través del análisis de los potenciales cambios provocados por el incendio tanto en la cantidad de agua (caudales de escorrentía superficial) como en la calidad del agua (potencial contaminación de las aguas e incremento del aporte de sedimentos a la red).

A. Metodología

a.1. Hidrografía y morfología de la zona estudiada:

Se delimitaron las cuencas, subcuencas y sub-subcuencas, en la clasificación de la D.G.A, de la comuna de Florida además de la red de drenaje se creó con el software ArcGIS, a partir de un raster DEM (Modelo **RECURSO HÍDRICOS:**

Se evaluó el impacto del incendio sobre los recursos hídricos superficiales, a través del análisis de los potenciales cambios provocados por el incendio tanto en la cantidad de agua (caudales de escorrentía superficial) como en la calidad del agua (potencial contaminación de las aguas e incremento del aporte de sedimentos a la red).

B. Metodología

a.1. Hidrografía y morfología de la zona estudiada:

Se delimitaron las cuencas, subcuencas y sub-subcuencas, en la clasificación de la DGA (Dirección Gneral de Aguas), de la comuna de Florida además de la red de drenaje que se creó con el software ArcGIS, a partir de un raster DEM (Modelo Digital de Terreno) de las cuencas en estudio. Se utilizó la herramienta Hydrology de este software para delimitar la cuenca hidrográfica y a la vez estimar la dirección y la acumulación de flujos hídricos.

Se estimaron las pendientes con herramientas de análisis de superficies de los sistemas de información geográficos y usando como base el modelo de elevación digital Aster-Dem con una resolución espacial de 30 metros. Se obtuvo rangos de pendiente del terreno agrupados en tres valores:

- 1= 00% - 15%
- 2=15% - 30%
- 3= 30% y más

a2. Hidrología de la zona estudiada:

i. Análisis de series de datos hidrológicos existentes:

Se realizó en primer lugar un inventario de estaciones meteorológicas y fluviométricas existentes. La comuna de Florida no cuenta con estaciones meteorológicas ni con estaciones fluviométricas. Sin embargo, la mayor parte de la comuna de Florida pertenece a la subcuenca Río Andalién, la cual sí tiene estaciones administradas por la DGA. Estas estaciones y sus características se indican en la Tabla 1.1. Para realizar el estudio se utilizaron dos estaciones meteorológicas “Andalién” y “Las Pataguas” y dos estaciones fluviométricas “río Andalien camino a Penco” y “río Andalién Expeaje Chaimavida” ya que estas estaciones presentan datos antes de los incendios de enero y febrero 2017 y después.

Tabla 1.1: Estaciones fluviométricas vinculadas a la red fluvial de la comuna de Florida.

Nombre estación	Tipo	UTM N	UTM E	Altura	Cuenca	Subcuenca	Variable	Estado	Fecha inicio	Fecha término
Río Andalién Camino a Penco	Fluviométrica	5924703	676089	7	Río Andalién	Costeras e islas entre río Itata y río Biobío	Caudal instantáneo	Vigente	01-01-2014	30-06-2017
Río Andalién ex peaje Chaimávida	Fluviométrica	5925531	681587	280	Río Andalién	Costeras e islas entre río Itata y río Biobío	Caudal instantáneo	Vigente	01-01-2015	02-06-2017
Río Andalién en puente Trinitaria	Fluviométrica	5925778	682981	25	Río Andalién	Costeras e islas entre río Itata y río Biobío	Caudal diario	Abandonada	01-03-2009	06-07-2015
Las Pataguas	Meteorológica	5926007	688070	236	Río Andalién	Costeras e islas entre río Itata y río Biobío	Precipitación diaria	Vigente	01-12-1990	-
Andalien	Meteorológica	5923817	683832	37	Río Andalién	Costeras e islas entre río Itata y río Biobío	Precipitación diaria	Vigente	01-01-2001	-
Andalien en Puchacay	Calidad	5923563	676909		Río Andalién	Costeras e islas entre río Itata y río Biobío	Parámetros Físico-químicos	Vigente	24-02-1984	-

ii. Análisis de la escorrentía:

Campañas de aforo en esteros de la comuna:

Se realizaron dos campañas de aforo en cuatro esteros de la comuna de La Florida en la subcuenca del río Andalién con el objetivo de relacionar la escorrentía dentro de la comuna de Florida con las estaciones de monitoreo y con los análisis de calidad de agua (Figura 1.1 y 1.2; Tabla 2.1). Además, se correlacionó con la severidad del incendio (Figura 1.3).

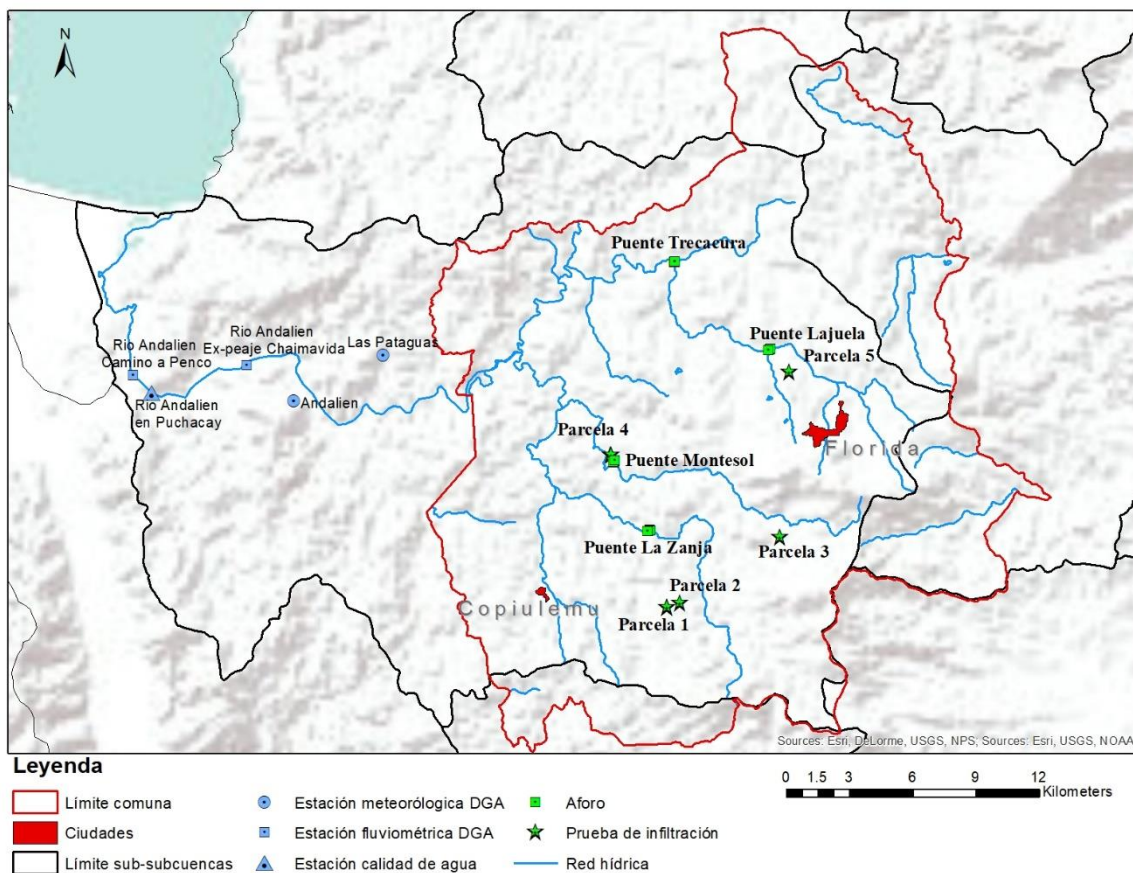


Figura 1.1: Localización de los puntos de monitoreo de la cuenca del río Andalién.

Tabla 1.2: Detalles de los puntos de aforo y muestreo de calidad de agua

N°	Nombre estación	Transecto/ID	Tipo	UTM E	UTM N	Altura	Variables medidas
1	Puente La Zanja	Zanja_1	Estero	700480.47	5917391.98	180	Caudal, calidad
2	Puente La Zanja	Zanja_2	Estero	700422.51	5917393.03	180	Calidad
3	Puente La Zanja	Zanja_3	Estero	700359.49	5917375.83	178	Calidad
4	Puente Montesol	Monte_1	Estero	698817.98	5920677.94	183	Calidad
5	Puente Montesol	Monte_2	Estero	698779.5	5920675.45	183	Caudal, calidad
6	Puente Montesol	Monte_3	Estero	698689.9	5920653.37	182	Calidad
7	Puente Lajuelas	Lajue_1	Estero	706207.23	5926039.35	204	Calidad
8	Puente Lajuelas	Lajue_2	Estero	706127.28	5925988.25	203	Caudal, calidad
9	Puente Lajuelas	Lajue_3	Estero	706044.73	5925942.43	201	Calidad
10	Puente Trecacura	Treca_1	Estero	701629.78	5930174.31	170	Calidad
11	Puente Trecacura	Treca_2	Estero	701625.31	5930129	170	Caudal, calidad
12	Puente Trecacura	Treca_3	Estero	701594.76	5930115.64	170	Calidad





Figura 1.2: Fotos de las estaciones de aforo. a: Puente La Zanja; b: Puente Montesol; c: Puente Lajuela; d: Puente Trecacura.

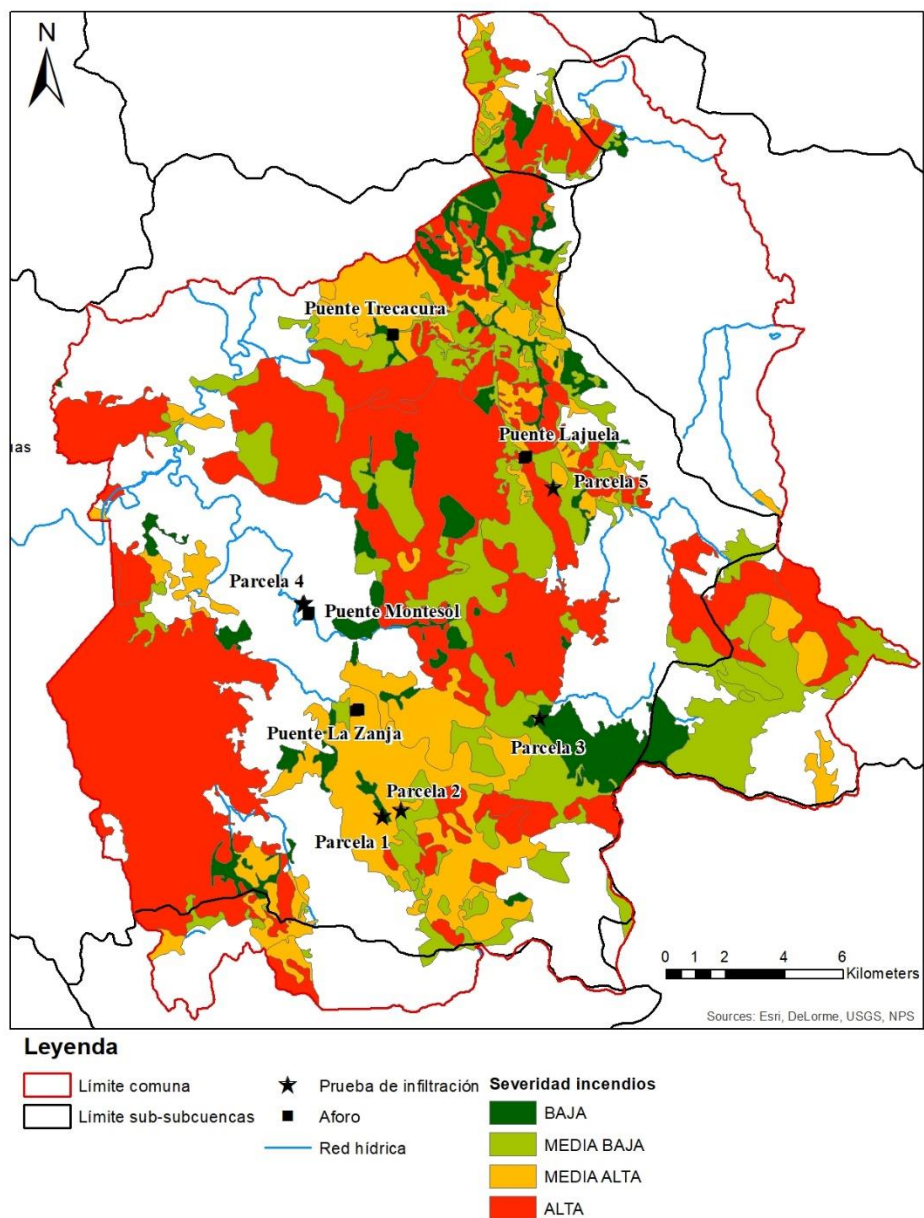


Figura 1.3: Localización de los puntos de monitoreo en *relación* con los incendios

Pruebas de infiltración

Se realizaron pruebas de infiltración en 5 sitios experimentales seleccionadas de la comuna de La Florida, sub-cuenca del río Andalién (Figura 1.1, 1.3 y 1.4; Tabla 1.3). El objetivo fue analizar el impacto del incendio sobre la capacidad de infiltración del suelo, y por consiguiente sobre la escorrentía, en función de la vegetación y de la severidad del incendio. Para ello, se seleccionaron cuatro zonas en plantaciones de pino jóvenes. Cuatro de las zonas fueron seleccionadas en zonas afectadas por los incendios, en cada uno de los cuatro grados de severidad (Intensidad baja, intensidad media baja, intensidad media alta, intensidad alta). En cada punto de muestreo, se realizó

una prueba de infiltración con infiltrómetro en la superficie del suelo. Se controla el nivel del agua con el tiempo en el cilindro para determinar la tasa de infiltración en cada unidad de tiempo.

Tabla 1.3: Detalles de los puntos de aforo

N° parcela	UTM E	UTM N	Altura	Severidad incendio
1	701265.98	5913807.70	217	Media alta
2	701970.28	5913908.70	268	Media baja
3	706470.68	5916678.65	227	Baja
4	698549.05	5920974.25	183	Control
5	707040.58	5924916.40	277	Alta





Figura 1.4: Fotos de las pruebas de infiltración: a. Parcela 1 (severidad media alta); b. Parcela 3: severidad baja; c. Parcela de control

Análisis de la repelencia del suelo al agua

(Figura 1.1, 1.3 y 1.5; Tabla 1.4)

Se analizó la repelencia al agua mediante el método Water-Drop-Penetration-Time (WDPT), el cual consiste en colocar una gota de agua destilada sobre la superficie del suelo mineral y medir el tiempo que toma el suelo para absorber la gota. Se aplicó el sistema de clasificación del National Wildfire Coordinating Group USA (Clark, 2001): nula o ligera repelencia al agua (tiempo de absorción de la gota de agua < 10 s); repelencia al agua moderada (el agua toma entre 10 y 40 s para ser absorbida); repelencia al agua severa (la gota necesita más de 40 s para ser absorbida). El test se aplicó en 5 parcelas, las mismas que para las pruebas de infiltración.



Figura 1.5: Fotos de la prueba WDPT

iii. Análisis de la calidad del agua superficial:

Se realizaron dos campañas de muestreo de calidad de agua superficial en cuatro esteros de la comuna de la Florida, subcuenca del río Andalién durante el mes de octubre 2017 (Figura 1.6). Se analizaron los siguientes elementos: Conductividad eléctrica, Fósforo total, Nitrógeno total y Sedimentos sedimentables (Tabla 1.2). Estos elementos fueron seleccionados en base a la literatura existente en la cual se demuestra el aumento de Fósforo total, Nitrógeno total y Sedimentos sedimentables después de incendios. Las campañas de muestreo se realizaron después de eventos lluviosos para poder identificar la presencia potencial de partículas de suelo sedimentables arrastradas a los cauces por la lluvia.

Los análisis se realizaron en el Laboratorio de Química Ambiental, del Centro de Ciencias Ambientales EULA Chile de la Universidad de Concepción (centro EULA).



Figura 1. 6: Fotos del muestreo de agua a: en el puente Montesol; b: en el puente Trecacura.(Falta b)

C. Resultados

a. Hidrografía y morfología de la zona estudiada

A nivel nacional, la delimitación oficial de cuencas hidrográficas corresponde al inventario “Clasificación de Cuencas Hidrográficas de Chile” realizado por la Dirección General de Aguas (DGA) en 1978, la cual sigue vigente con algunas mejoras desde su creación. La Tabla 1.4 muestra la delimitación oficial de la DGA para la comuna de La Florida.

Tabla 1.4: Cuencas, subcuencas y sub-subcuencas oficiales (DGA) de la comuna de Florida:

Cuencas DGA	Subcuencas DGA	Sub-subcuencas DGA
Río Itata	Itata Medio	Río Itata entre estero Coyanco y río Yuble
Río Biobío	Laja bajo	Río Claro hasta estero Coihueco
	Río Biobío bajo	Esteros Quilacoya
Costeras e islas entre Río Itata y Río Biobío	Costeras entre río Itata y Río Pingueral	Costeras entre río Itata y Río Pingueral
	Río Andalién	Río Andalién

Como lo muestra la Figura 1.1, la casi totalidad de la comuna de Florida se localiza en la cuenca del río Andalién. Aunque para la DGA es una subcuenca de las cuencas costeras entre río Itata y río Biobío, se puede considerar como una cuenca dado que desemboca al mar (Figura 1.1).

El extremo noreste de la comuna de Florida es parte de la cuenca del río Itata y una pequeña porción al sur de la comuna es parte de la cuenca del río Biobío (Figura 1.1).

Por lo tanto, el análisis hidrológico del presente informe se ha centrado en la cuenca del río Andalién para la cual se definió la red de drenaje (Figura 1.1).

b. Análisis hidrológico

En la Figura 1.1 se muestra la localización de los puntos de monitoreo, tanto existentes (DGA) como los puntos definidos en el marco de este proyecto: aforo, medición de la infiltración y calidad de agua.

Es importante mencionar que los datos registrados y proporcionados por la DGA son de muy baja calidad:

- Por una parte, faltan muchos datos, a veces varios meses, lo que ha impedido realizar un análisis estadístico de los datos. Por otra parte, existen datos con valores extremos que son probablemente erróneos. La baja calidad de los datos ha impedido hacer un análisis hidrológico del antes y después del incendio.

- Los datos de precipitación no son con frecuencia horaria, lo que ha impedido hacer un análisis de precipitación-escorrentía para eventos de lluvia antes y después del incendio.

A pesar de ello, se presenta el siguiente análisis.

i. Escorrentía

Análisis de los datos existentes de escorrentía y precipitación en estaciones DGA:

A pesar de la mala calidad de los datos registrados por la DGA (en cantidad como en calidad), se muestra en la Figura 1.7 el hietograma e hidrograma con frecuencia diaria de las estaciones pluviométricas y fluviométricas estudiadas en el periodo disponible.

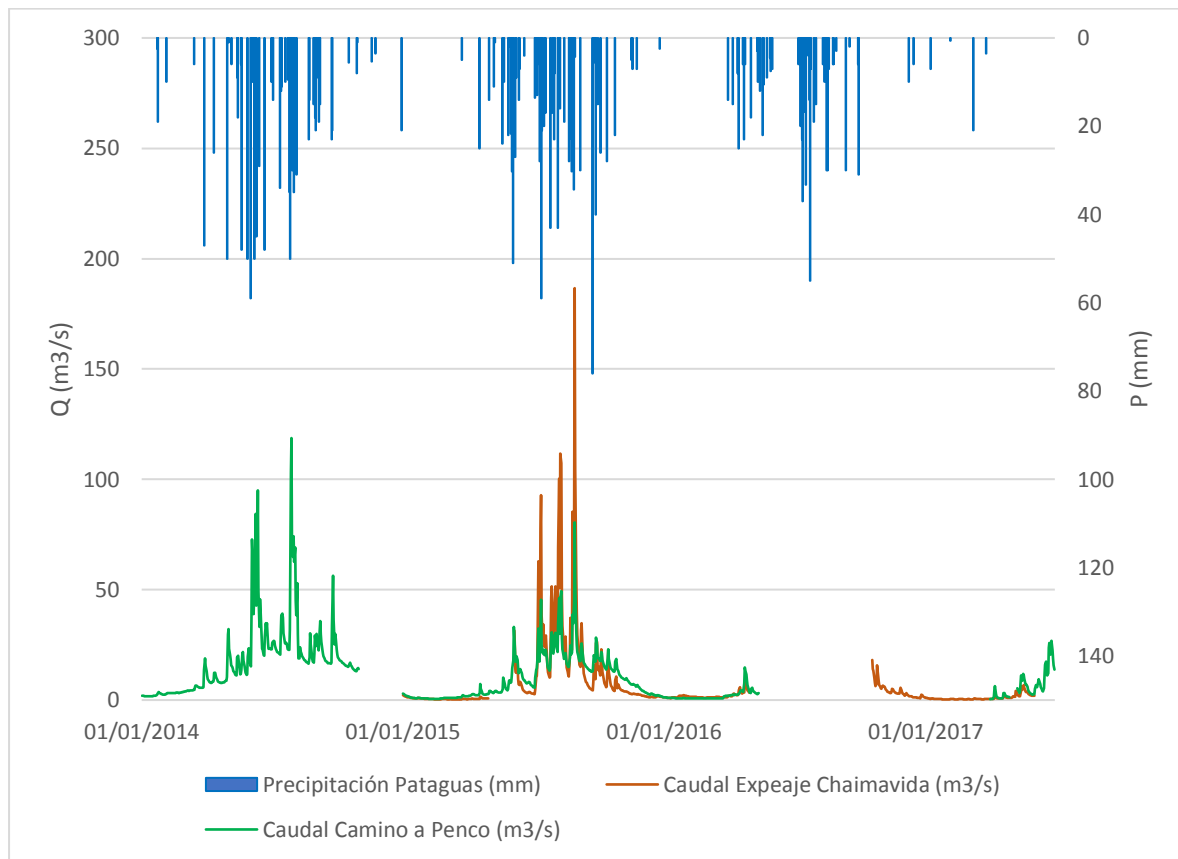


Figura 1. 7: Hietograma de la estación pluviométrica DGA de la Pataguas e hidrograma de las estaciones fluviométricas río Andalién camino a Penco y río Andalién expeaje Chaimavida.

Como se puede observar en la Figura 1.7, existen muchos periodos sin datos. Además, la estación fluviométrica del río Andalién ex-peaje Chaimávida se encuentra aguas arriba de la estación fluviométrica río Andalién camino a Penco, la cual además se encuentra después de la confluencia con el estero Nonguen. Por lo tanto, el caudal de la estación fluviométrica río Andalién camino a Penco debería ser parecido o mayor al caudal de la estación fluviométrica del río Andalién expeaje Chaimavida. Sin embargo, durante el invierno 2015, los caudales del río Andalién en la estación expeaje Chaimavida son mucho más altos que en la estación Camino a Penco sin que haya otra

explicación a ello que un error de medición en una de las dos estaciones. Además, las dos estaciones muestran periodos largos sin datos (varios meses).

Con el objetivo de analizar el comportamiento de la esorrentía antes y después de los incendios 2017, se seleccionó los meses con datos en los años 2015, 2016 y 2017. Lamentablemente, el periodo común de registro de datos en los 3 años para cada estación es muy corto y solo ocurre en los meses de abril y mayo (Figura 1.8 y 1.9). Se observa claramente que la cuenca del río Andalién es de régimen pluvial con curvas de crecida inmediatas y bruscas durante un evento de precipitación. La curva de crecida responde a la morfología de la cuenca del río Andalién, la cual tiene una forma redonda y por lo tanto la esorrentía provocada por una lluvia tiende a concentrarse en el cauce principal al mismo tiempo, con un riesgo alto de inundación. La curva de descenso del hidrograma sin embargo es lenta lo que puede significar que una parte de la precipitación se infiltra de forma subsuperficial y descarga al cauce principal más lentamente.

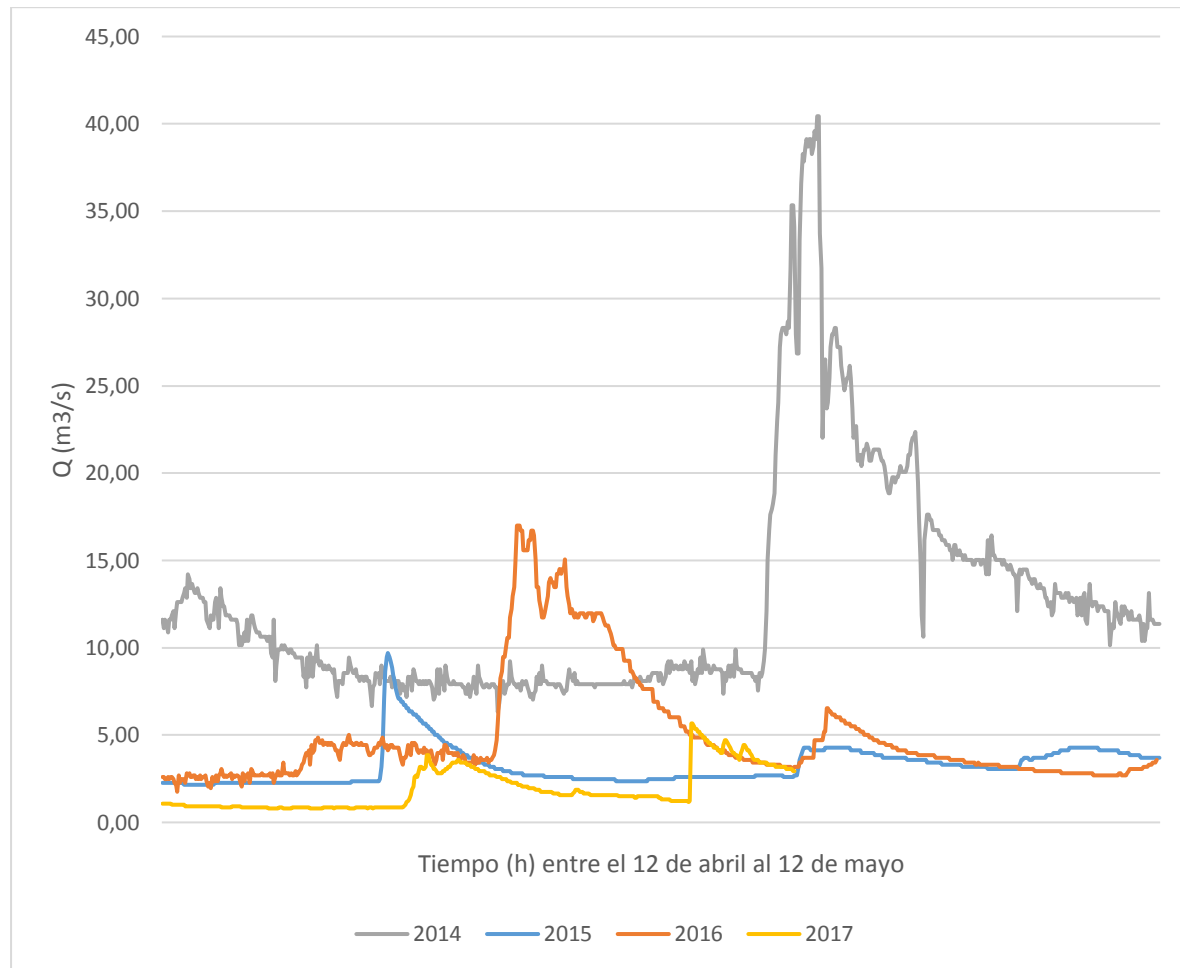


Figura 1.8: Caudales instantáneos con frecuencia horaria en la estación río Andalién camino a Penco entre el 12 de abril y el 12 de mayo para los años 2014, 2015, 2016 y 2017

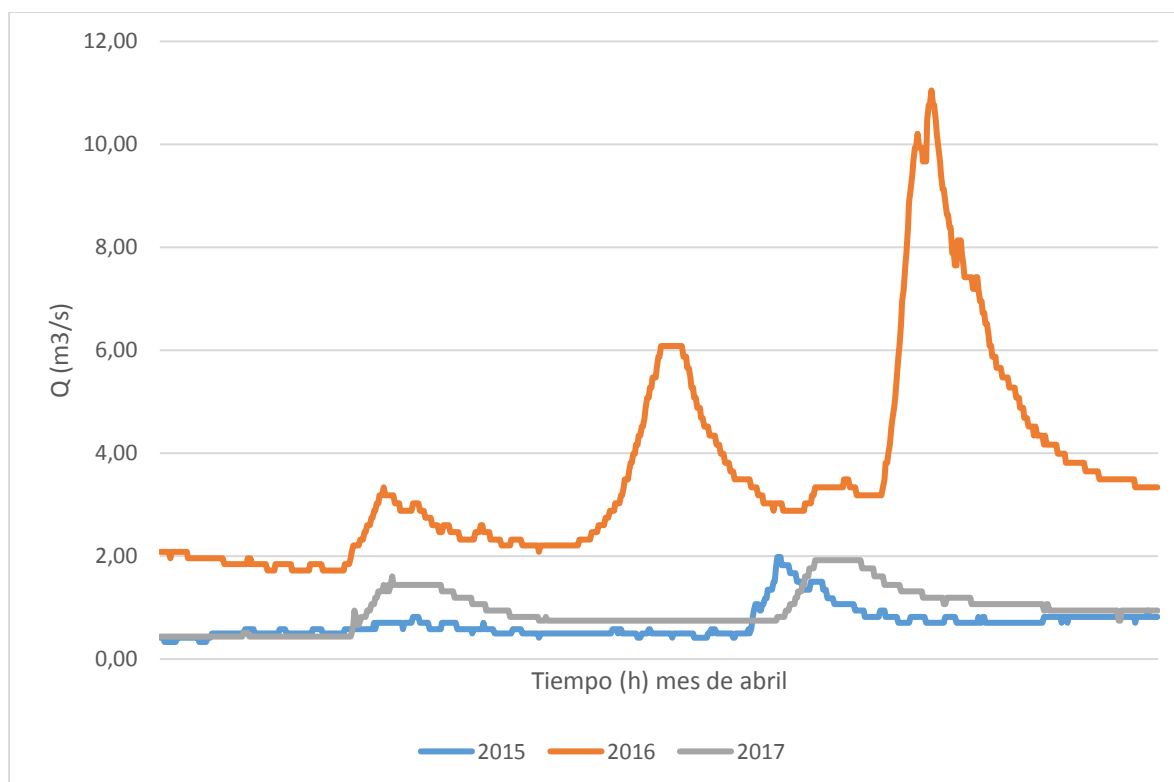


Figura 1.9: Caudales instantáneos con frecuencia horaria en la estación río Andalien expeaje Chaimávida entre el mes de abril para los años 2015, 2016 y 2017

No se puede observar ningún patrón de escorrentía diferente entre los años anteriores a 2017 y 2017 debido a la baja calidad de los datos y la variabilidad interanual de las precipitaciones que es muy alta, induciendo variaciones interanuales de escorrentía importantes. En las dos estaciones, no se observa una clara tendencia a la disminución o al aumento de la escorrentía después de los incendios de enero y febrero 2017.

Escorrentía de la zona de estudio

La Figura 1.10 muestra los resultados de las campañas de aforo.

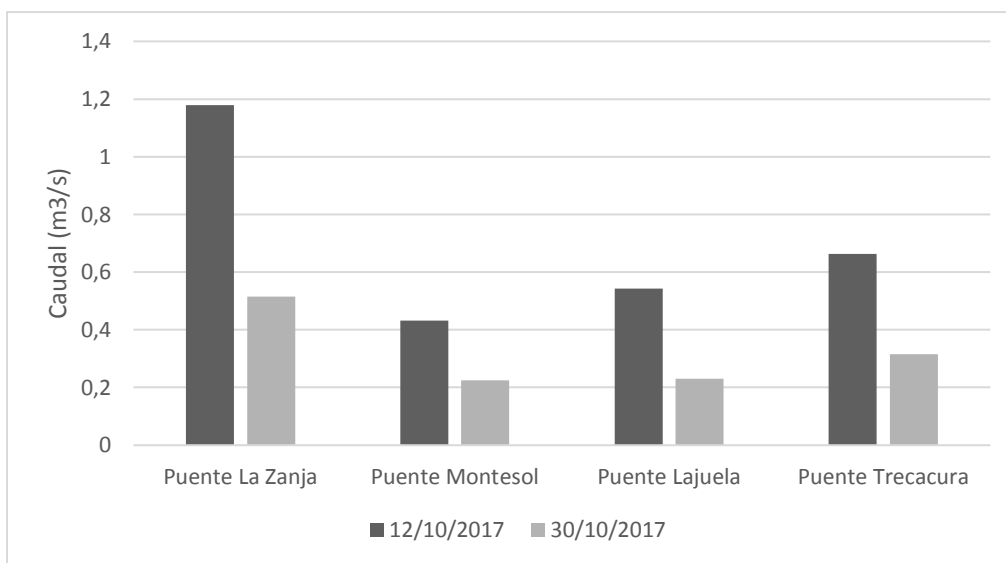


Figura 1.10: Caudal de cuatro esteros de la cuenca del río Andalién en la comuna de Florida.

Aunque las dos campañas se realizaron después de dos eventos de precipitación, se nota claramente la disminución de los caudales de aproximadamente 50% en dos semanas, al final del periodo de invierno (entre 42% en el puente Lajuela y 52% en el puente Montesol).

Calidad de agua

La Figura 1.11 muestra los resultados de los análisis de calidad de agua para las dos campañas. Se puede observar lo siguiente:

- Excepto el fósforo, los elementos analizados (conductividad eléctrica, sedimentos sedimentables y nitrógeno total) son estables entre las dos campañas.
- La conductividad eléctrica es menor al sur de la cuenca (puentes La Zanja y Montesol) que al norte (puente Lajuela y Trecacura) pero arroja valores bajos en general y normales para la geología de la zona (granito y rocas metamórficas).
- No se detectó sedimentos sedimentables en las dos campañas.
- Es notable la disminución de la concentración en fósforo entre las dos campañas. La guía CONAMA para el establecimiento de las normas secundarias de calidad ambiental para aguas continentales superficial y marina establece un valor de fósforo total para un estado ultraoligotrófico de aguas superficiales de 0,075 mg/l. La norma secundaria de calidad ambiental para la protección de las aguas continentales superficiales de la cuenca del río Biobío (Ministerio de Medioambiente) establece un valor de 0,05 mg/l para el río Biobío en su último tramo después de la confluencia con el río Laja. En la primera campaña (12 de octubre 2017), las concentraciones en fosforo total de los esteros en los puentes La Zanja, Montesol y Lajuela fueron menores a 0,05 y 0,07 mg/l. Sin embargo, la concentración de fósforo total en el puente Trecacura arrojó un valor mayor (0,073 mg/l).

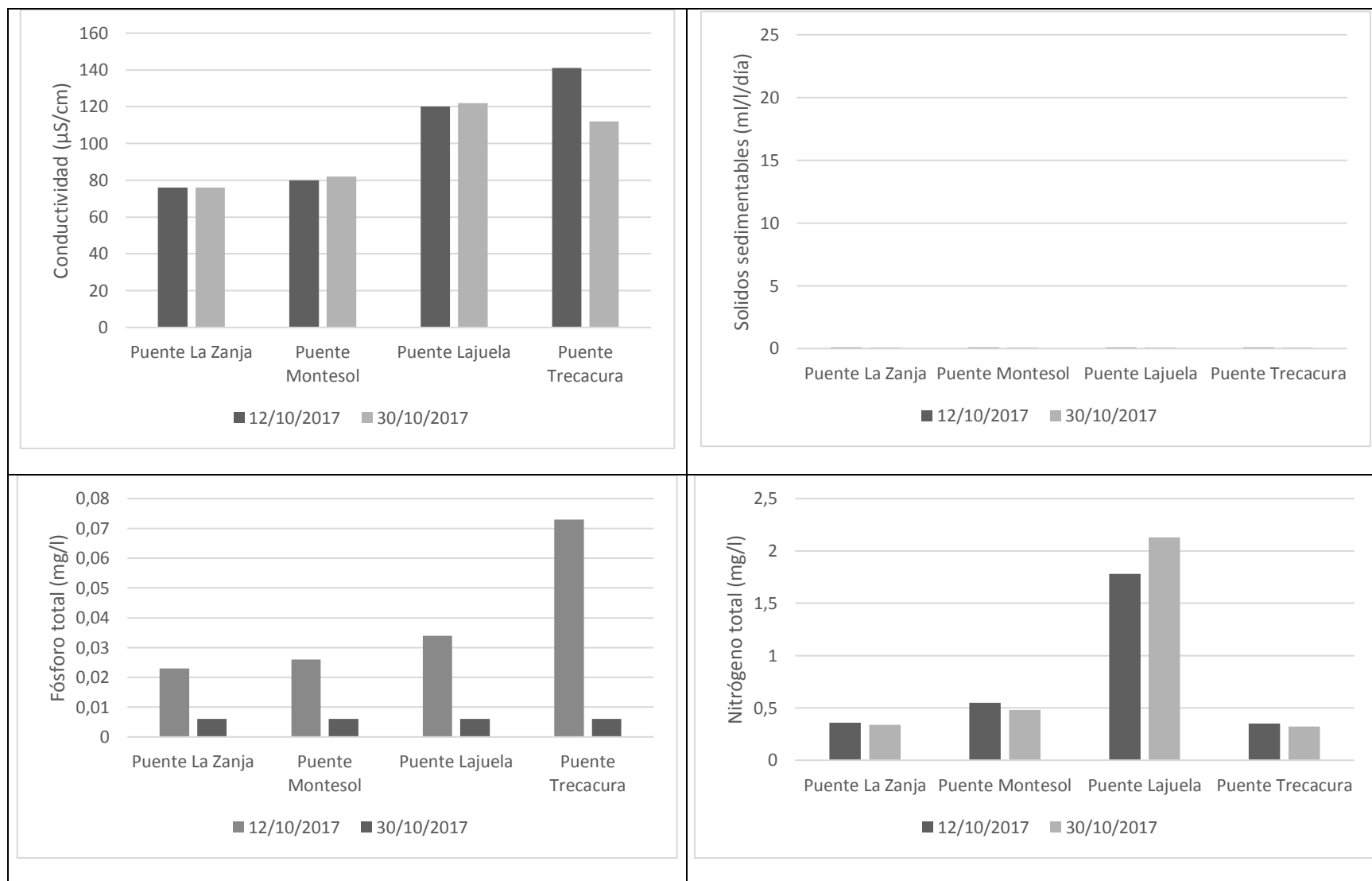


Figura 1.11: Resultados de los análisis de calidad de agua en esteros de la cuenca del Rio Andalién, comuna de Florida.

Analizando los datos de concentración de Fósforo total medida por la DGA en la estación Andalién en Puchacay entre 1987 y 2011 (Figura 1.12), se observan valores mayores a lo establecido por el Ministerio de Medioambiente lo cual ha ocurrido en fechas puntuales. Ningún patrón o ninguna causa han podido ser identificado. Para ello, es necesaria una mayor investigación.

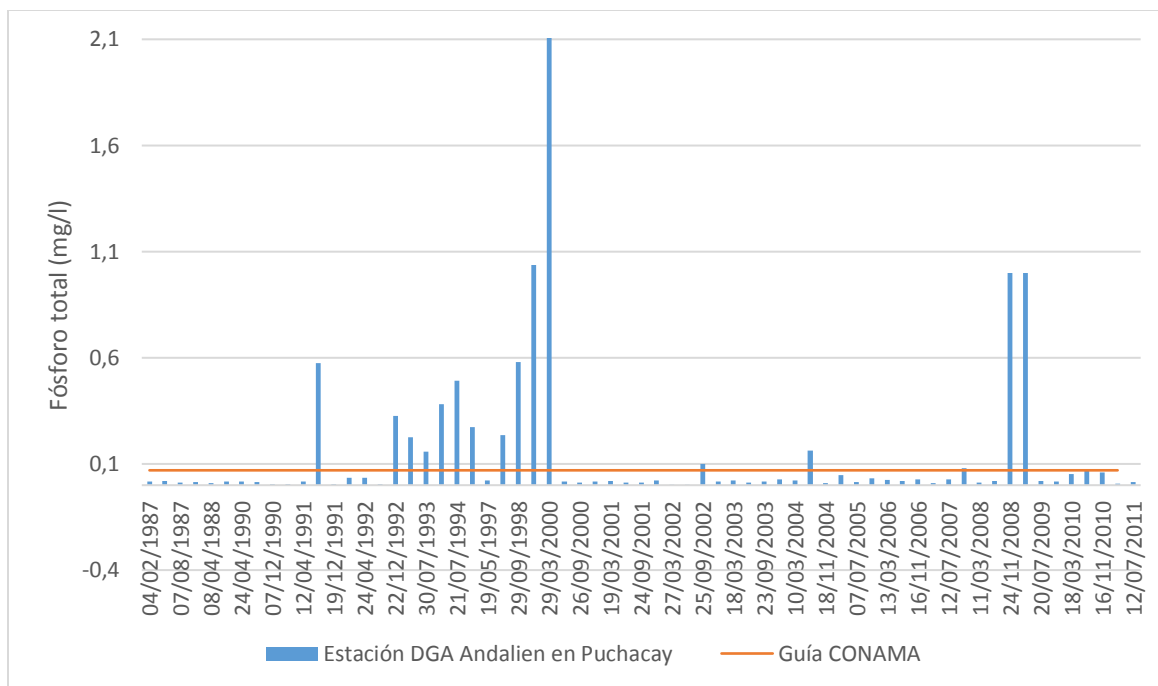


Figura 1.12: Concentración en fosforo total en la estación DGA de Andalién en Puchacay

- En cuanto a la concentración en nitrógeno total, los valores medidos son superiores a lo establecido en la guía CONAMA para el establecimiento de las normas secundarias de calidad ambiental para aguas continentales superficial y marina y en la norma secundaria de calidad ambiental para la protección de las aguas continentales superficiales de la cuenca del río Biobío (Ministerio de Medioambiente). Los dos documentos establecen un valor de fósforo total para un estado ultraoligotrófico de aguas superficiales de 0,3 mg/l. Los esteros en los puentes La Zanja y Trecacura muestran un estado oligotrófico (concentración en nitrógeno total comprendida entre 0,3 y 0,45 mg/l). Los esteros en los puentes Montesol y Lajuela tienen un estado mesotrófico según las normas mencionadas.

Infiltración

Las pruebas de infiltración realizadas muestran una buena capacidad de infiltración de los suelos de todos los puntos seleccionados excepto en la parcela de control (no afectada por el incendio) (Figura 13). En un caso - severidad media alta -, se observó una alta repelencia de la superficie del suelo al agua, lo que fue comprobado con la prueba Water-Drop-Penetration-Time (WDPT) (Figura 1.14).

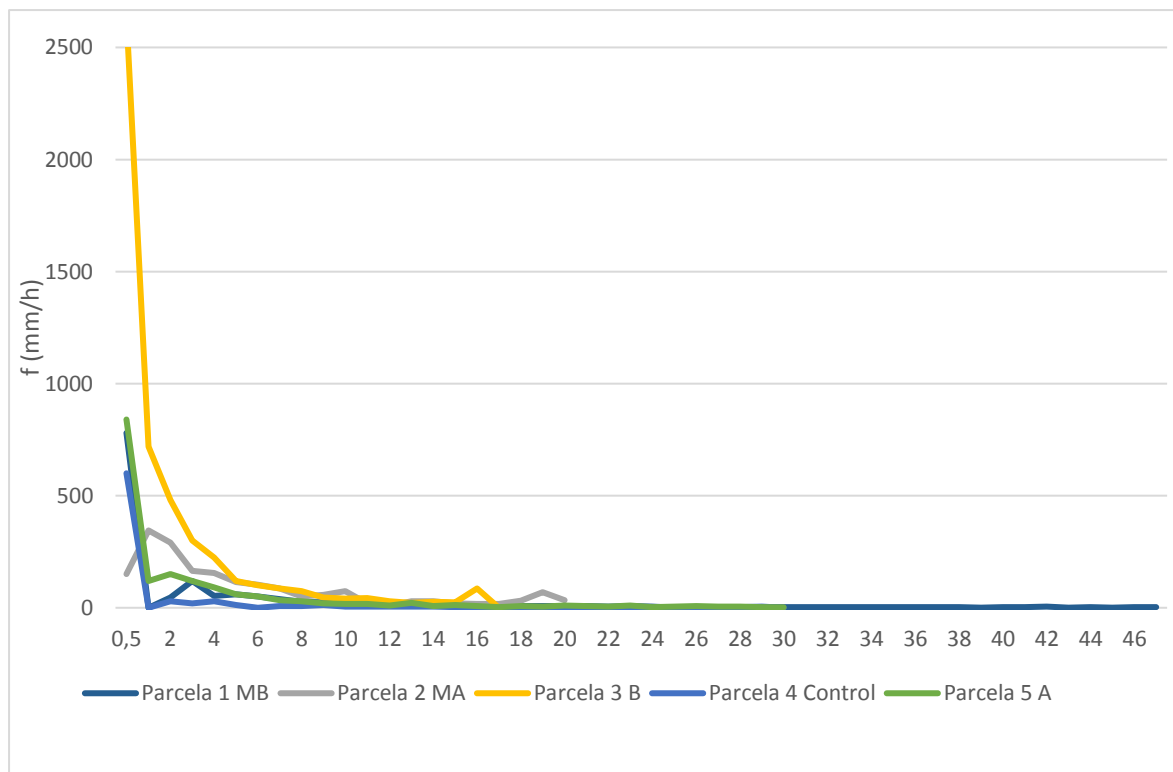
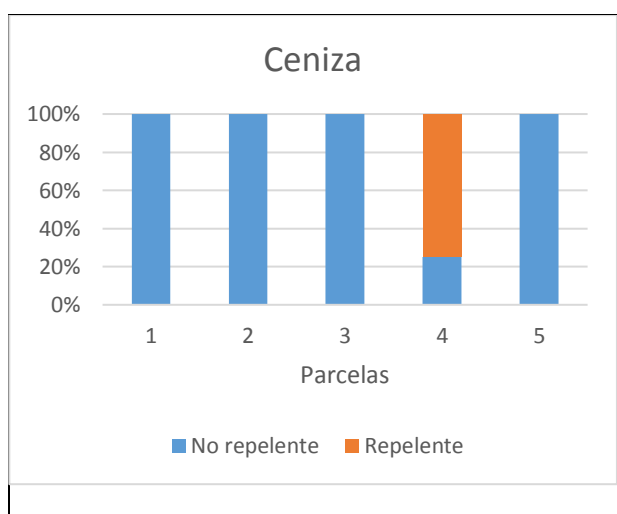


Figura 1.13: Evolución de la tasa de infiltración en las parcelas estudiadas

Además, se ha observado un fenómeno interesante en todas las parcelas de pino sin excepción: los tocones secos de cosechas previas, con sus raíces, se quemaron completamente en las zonas de media alta y alta severidad, dejando un espacio vacío en el suelo que favorece la infiltración (Figura 1.15). De hecho, las pruebas de infiltración realizadas dentro de los agujeros dejados por los tocones arrojaron valores muy altos.



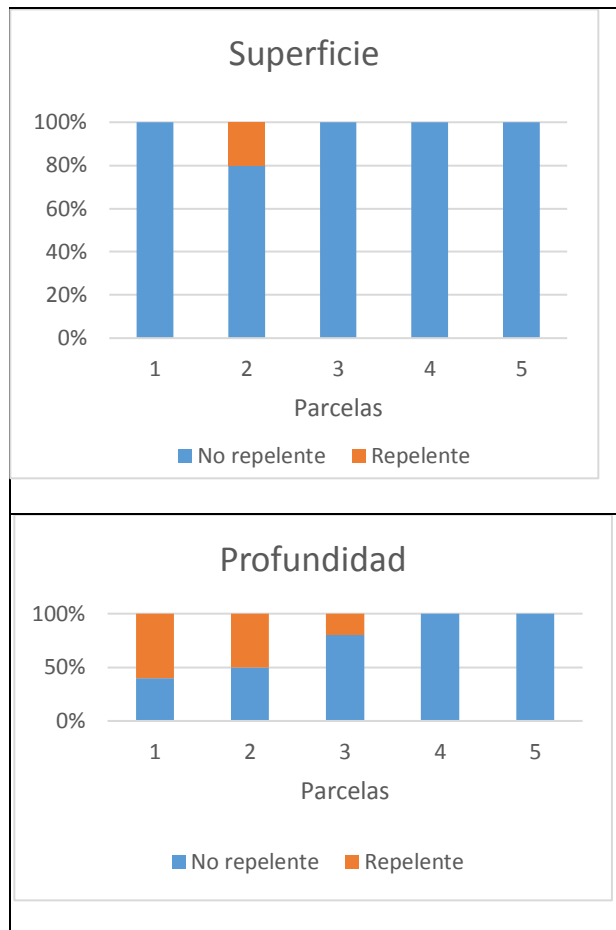


Figura 1.14: Resultados de la prueba WDPT



Figura 1.15: Agujeros formados por los tocones de pinos vacíos.

D. Discusión

Existen pocos estudios en la literatura que demuestran el impacto de los incendios en los recursos hídricos ((Bodí et al., n.d.; Sempere et al., 1994; López and Batalla, 2001; Alonso et al., 2004; Doerr et al., 2006; Temporetti, 2006; Garcia-Chevesich et al., 2010). Dado la multitud de factores influyendo sobre la escorrentía, es difícil atribuir el aumento o la disminución de caudales a los incendios. En particular, la repelencia del suelo al agua puede aumentar o disminuir en función de la severidad del incendio. Por tanto, los efectos hidrológicos de un incendio catastrófico, posiblemente pueden causar un aumento temporal de la escorrentía, lo que provoca daños significativos en los cursos de agua por el incremento en la sedimentación, los que se depositan en las secciones planas de los cursos de agua, donde la velocidad del flujo disminuye, cuando la intensidad de la lluvia es muy alta y se presente en fecha próxima al incendio (Shakesby et al., 2006). Sin embargo, también se ha señalado que áreas quemadas de alta severidad presentan mayores tasas de escorrentía que áreas con baja severidad, especialmente durante las etapas iniciales del primer evento de lluvia, las que pueden disminuir a una tasa constante en los últimos 10 min del evento, lo cual indica que condiciones hidrofóbicas o repelentes al agua solo causan una reducción temporal, en el orden del 10-40% en el rendimiento hídrico, con valores de conductividad similares a las tasas de infiltración de un suelo normal (Robichaud, 2000). Sin embargo, en el caso del incendio catastrófico que se presentó en el Parque Nacional Tolhuaca, los cursos de aguas permanentes y temporales disminuyeron levemente por el daño por el fuego reduciendo su intensidad, debido a las condiciones ambientales de mayor humedad y menor temperatura ambiental (Peñaloza 2006). Por tanto, la respuesta de la cuenca puede ser de incremento o reducción de la escorrentía post-incendio y las magnitudes del incremento de las tasas de escorrentía son variadas, ya que solo las tormentas individuales de gran intensidad son las que desencadenan los episodios de crecidas extraordinarias que generan fuertes procesos de sedimentación post-incendio (Bodí et al. 2012).

La información existente sobre la escorrentía en la cuenca del río Andalién, no permite concluir sobre los impactos potenciales de los incendios sobre la escorrentía; sin embargo, podemos afirmar que no se observa una disminución o aumento de los caudales en los meses siguientes a los incendios (abril, mayo, junio) como consecuencia de los incendios y tampoco se observa un cambio en el comportamiento de la escorrentía después de un evento de precipitación.

En cuanto a la infiltración, los datos generados en este proyecto muestran que es altamente probable que haya aumentado después de los incendios, especialmente en las plantaciones de *P. radiata*, lo que implicaría una disminución puntual de la escorrentía o respuesta más lenta de la cuenca frente a eventos de precipitación.

Existen aún menos estudios sobre el impacto de los incendios forestales en la calidad del agua. Temporetti (2006) demuestra el aumento de la concentración en fósforo y nitrógeno en el agua de dos arroyos andinos de Argentina después de incendios. En la zona de estudio, la causa de la disminución de la concentración de fósforo en los esteros de la comuna de Florida, potencialmente

relacionada con la disminución del caudal, no puede ser atribuida a los incendios sin mayor investigación. De la misma forma, no se puede atribuir a los incendios 2017 las concentraciones altas en nitrógeno total dado que estas concentraciones pueden ser consecuencias de la presencia y de las actividades antrópicas. En relación con los sedimentos, no se ha observado un aumento de sedimentos en la esorrentía después de eventos lluviosos. El aumento de sedimentos en los cauces por consecuencia de incendios solo se ha demostrado después de lluvias de muy alta intensidad, lo que no fue el caso en octubre.

1.2 IMPACTO EN LA BIODIVERSIDAD

Por los tiempos del proyecto, aprobación de presupuestos meses después de ocurrido los incendios, no es posible estudiar la diversidad de mamíferos o de insectos porque si fueron afectados por muerte directa, la fauna carroñera hizo desaparecer los vestigios. También, para el muestreo de mamíferos se requiere captura de ellos, lo cual es de alto costo y tiempo, además del manejo de especialistas. Por ello, la evaluación se basa solo en las aves al ser estas más conspicuas y fáciles de detectar.

El efecto del fuego en las aves depende de la magnitud de la superficie afectada, si esta es de grandes dimensiones puede disminuir la riqueza de aves. También, depende de la intensidad del incendio donde todos los componentes se pueden ver afectados, copa superior y sotobosque porque en ese caso las aves de ambientes cerrados deben abandonar la zona o perecer en el evento. Afortunadamente en el último incendio que afectó la Comuna de Florida, una alta proporción de ellos, 75% o más de la superficie fue incendio superficial dejando el follaje chamuscado y en otros casos con follaje verde, esto favorece la permanencia y alimentación post incendio de la fauna, especialmente las aves. Otro punto que se debe considerar es que los remanentes de bosque nativo se encuentran en las zonas bajas, dichos sectores por su posición geográfica tienden a tener menos daño por el fuego y se transforman en islas-refugio durante el incendio y zona de refugio y alimentación post incendio.

En la situación que los incendios forestales son de tamaño pequeño y forman un mosaico de diferentes condiciones, se puede dar la paradoja que post incendio aumente la riqueza de aves, algunas migran, pero puede llegar un mayor número de aves que requieren espacios abiertos y rapaces que requieren la misma condición para cazar. De hecho, en un estudio realizado en el cerro Cayumanque, post incendio 2013, el número de aves aumento de 17 a 21 especies (Perfetti et al. 2009), en la zona de Malleco se encontró que el número de especies de aves disminuía cuando el dosel superior era afectado por incendios de copa o en el caso de las aves de ambiente cerrado cuando se perdía totalmente el sotobosque (Venegas et al. 2002)

En el caso del área de Florida, en el primer muestreo realizado en mayo de 2017 se encontró un total de 27 especies utilizando las zonas quemadas y los remanentes que sobrevivieron al incendio, sean estos de especies nativas o introducidas. Posteriormente se logró identificar otras 12 especies, llegándose a un total de 39 especies presentes en las áreas quemadas. Algunas de ellas tal como cachudito, chercán, diuca y chincol se observaron dentro de las primeras 3 semanas post incendio, el resto ha ido regresando en la medida que avanza el tiempo y se recupera la cubierta herbácea. La buena respuesta podría explicarse por el hecho que a pesar de la extensión del incendio, en pocos casos se perdió totalmente la copa (51% mantuvo su copa, Tabla 4.1) y en las zonas bajas sobrevivió bosque nativo típico de humedales donde dominan especies mirtáceas y canelos.

Una curiosidad fue la detección de especies de ambientes cerrados tal como huet huet, colilarga, chucao, churrin de la mocha y churrin del norte, en los remanentes de bosque nativo y matorral que

incluye especies de plantas introducidas, aun cuando los matorrales eran de pequeño tamaño y angostos (menos de 10 m).

Los resultados presentados en este informe confirman que las aves tienen una gran capacidad de volver a ocupar las zonas quemadas, especialmente porque por su capacidad de vuelo pueden evadir el incendio y pueden regresar al sitio desde grandes distancias. Además, el siniestro del año 2017 ocurrió en febrero, bien avanzado el verano cuando la mayoría de las especies ya superaron su época de reproducción. La recuperación de la vegetación que ocurrió a solo 3 semanas de ocurrido el siniestro, proporcionando alimento para algunas especies, es otro factor que explica el significativo número de especies en la zona quemada. Se estima que en un plazo de 3 a 5 años pueden volver a las condiciones previas al incendio, tal como se aprecia en la zona del cerro Cayumanque en Quillón 4 años después del incendio de enero de 2013 (Figura 1.16).



Figura 1.16. Recuperación post incendio de la vegetación del cerro Cayumanque 4 temporadas de crecimiento posteriores al incendio. Foto E. Peña

Con el paso del tiempo y si no aumenta la frecuencia de incendios, cada especie de ave recuperará la abundancia original de individuos previo al incendio. Esta recuperación no debiera superar los 5 años post incendio. Para otro tipo de fauna debiera realizarse trabajos a más largo plazo y comparativos entre zonas que nunca han sido afectadas por el fuego y otras que han sufrido eventos unos 8 a 10 años atrás y solo así se podría lograr tener respuestas más generalizadas.

También se debe destacar que la Región del Bio Bio ha sufrido grandes incendios en el año 1989, 1999, 2013 y 2017, en dos oportunidades alrededor de Concepción con más de 10.000 afectadas, en Pichiqueime-Quillón (25.000 ha) y San Fabián de Alico (6.000 ha) y en todos los casos el problema de erosión no fue importante y la vegetación mostro excelente respuesta de recuperación

vía rebrotes, que es la estrategia de persistencia de las especies leñosas de Chile central. La buena recuperación de la vegetación explica la respuesta positiva de las aves en los ambientes quemados

Tabla 1.5. Especies de aves observadas en actividades de alimentación en las zonas afectadas por los incendios forestales del año 2017 en la comuna de Florida, Región del Bio Bio.

Corr	Especie	Nombre científico	Alimentación
1	Aguilucho	<i>Geranoaetus polyosoma polyosoma</i>	Depredador
2	Cachudito	<i>Anairetes parulus parulus</i>	Insectos y larvas
3	Bailarin	<i>Elanus leucurus leucurus</i>	Depredador
4	Cernicalo	<i>Falco sparverius cinnamominus</i>	Depredador
5	Chercan	<i>Troglodytes aedon chilensis</i>	Insectos y larvas
6	Chirihue	<i>Sicalis luteola luteiventris</i>	Granívoro
7	Chincol	<i>Zonotrichia capensis chilensis</i>	Granívoro
8	Chuca	<i>Scelorchilus rubecula</i>	Insectos y larvas
9	Churrin del norte	<i>Scytalopus fuscus</i>	Insectos y larvas
10	Churrin de la mocha	<i>Eugralla paradoxa</i>	Insectos y larvas
11	Codorniz	<i>Colipecta californica</i>	Granívoro
12	Cometocino	<i>Phrygilus patagonicus</i>	Granívoro
13	Colilarga	<i>Sylviothorhynchus desmursii</i>	Insectos y larvas
14	Diuca	<i>Diuca diuca diuca</i>	Granívoro
15	Fio Fio	<i>Elaenia albiceps chilensis</i>	Insectos y larvas
16	Gorrion	<i>Passer domesticus domesticus</i>	Granívoro
17	Jilguero	<i>Sporagra barbata</i>	Granívoro
18	Huet Huet	<i>Pteroptochos tarnii</i>	Insectos y larvas
19	Jote cabeza roja	<i>Cathartes aura jota</i>	Carroñero
20	Jote cabeza negra	<i>Coragyps atratus foetens</i>	Carroñero
21	Lechuza	<i>Tyto alba tuidara</i>	Depredador
22	Perdiz	<i>Nothoprocta perdicaria perdicaria</i>	Granívoro
23	Picaflor	<i>Sephanoides sephanoides</i>	Nectarívoro
24	Peuco	<i>Parabuteo unicinctus unicinctus</i>	Depredador
25	Piden	<i>Pardirallus sanguinolentus landbecki</i>	Larvas y lombrices
26	Pitio	<i>Colaptes pitius</i>	Larvas
27	Queltehue	<i>Vanellus chilensis chilensis</i>	Larvas y lombrices
28	Rara	<i>Phytotoma rara</i>	Omnívoro
29	Rayadito	<i>Aphrastura spinicauda spinicauda</i>	Larvas
30	Tenca	<i>Mimus thenca</i>	Granívoro
31	Tijeral	<i>Aphrastura spinicauda spinicauda</i>	Larvas
32	Tiuque	<i>Milvago chimango chimango</i>	Omnívoro
33	Torcaza	<i>Patagioenas araucana</i>	Granívoro
34	Tordo	<i>Curaeus curaeus curaeus</i>	Granívoro
35	Tortola	<i>Zenaidura macroura auriculata</i>	Granívoro
36	Tórtolita	<i>Columbina picui picui</i>	Granívoro
37	Urco	<i>Xolmis pyrope pyrope</i>	Larvas e insectos
38	Viudita	<i>Colorhamphus parvirostris</i>	Larvas e insectos
39	Zorzal	<i>Turdus falcklandii magellanicus</i>	Omnívoro

1.3 IMPACTO EN LA VEGETACION

El bosque nativo de la zona corresponde al Bosque Caducifolio de Concepción (Gajardo 1994), también conocido como subtipo roble dentro del tipo forestal Roble-Rauli-Coihue (Donoso 1981). El tipo forestal se caracteriza por estar dominado por alguna de las 3 especies y en este caso específico la especie dominante, por tamaño es roble (especie decidua) y por número de individuos es más abundante peumo y bajo su dosel se establecen especies siempre verdes como olivillo, boldo, litre y avellanillo. Por lo general no es un bosque de gran altura, entre 20 a 30 m en los mejores sitios, principalmente en quebradas. En su mayoría corresponde a vegetación que está en zonas con alto estrés hídrico y solo son remanentes del bosque original, los diámetros mayores escasamente llegan a los 65 cm a la altura pecho (Tabla 1.6).

Definitivamente por el tamaño de los árboles y la forma de ellos, esta vegetación nativa no tiene valor como producción de madera, su valor es como reservorio de la biodiversidad de flora y fauna de la zona, especialmente por el hecho que la mayoría son pequeños relictos del bosque original. Sin embargo, están seriamente amenazados por la demanda de leña en la zona de Concepción y corren el riesgo de ser cortados, de hecho se observaron alguna intervenciones de este tipo en la zona canchas de Montero.

Tabla 1.6. Especies presentes en dos sitios de bosque nativo La Palma y Pichoaquin, afectados por el incendio 2017, Comuna de Florida.

Especies	La Palma Arb/ha	Dap máximo (cm)	Pichoaquin Arb/ha	Dap Máximo (cm)
Arrayan	100	7	17	5
Azara	67	8	33	10
Boldo	333	34	333	31
Peumo	283	30	917	56
Roble	367	54	200	65
Naranjillo	17	4	17	4
Litre	217	44		
Corontillo	17	5		
Quillay	67	18		
Avellanillo	117	16		
Olivillo	100	18		
Chequen	33	8		
Lingue			217	28
Pitra			50	30
Total	1717		1783	

La superficie quemada de bosque nativo en Florida fue de 649,6 ha que es equivalente al 5,6% del total quemado. Corresponde principalmente a bosque dominado por roble (*Nothofagus obliqua*) también conocido como bosque caducifolio de Concepción, pero solo 111,1 ha sufrieron alta severidad de daño lo que representa menos del 20% del bosque en amenaza de degradación (Tabla 4.1). Sin embargo, los sitios de bosque nativo prospectados indican que todas las especies presentes en los relictos nativos y a través de toda el área que contienen plantaciones (100% de las especies rebrotan y solo algunos individuos se mueren por la acción del fuego).

La capacidad de resistencia y persistencia del bosque nativo se explica porque ellos se encuentran en las partes bajas de las quebradas donde están más protegidos de la acción del fuego, éste bajara en retroceso y eso causa menos daño al ser de menor intensidad y no se convierte en incendio de copa. La estructura de los bosquetes de roble tiene también baja presencia de combustible escalera o matorrales por lo que en la mayoría de ellos el fuego fue superficial protegiendo así los árboles en su parte aérea. Estas condiciones naturales de protección contra incendios es lo que explica la persistencia de la vegetación, ya sea por rebrotes basales y a través de todo el follaje tal como se observa en terreno.

Las evidencias de incendios pasados y las recolectadas en el presente proyecto, indican que la vegetación nativa se recuperará de este gran evento de fuego y la mayor amenaza estaría dada por el incremento en la frecuencia de incendios. Esto significa que, si hay nuevos eventos en el corto plazo, próximos 10 a 15 años, los árboles más grandes que resistieron el evento de fuego también correrán el riesgo de morir y se regresaría a un bosque a partir de rebrotes que le tomara unos 40 años para volver a la condición adulta. Esto se observó en el Fundo la Palma en Quebrada Honda en Florida donde recién después de 40 años que se abandonó una zona de uso agrícola el rebrote tiene la estructura de un bosque adulto, pero con cierto grado de degradación, y bajo el están apareciendo las otras especies nativas acompañantes que caracterizan este bosque tal como corontillo, litre, peumo, boldo y arrayan.

En el caso de las plantaciones de *P. radiata*, siempre el daño es la muerte total de los árboles y solo en contadas ocasiones algunos rodales sobreviven cuando tienen baja carga de combustible en el piso y además tenían una primera poda que evitó la coronación de árboles o el paso a incendios de copa. En los rodales jóvenes de pino radiata fueron más afectados por incendios de copas porque el follaje (ramas) de ellos estaba a baja altura facilitando la acción del fuego.

Se debe destacar que los rodales adultos de pino radiata mayor a 15 años tienen la capacidad de forma excelente regeneración post incendio, la cual permitiría al propietario recuperar su sector productivo a bajo costo. Pero, por otro lado, esa gran abundancia de regeneración se puede transformar en una amenaza de invasión que hay que pesquisar. Especialmente cuando a través del mundo, informes recientes indican que el problema de especies invasoras continúa

aumentando a pesar de los esfuerzos para prevenir el problema o lograr su control o erradicación

Sin duda que las especies introducidas es todo un tema, considerando además que, en el caso de los aromos, sus procesos de invasión corresponden a millones de plantas/m². En la evaluación de aromos se encontró hasta 13.400 plantas/m² y en rodales quemados hace 5 años atrás de *A. dealbata* la densidad de individuos es aún en promedio 8 plantas/m² lo que representa una densidad de 80.0000 plantas /ha.

La situación de eucaliptus es muy diferente porque todos los rodales afectados por el fuego están rebrotando ya sea de su base o a lo largo del fuste de los árboles. Lo que se logró determinar en terreno es que los árboles menores a 10 cm de diámetro altura pecho (dap), al ser afectados por el fuego mueren en su parte aérea y los árboles mayores a 20 cm de dap ya poseen una corteza mayor a 1 cm de dap y tan gruesa como 2,6 cm lo cual les permite resistir el fuego y rebrotar a lo largo de todo el fuste y ramas (1.7).

Tabla 1.7. Supervivencia de los rodales de eucaliptus ante la acción del fuego, dependiendo del diámetro altura pecho (dap)

Dap (cm)	Supervivencia del fuste (%)	Tipo rebrote
Menor a 10	0	Solo basal
11 a 20	Variable	Basal y parte baja del fuste
Mayor a 20 cm	más de 90	Basal-fustal y rama

En el caso de eucaliptus, en la zona afectada, solo se encuentran rodales jóvenes, menores a 12 años, porque es la edad de rotación más común para los rodales que están destinados a la producción de celulosa. Por ello, en terreno hay pocos árboles que superen los 20 cm de diámetro, la mayoría de los árboles son más delgados y por ello se ve mucho rebrote basal y solo los árboles gruesos se ven con abundante rebrote en los fustes y ramas.

1.4 IMPACTO EN EL SUELO

Estado de algunas propiedades del suelo.

Un incendio forestal no necesariamente puede tener un efecto de daño muy severo en el suelo porque dependerá de cuanta de la energía liberada por la combustión se transfiere hacia el suelo mineral. En general, los grandes incendios que son impulsados por vientos fuertes tienden a permanecer corto tiempo sobre el mismo sitio, generando una severidad de daño moderada y por ello, las propiedades físicas y químicas se pueden ver afectadas levemente y recuperarse en plazos cortos tal como 3 a 5 años postincendio (Neary et al. 2005, Urretavizcaya 2010).

La primera evaluación realizada por CONAF (datos no publicados) indica que solo un 25% de la cobertura de copas fue afectada en forma severa, los análisis realizados en este proyecto indican que 18,7% de la superficie de los incendios de Florida sufrió daño de alta severidad. Esta condición, explica la visión general que se tiene de la zona quemada que en estos momentos se ve con una gran cobertura vegetal, principalmente herbácea, que en algunos sitios supera los 60 cm de altura y en muy pocos sitios se ve una degradación del suelo. Los resultados del análisis de la activación de cárcavas antiguas también confirman esta tendencia a un bajo daño en el suelo. No se puede desconocer que ocurrió erosión, pero esta solo fue de tipo laminar, proceso que es difícil de medir, y muchas veces tampoco se puede usar como indicador el flujo de sedimentos de los cauces porque una gran mayoría de ellos proviene de los caminos mal diseñados y no de la zona afectada por el fuego. En el caso de las cárcavas se observó movimiento de tierra, pero este terminó en el fondo y parte baja de la cárcava sin salir de ella.

Los impactos del fuego se relacionan con la intensidad del fuego sobre el suelo, lo cual se evalúa en base a la pérdida de cobertura vegetal, pérdida de la hojarasca y cambios de color en el suelo.

Los resultados de los análisis de suelo confirman que en el caso de Da (densidad aparente) y porosidad, en todos los casos de pino radiata y eucaliptus las condiciones más favorables de suelo siempre se presentaron para los sitios considerados como intensidad media (Tabla 1.8). Por lo tanto, se puede concluir que el paso del fuego causó un efecto de deterioro parcial de las propiedades del suelo. La misma condición se repitió para las variables carbono, nitrógeno y la relación carbono nitrógeno, los sitios con severidad baja presentan condiciones más favorables.

Tabla 1.8. Resultados de los análisis de suelo para 6 sitios analizados, bosque nativo, eucaliptus y pino radiata, localizados en la zona de Florida que fue afectada por los incendios 2017.

Vegetación	Severidad	C	N	C/N	Da	Porosidad
B Nativo	Alta	13.5	1.05	12.79	0.75	71.57
Florida Norte	Media	11.78	1.01	11.76	0.62	76.48
B Nativo	Alta	8.42	0.69	12.15		
Florida Sur	Baja	6.08	0.42	14.42		
Eucalyptus	Alta	5.54	0.51	11.09	1.26	52.48
Manco	Media	8.59	0.80	11.22	1.22	53.82
Eucalyptus*	Media	1.43	0.08	18.12		
Pichoquin						
Pino Adulto	Alta	5.48	0.35	15.75	1.13	57.44
Florida norte	Media	7.61	0.41	19.67	0.99	62.78
Pino 10 años	Alta	2.33	0.13	18.51		
La Zanja	Baja	2.44	0.14	17.88		

* Muestra de una plantación de eucaliptus con escasa presencia de pasto comparado a otros sitios, el suelo estaba muy compactado. Es la zona que presentó, a simple vista, la peor condición de suelo lo cual fue ratificado por el análisis de suelo, presentando muy bajo contenido de carbono

Un caso especial se dio para el muestreo de bosque nativo, en el cual la zona considerada de mayor severidad de daño por lo general presentó condiciones más favorables en las propiedades del suelo. Por otro lado, si se compara el suelo de bosque nativo con el de plantaciones post incendio, este presenta hasta un 40% más de carbono que los suelos bajo plantaciones, pero estos resultados son determinados por la mayor antigüedad del bosque nativo lo que redundará en un mayor aporte anual de carbono, y por sus características este material se incorpora más rápido que la hojarasca de *E. globulus* y *P. radiata*. Situación que se repite para el contenido de nitrógeno que es significativamente mayor en el suelo bajo el bosque nativo (Tabla 1.8).

1.5 IMPACTO SOCIOECONOMICO SOBRE LA POBLACION LOCAL

Bases metodológicas

El método de valoración económica de los recursos se basa en la determinación del valor del daño total por unidad de superficie, basado en el componente de “Daño Directo”, que valora los bienes tangibles que poseen un precio de mercado. Dichos resultados deben ser considerados como una referencia provisoria, que podría tener una relativa validez mientras no se logre la implementación de un sistema adecuado de registro de pérdidas por incendios forestales para Chile.

Para la valoración de los activos se emplearán dos métodos diferentes para la determinación del valor justo o *fair value* de acuerdo a la IAS 41: Las plantaciones forestales, frutales y ganaderos a través del “enfoque del ingreso” y los cultivos agrícolas anuales por medio del “enfoque del costo” (también llamado costo de formación o costo de reposición corriente). Además, se deberá determinar la tasa de descuento relevante para la valoración de los activos.

OBJETIVO

Analizar el impacto en algunos sectores productivos, a raíz de los incendios forestales que afecta la comuna. Se prevé que la emergencia tendrá "un impacto económico y social importante, pero aún difícil de cuantificar". Se deberá estudiar el sector agrícola y forestal de la comuna involucrada. Evidenciar los efectos negativos, las caídas en productividad y pérdidas de cultivos y actividades económicas producto de los siniestros y, en los meses posteriores al evento. Junto con ello, estimar el desempleo de los sectores económicos afectados. Todo ello, sujeto a la capacidad de recolección de datos, resaltando el tipo de suelo y cultivos dañados.

MÉTODO

El marco general del estudio consideró como pérdida económica relevante producto de incendios forestales sobre los propietarios de tierras de la comuna de Florida los registros oficiales de daño, excluyendo otros daños posibles no registrados por instituciones gubernamentales. En general, se caracterizó la pérdida económica y el daño a los bienes silvoagropecuarios. Para evaluar la pérdida

económica se trabajó con registros de afectados de la Ilustre Municipalidad de Florida, Instituto de Desarrollo Agropecuario (INDAP) y la Corporación Nacional Forestal (CONAF).

El valor razonable las masas forestales de los predios se determinaron como los beneficios obtenidos a la edad de cosecha actual. Para este escenario se sometió a simulación de crecimiento y evaluación económica sujeto al Valor de la Madera en Pie.

Clase de sitio. Debido a factores económicos y de mercado se hace necesario conocer el potencial productivo de los diferentes sitios. Esta potencialidad, expresada en producción de madera para una especie particular o para un tipo forestal, en un tiempo dado, ha sido definida como calidad de sitio (Clutter *et al.* 1992). Dentro de las medidas directas de la productividad, el crecimiento en altura de los ejemplares dominantes en un rodal de determinada edad es la expresión más comúnmente utilizada, ya que es poco afectada por la densidad del rodal y las cortas intermedias, además de ofrecer una elevada correlación con el volumen potencial alcanzable (Clutter *et al.* 1992).

Tabla 1.9. Índice de sitio, superficie y año de plantación de los rodales evaluados.

Especie	Índice de Sitio	Superficie
<i>Pinus radiata</i>	26	2,292.18
<i>Eucalyptus globulus</i>	30	661.35

Para determinar el Índice de Sitio en este estudio, se realizaron inventarios en cada uno de los rodales evaluados. Estos registros fueron validados a través de la proyección del crecimiento por medio del Simulador Insigne Versión 2017.6.5 (Tabla 1.9).

Definición de los destinos y costos. En función de la demanda de productos factibles de ofrecer producto de la simulación de trozado de los rodales siniestrados, se definieron dos (2) destinos, estos son: Aserradero Nueva Aldea y Aserradero San Francisco cercano a Florida. Para definir los costos relevantes de cosecha y carguío, se realizó una pesquisa a Empresas de Servicios que realizan faenas de cosecha. Para el cálculo del valor razonable de la madera en pie se usó el precio de una faena de cosecha mecanizada en base a las características de los rodales.

Para determinar los costos de transporte se utilizó un polinomio de costeo el cual incluye las distancias medias por tipo de carpeta, ello debido a que existe una tarifa por metro cúbico transportado distinta para cada tipo de carpeta. Las distancias por tipo de carpeta fueron elaboradas de acuerdo con la capa de caminos del Ministerio de Obras Públicas (Tabla 1.10).

Tabla 1.10. Tratamientos de manejo programados por el propietario.

Destino	Pavimento	Ripio	Total
Aserradero Nueva Aldea	31,55	18,96	50,51
Aserradero San Francisco	32,80	18,96	51.76

Fuente: Elaboración propia.

Rendimiento de productos. Para la proyectar el rendimiento en producto de cada rodal se utilizó el Simulador Nacional de Crecimiento para *Pinus radiata* D. Don y *Eucalyptus globulus* de la Universidad de Concepción, “MNS Simuladores Versión 2017.6.5”. La información de entrada fue el estado actual de los rodales, esto es: altura dominante, densidad de plantación, área basal; cantidad, edad, intensidad o severidad de podas y raleos, y las características de los productos deseados luego de la cosecha y trozado. Como resultado de la simulación del crecimiento y trozado para cada rodal, se obtuvo una tabla de producto de trozos, de ésta se identificó el volumen existente por clase de diámetro menor de la troza y por tipo de producto. Para *E. globulus* se definió solo el producto pulpable. Para *P. radiata* se definieron tres grados de calidad de productos simulados, de acuerdo con un sondeo realizado a centros de consumo próximos al predio:

- i. *Aserrable industrial:* Trozo de 3,30 metros de largo; de 16 cm y más de diámetro, sin mancha, cilíndricos, sin poda final y sin defectos.
- ii. *Aserrable comercial:* Trozo de 2,60 metros de largo; de 16 cm y más de diámetro, sin mancha, cilíndricos, sin poda y sin defectos.
- iii. *Pulpable:* Trozo de 2,44 metros de largo; de 8 cm o más de diámetro, sin poda, puede ser con o sin mancha.

Los productos fueron clasificados según el consumo en el mercado doméstico (regional). La utilidad de trabajar con este listado de productos es que, con dicho grado de desagregación, se tiene acceso a la tabla de productos (trozos) que posteriormente se utiliza en el proceso de aserrío. Su definición se presenta en la Tabla 1.11.

Tabla 1.11. Productos definidos por prioridad de aprovechamiento y precio de ellos según demanda del mercado más probable (US\$ m⁻³ y CL\$ m⁻³ del 22 de noviembre de 2017).

Diámetro menor de utilización (cm)	Precio productos aserrables (US\$ m ⁻³)		Precio (CL\$ MR ⁻¹)	Precio (CL\$ MR ⁻¹)
	Industrial (Nueva Aldea)	Comercial (Florida)	Pulpable Pino†	Pulpable Eucalipto†
8			10.625	16.250
10			10.625	16.250
12			10.625	16.250
14			10.625	16.250
16	41	37		
18	43	40		
20	47	44		
22	50	47		
24	52	50		
26	55	52		
28	57	54		
30	58	55		
32	60	57		
34	62	59		
36	63	60		
38	64	61		

Fuente: Elaboración propia de acuerdo con consulta a poderes compradores. MR= metro ruma

† Precios de trozos a orilla de camino

Evaluación económica. Para comprender la propuesta de cálculo del *fair value* de la madera en pie propuesto por la IAS 41. La IAS 41 exige que los activos biológicos, tales como las plantaciones forestales se presentan en el Estado de Situación Financiera a su *fair value*. Los rodales son contabilizados al *fair value* a nivel “árbol en pie”, es decir, descontados los ingresos futuros, sus costos de cosecha y gastos de traslado hasta el punto de venta, según los programas de cosecha de largo plazo -teniendo en cuenta el potencial de crecimiento de los bosques- y edad óptima de cosecha. Los activos biológicos se reconocen y se miden a su *fair value* por separado del suelo.

Estos flujos de caja consideran estimaciones de los niveles y tendencias de las ventas, de los costos futuros, de igual modo requieren de la mantención de inventarios actualizados de los bosques para establecer los volúmenes de madera disponible para la cosecha y sus tasas de crecimiento. Los valores deben ser revisados periódicamente para asegurar su vigencia y representatividad.

El *fair value* (FV) de los rodales se determina en base a los precios en los mercados locales a edad óptima (*T*). De esta manera, el *fair value* de la madera en pie para el instante *t* de evaluación, se estima como el valor descontado entre el valor final de los productos trozas a edad óptima, considerando raleos, y los costos de cosecha, aprovechamiento, carguío, despacho y transporte de estos productos. Junto con ello, se debe restar todos los costos descontados de actividades silvícolas y de administración, como parte de los activos biológicos. Después de doce meses de edad, el

método de valoración propuesto es el enfoque del ingreso. Así, el *fair value* estimado bajo el enfoque del ingreso queda resumido en la ecuación 1.

$$\begin{aligned}
 FV_t = & \frac{\sum_{i=1}^n [(P_i \times V_i)] - VT \times (CA + CD) - \sum_{d=1}^m \sum_{i=1}^n (V_{id} \times CT_{id})}{(1+r)^{T-t}} \\
 & + \frac{\sum_{i=1}^n [(P_{iR} \times V_{iR})] - VT_R \times (CA_R + CD_R) - \sum_{d=1}^m \sum_{i=1}^n (V_{iRd} \times CT_{iRd})}{(1+r)^{R-t}} \\
 & - \sum_{t=2}^T \frac{F_t + CM_t + P_t + A_t}{(1+r)^{T-t}}
 \end{aligned} \tag{1}$$

Donde, FV_t es el *fair value* de la madera en pie en (USD ha⁻¹) en el momento de cosecha (t); P_i es el precio del i -ésimo producto (USD m⁻³); V_i , VT , CA y CD son el volumen del i -ésimo producto (m³ ha⁻¹), volumen total del rodal (m³ ha⁻¹), costo de aprovechamiento (USD m⁻³) y costos de despacho (USD m⁻³) al momento óptimo de cosecha (T) respectivamente; V_{id} y CT_{id} son el volumen (m³ ha⁻¹) y costo de transporte (USD m⁻³) del i -ésimo producto transportado al d -ésimo destino obtenidos al momento óptimo de cosecha respectivamente; a edad de raleo R , P_{iR} es el precio del i -ésimo producto obtenido (USD m⁻³), V_{iR} es el volumen del i -ésimo producto (m³ ha⁻¹), VT_R es el volumen total del rodal (m³ ha⁻¹), CA_R es el costo de aprovechamiento (USD m⁻³), CD_R son los costos de despacho (USD m⁻³), V_{iRd} es el volumen del i -ésimo producto (m³ ha⁻¹) transportado al d -ésimo destino, CT_{iRd} es el costo de transporte del i -ésimo producto y transportado al d -ésimo destino (USD m⁻³); finalmente, F_t , CM_t , P_t , y A_t son los costos de fertilización, control de maleza, podas y de administración en el t -ésimo año (USD ha⁻¹) respectivamente, r es la tasa de descuento (%), n es el número de productos de madera potenciales y m es el número de destinos para cada tipo de producto.

La tasa se calculó utilizando el Modelo de Valoración de Activos de Capital (CAPM) (Sharpe 1991), el cual estima una tasa de retorno de equilibrio en función de activos riesgosos y su covarianza para un portafolio de mercado. El modelo CAPM se basa en que los inversores son adversos al riesgo, y que en el mercado no hay costos o anomalías en la información, hay préstamos ilimitados a una tasa libre de riesgo, y que los activos financieros poseen divisibilidad y comerciabilidad perfectas (Copeland *et al.* 2005, Megginson 1997).

La medida de la covarianza recibe el nombre de activo Beta (β) y se estimó en base a una regresión lineal simple entre los retornos del activo de interés y los retornos de los índices de mercado (Copeland *et al.* 2005, Francis and Archer 1979). Este valor corresponde a un coeficiente de riesgo sistemático que representa el riesgo no diversificable y, por ende, relevante para el tomador de

decisiones. De este modo, la tasa de retorno esperado sobre una inversión forestal, en este estudio de caso establecido con *Pinus radiata*, se puede expresar a través de la ecuación 2.

$$E(R_i) = R_f + \beta_i[E(R_m) - R_f] \quad (2)$$

Donde (R_i) es el retorno esperado sobre el activo forestal, R_f es la tasa libre de riesgo del mercado, R_m es el retorno sobre el portafolio de mercado, y el término $[E(R_m) - R_f]$ está referido a una prima del riesgo de mercado, dado que ésta representa el retorno sobre la tasa de riesgo requerida por los inversionistas.

Para determinar el CAPM se realizó una estimación indirecta, la cual consideró periodos promedios trimestrales de valores de activos de la madera en pie (Washburn and Binkley 1990) como activo de interés. En este caso, a partir de los precios promedios trimestrales del valor de trozas pulpables y aserrables de *P. radiata* (\$ m⁻³), registrados desde el primer trimestre de 1995 al cuarto trimestre de 2016 (INFOR 2016). El portafolio de mercado, en este caso, fue representado por el promedio trimestral del Índice General de Precios de Acciones de la Bolsa de Comercio de Santiago (IGPA), el cual representa la actividad económica del país, y para la tasa libre de riesgo se utilizó como indicador la tasa promedio trimestral de política monetaria del Banco Central de Chile debido a que ésta es la tasa de interés objetivo tanto de las operaciones interbancarias como de política monetaria (operaciones de mercado abierto, facilidades de crédito y depósito).

RESULTADOS

Los registros de incendios forestales observados fueron obtenidos de la base estadística de CONAF. En la temporada 2016-2017 se registraron 31 incendios en la comuna de Florida con 30.415,25 hectáreas afectadas. Del total de eventos sólo uno -San Antonio-, registró el 99,92% de la superficie afectada en la temporada (Tabla 1.12)

Tabla 1.12. Registro de incendios temporada 2016-2017.

Comuna	Ámbito	Nombre incendio	Inicio	Superficie total	Combustible inicial
Florida	Conaf	El Quillay	14-ene-2017 14:52	1.30	Pastizal
Florida	Conaf	Quebrada Ulloa	14-feb-2017 17:03	0.70	Pastizal
Florida	Conaf	San Antonio	21-ene-2017 10:49	30391.10	Pastizal
Florida	Conaf	Ruta Itata	21-feb-2017 14:21	10.00	Matorral
Florida	Forestal Arauco	Las Vegas 2	06-10-2016	1.80	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Quilaco	12-11-2016	0.06	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Reserva Casablanca	19-11-2016	0.35	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Reserva Casablanca	19-11-2016	0.00	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Collico Norte	25-11-2016	0.03	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Tres Esteros	27-11-2016	0.01	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Collico Sur	12-12-2016	0.21	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Camarico 1-S	13-12-2016	0.72	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Reserva Casablanca	20-12-2016	0.04	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Mapurehue	27-12-2016	0.10	Sin información
Florida	Forestal Arauco	El Cortijo 1	28-12-2016	0.02	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Camarico 2-S	03-01-2017	0.45	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Las Palmas	04-01-2017	2.03	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Las Palmas	06-01-2017	0.07	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Reserva Casablanca	10-01-2017	0.13	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Reserva Casablanca	10-01-2017	1.01	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Sta. Adriana	12-01-2017	0.01	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Ol-Casablanca	14-01-2017	0.15	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Camarico 2-S	14-01-2017	0.20	Sin información
Florida	Forestal Arauco	San Lorenzo-S	14-01-2017	1.30	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Provoqui Del Pino	15-01-2017	1.36	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Reserva Casablanca	18-01-2017	0.80	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Las Palmas	19-01-2017	0.08	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Las Palmas	19-01-2017	0.00	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Paredones	21-01-2017	0.95	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Sta Edith Fbb	11-02-2017	0.24	Sin información
Florida	Forestal Arauco	Reserva Casablanca	27-03-2017	0.03	Sin información

De la superficie afectada a los propietarios privados no industriales el 87% (3.107,96 hectáreas) corresponden a bosque plantados, el restante 13% (464,8 hectáreas) a bosque nativo (Figura 1.17a). El 34,57% de los propietarios tuvo un 50% o superior de superficie de sus predios afectada por incendios (Figura 1.17b).

De los bosques plantados, el 73,6% de la superficie afectada correspondió a plantaciones de Eucaliptos y el 21,3% a plantaciones de pino (Figura 1.17c). En el caso del bosque nativo

siniestrado, los tipos forestales afectados fueron Roble-Raulí-Coihue con el 45,68% y el tipo Esclerófilo con el 34,49% de la superficie (Figura 1.17d).

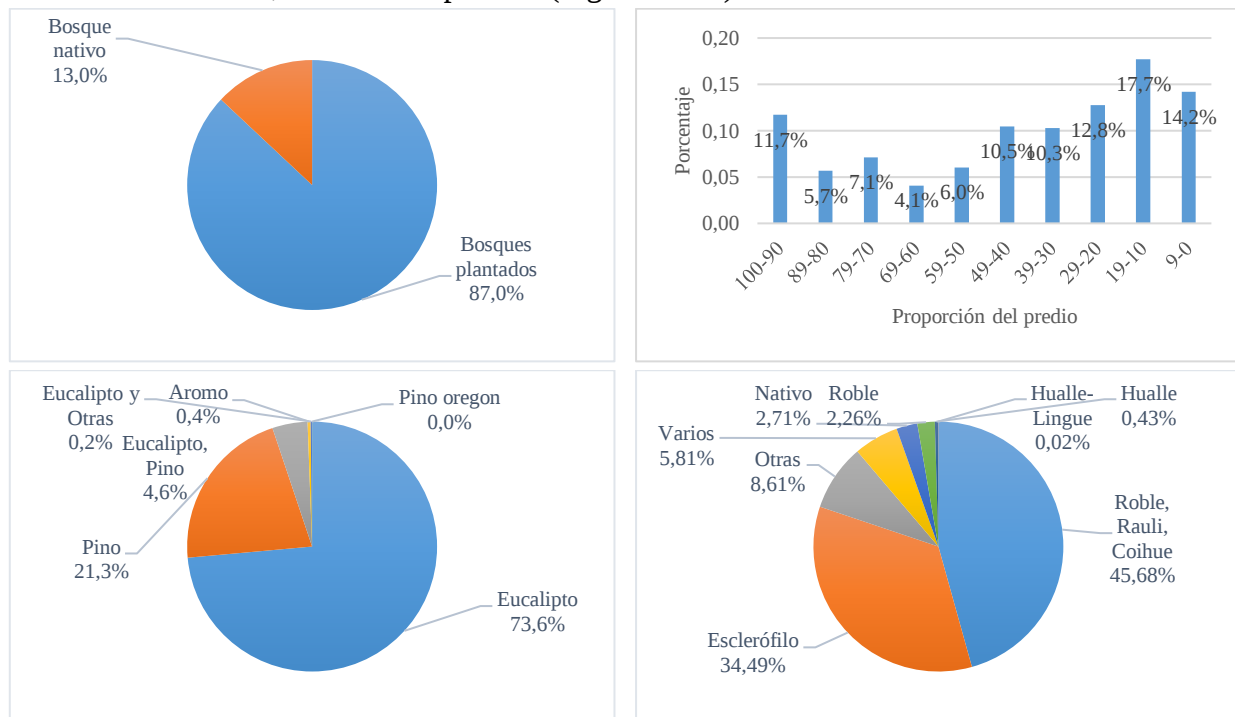


Figura 1.17. Superficie afectada por tipo de bosque.

Las plantaciones siniestradas por clases de edad se muestran en las Figuras 1.18a y 1.18b. Eucalipto concentra el 61% de las pérdidas agrupadas en las tres primeras clases de edad.

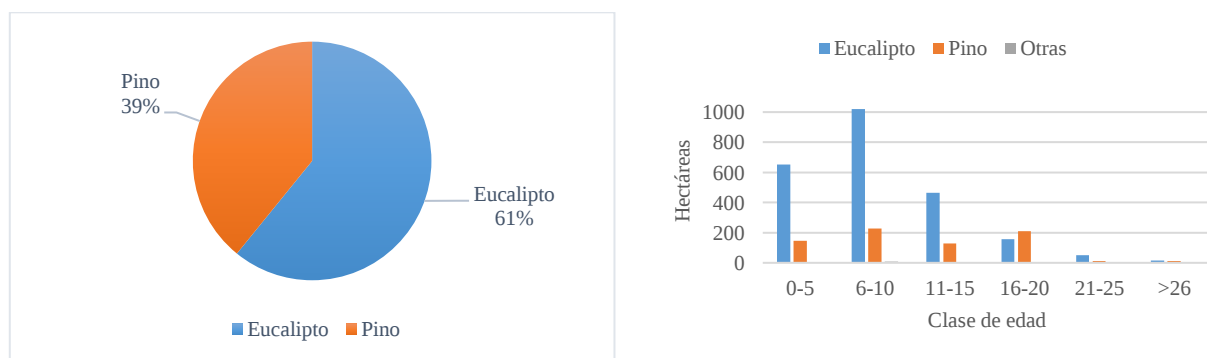


Figura 1.18. Superficie afectada en bosques plantados según clase de edad y especie.

Ayuda estatal otorgada

El gobierno, a través del Ministerio de Agricultura e INDAP, fueron en ayuda de los propietarios agrícolas de la comuna, mediante comida para sus animales y abejas, además de un bono llamado "Bono Enseres", una asignación única equivalente a \$1 millón de pesos para quienes informan la pérdida total de sus viviendas, en este caso, incendios.

La ayuda material consistió en fardos de alfalfa para el ganado y baldes de fructuosa para alimentación apícola y la reposición de cercos -con una inversión de 431.876.376 millones de pesos- destinada a los agricultores catastrados por INDAP de Florida en los sectores donde se registraron daños (Tabla 1.13).

Tabla 1.13. Ayuda estatal entregada a agricultores afectados por incendios en la comuna de Florida.

Tipo de ayuda	Suma de monto	Personas con ayuda
Entregado	431,760,346	753
Dinero efectivo	390,900,000	392
alimentación - animal, dinero efectivo, 90% daño	1,000,000	1
alimentación - animal, saco(s), 85% daño	30,000,000	30
alimentación - animal, saco(s), 90% daño	78,000,000	78
frutales - olivo, dinero efectivo, 90% daño	1,000,000	2
hortalizas - otros, hectárea, 85% daño	1,000,000	1
hortalizas - todos, hectárea, 85% daño	256,000,000	256
otros - reposición de cercos, 90% daño	6,700,000	8
otros - reposición de cercos, dinero efectivo, 90% daño	15,600,000	15
otros - reposición de cercos, dinero efectivo, 95% daño	1,600,000	1
Sacos	40,860,346	361
alimentación - animal, dinero efectivo, 90% daño	305,510	4
alimentación - animal, saco(s), 85% daño	3,392,120	32
alimentación - animal, saco(s), 90% daño	20,207,980	179
frutales - olivo, dinero efectivo, 90% daño	80,000	1
hortalizas - otros, hectárea, 85% daño	80,000	1
hortalizas - todos, hectárea, 85% daño	16,415,776	140
otros - reposición de cercos, 90% daño	214,740	3
otros - reposición de cercos, dinero efectivo, 90% daño	164,220	1
Valorizado	116,030	1
Sacos	116,030	1
hortalizas - todos, hectárea, 85% daño	116,030	1
Total general	431,876,376	754

Evaluación económica

Tasa de descuento. Para el cálculo de la tasa libre de riesgo (R_f) se promedió trimestralmente las tasas de política monetaria para el periodo primer trimestre de 1995 a cuarto trimestre de 2016, obteniendo un valor trimestral de 0,003974 % ($R_f = 0.003974$ %). El progreso del portafolio de mercado (R_m) fue descrito mediante el comportamiento histórico del IGPA en el mismo periodo de análisis de la tasa libre de riesgo, y su rendimiento trimestral fue de un 0,006408 ($R_m = 0.006408$ %).

El coeficiente de la pendiente Beta, β , del CAPM se calculó mediante la expresión $\beta_i = \text{cov}(R_i, R_m) / \text{var}(R_m)$, dando como resultado 1,622873. Dicho valor mide el riesgo sistemático del activo y mientras mayor sea el valor mayor es el riesgo sistemático del activo. Este Beta positivo y superior

a uno implica que las inversiones en bosque tienen una mayor volatilidad que el mercado financiero en su conjunto.

El valor de la tasa de descuento obtenido a través del método CAPM fue 0,0993 anual que corresponde al costo de oportunidad de capital estimado, y su cálculo es obtenido a partir de la ecuación 2 y es como sigue:

$$CAPM_{trimestral} = 0,003974 + 1,622873 \times -0,002434 \Rightarrow 0,0079244$$

$$CAPM_{anual} = 0,0993$$

Fair value o valor razonable. El cálculo del *fair value* de la madera en pie solo se pudo realizar para los géneros Eucalipto y Pino, para el caso de otras especies exóticas (e.g. aramo) y Bosque Nativo, no fue posible realizar el cálculo económico del daño debido a la heterogéneo de los rodales. Así, el valor razonable calculado para Eucalipto y Pino se presentan en la Figura 1.19. Los propietarios de plantaciones de Eucalipto concentran el 58% de las pérdidas con 2,724 millones de pesos, mientras que Pino con 1,958 millones de pesos. La diferencia entre el porcentaje de superficie afectada y su correlato económico está dada por los diferentes productos que se pueden obtener de una plantación de Pino en comparación a que Eucalipto se orienta principalmente a madera pulpable.

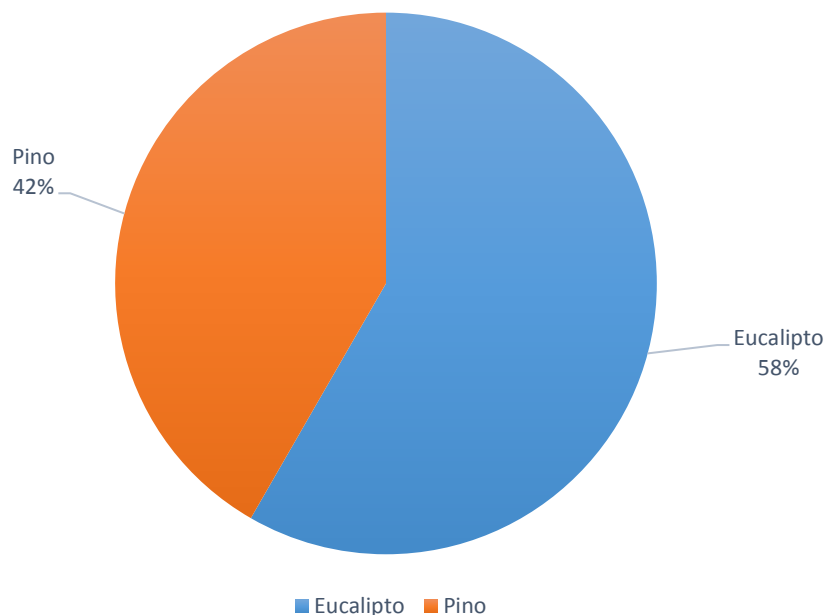


Figura 1.19. Valor de la madera en pie para Eucalipto y pino.

Daño ambiental

Como una aproximación al daño ambiental se estimó la emisión de CO² producto de los incendios. De esta manera, se entenderán como servicios ecosistémicos aquellos beneficios que un ecosistema aporta a la sociedad y que mejoran la salud, la economía y la calidad de vida de las personas. El servicio ecosistémico que se deriva, del cultivo de árboles, sería la captación de CO² atmosférico, que pasa a formar parte de las estructuras de los árboles, y disminuye el dióxido de carbono atmosférico, uno de los principales gases de efecto invernadero.

Una buena aproximación a la pérdida económica de la emisión de gases efecto invernadero (GAI) producto de la quema total o parcial de la biomasa boscosa, es el valor de los créditos de carbono o Reducciones Certificadas de Emisiones (CER). Estos certificados se emiten cuando hay una reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero. Por convención, una tonelada de dióxido de carbono (CO₂) equivalente corresponde a los créditos de carbono. Este crédito puede ser negociado en el mercado internacional.

Así, las emisiones de CO₂ de las 11.661,2 hectáreas siniestradas de *E. globulus*, *P. radiata*, *Acacia melanoxylon* y *Nothofagus obliqua* corresponden a 395.717 Mg. Hoy un CER se transa a 0,23 Euros Mg⁻¹, por lo que la pérdida económica alcanza los 69.194.085 pesos.

Daño total

De acuerdo con la información recopilada y a los cálculos realizados, se pudo estimar una pérdida económica producto de los incendios en la comuna de Florida de 5.183.639.102 de pesos. Esto es la ayuda gubernamental más la pérdida de cultivos boscosos.

Referencias

Alonso, R.L.; Gispert, A.P. and Batalla, R.J. 2004. Effects of forest fire on the hydrological response of a Mediterranean drainage basin (Arbúcies River, Catalan Coastal Ranges, NE Spain). *Forest Systems* 13(2): 305–316.

Bodí, M.B.; Cerdá, A.; Mataix-Solera, J. and Doerr, S.H. n.d. Repelencia al agua en suelos forestales afectados por incendios y en suelos agrícolas bajo distintos menjos y abandono. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 38(2): 53–74.

Clutter JL, JC Fortson, LV Pienaar, GH Brister, RL Bailey. 1992. Timber management: a quantitative approach. Florida. Krieger Publishing Company. 333 p.

- Copeland TE, FJ Weston, K Shastri. 2005. Financial theory and corporate policy. Boston MA. Addison-Wesley. 1000 p.
- Doerr, S.H.; Shakesby, R.A.; Blake, W.H.; Chafer, C.J.; Humphreys, G.S. and Wallbrink, P.J. 2006. Effects of differing wildfire severities on soil wettability and implications for hydrological response. *Journal of Hydrology* 319(1–4): 295–311.
- Donoso, C. 1981. Tipos forestales de los bosques nativos de Chile Número 38 de Documento de trabajo N° 38. Editor, Corporacion Nacional Forestal. 70 p.
- Francis JC, SH Archer. 1979. Portfolio analysis. Englewoods Cliffs, N.J. Prentice-Hall. 411 p.
- Gajardo, R. 1994. La vegetación natural de Chile. Clasificación y distribución geográfica. Editorial Universitaria, Santiago, Chile, 165 p.
- INFOR. 2016. Boletín estadístico N° 154: Anuario forestal 2016. Santiago, Chile. Instituto Forestal. 184 p.
- Garcia-Chevesich, P.; Pizarro, R.; Stropki, C.L.; Ramirez de Arellano, P.; Ffolliott, P.F.; DeBano, L.F.; Neary, D.G. and Slack, D.C. 2010. Formation of post-fire water-repellent layers in Monterrey pine (*Pinus radiata* D. Don) plantations in south-central Chile. *Journal of soil science and plant nutrition* 10(4): 399–406.
- López, R. and Batalla, R.J. 2001. Análisis del comportamiento hidrológico de la cuenca mediterránea de Arbúcies antes y después de un incendio forestal. In *Congresos Forestales*.
- Meggison WL. 1997. Corporate finance theory. Reading, Mass. Addison-Wesley. 506 p.
- Sharpe WF. 1991. Capital Asset Prices with and without Negative Holdings. *The Journal of Finance* 46:489-509.
- Peñaloza RA. 2006. Zonificación de la severidad de un incendio natural y su descripción topográfica cuantitativa en el Parque Nacional Tolhuaca, IX Región, Chile. Trabajo de Titulación presentado como parte de los requisitos para optar al Título de Ingeniero Forestal. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Austral de Chile. Valdivia. Chile. 42 pp.
- Perfetti-bolaño A., D. González-Acuña, C. Barrientos & L. Moreno. 2002. Efectos del fuego sobre la avifauna del cerro Cayumanque, región del Bío-bío, Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 19 (1-2) : 1-11
- Robichaud, PR. 2000. Fire effects on infiltration rates after prescribed fire in Northern Rocky Mountain forests, USA. *Journal of Hydrology* 231–232: 220–229.
- Sempere, D.; Urbano, A.; Lavabre, J. and Dolz, J. 1994. Consecuencias hidrológicas de los incendios forestales. *Ingeniería del Agua* 1(4): 33–48.
- Shakesby RA, SH Doerr. 2006. Wildfire as hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews*. 74: 269-307.
- Temporetti, P.F. 2006. Efecto a largo plazo de los incendios forestales en la calidad del agua de dos arroyos en la sub-región Andino-Patagónica, Argentina. *Ecología austral* 16(2): 157–166.

Washburn CL, CS Binkley. 1990. On the use of period-average stumpage prices to estimate forest asset pricing-models. *Land Economics* 66:379-393.

Venegas a., S. Varela & C. Estades. 2009. Efecto del fuego en la comunidad de aves de bosque en la reserva nacional malleco. *Boletín Chileno de Ornitología* 15(1): 1-7

INFORME 2: EVALUACION DEL RIESGO DE EROSION Y DEGRADACION DE LA VEGETACION POST INCENDIO Y PROPUESTAS DE MEDIDAS DE INTERVENCION

2.1- Riesgo de erosión

La erosión de los suelos ocurre principalmente cuando estos pierden la cobertura vegetal que los protege de la acción directa de la lluvia, generándose el fenómeno conocido como “splash”, que es la gota de lluvia que golpea directamente el suelo y disgrega las partículas de este, facilitando su arrastre por el escurrimiento superficial del agua que no infiltra al suelo. La pérdida de la cobertura vegetal y de la materia orgánica del suelo ocurre por las actividades productivas a los cuales los suelos son sometidos y en el último tiempo, la ocurrencia de incendios de gran magnitud nuevamente pone en riesgo los suelos al eliminar la cobertura vegetal. Si se debe mencionar que este potencial de daño es mayor en las zonas secas como la Región de Valparaíso hasta la zona norte de la Región del Maule donde la recuperación post incendio es más lenta que las zonas más húmedas desde la Región del Bio Bio al sur, 2 a 3 años y más de 5 y tan extenso como 10 años respectivamente.

La zona de Florida, afectada por los incendios forestales 2017, corresponde a suelos del tipo granítico, los cuales son altamente susceptibles a la erosión cuando están descubiertos o pierden su cobertura vegetal por algún evento de fuego o por la actividad productiva y caminos mal diseñados. De hecho, en el área afectada por los incendios se pueden observar grandes cárcavas con anchos que superan los 20 m y más de 10 m de profundidad (Figura 2.1). Estas cárcavas, en el pasado, se originaron por el uso intensivo de cultivos agrícolas en zonas no aptas para la agricultura, principalmente por estar en suelos con alta pendiente.



Figura 2.1. Cárcavas de gran tamaño presentes en los suelos afectados por incendios forestales 2017 en la zona Florida, Región del Bio Bio. Se originaron por el uso agrícola realizado en el siglo pasado. Foto E. Peña

Sin duda que la acción del fuego pone en riesgo de erosión los suelos o la activación de las cárcavas ya existentes. Por ello, se evaluó este problema considerando la activación de

cárcavas como un indicador y la pérdida de la cobertura vegetal del piso como otro indicador.

Para la evaluación de las cárcavas se desarrolló una pauta especial para esta actividad, basada en literatura y la experiencia de los investigadores. La evaluación de las cárcavas arrojó como resultado que la activación de ellas no ocurrió, de un total de 10 cárcavas muestreadas, ninguna de ellas presentaba un caso severo de activación de la erosión. Solo se observan pequeños derrumbes en la cabecera y bordes de ellas y se encontró sólo una cárcava con activación de garganta mayor a 10 m que es cuando una cárcava se considera activa. En dos de ellas se observó acumulación de sedimentos a lo largo de la garganta, pero con un cono de eyección en la garganta que no se extendió hacia la salida de la cárcava. El largo de los conos de eyección solo alcanzaba a un máximo de 2m y 1,5 m de ancho, con profundidad no mayor a 15 cm.

El bajo proceso erosivo, de características moderadas a leve, se explica por las siguientes razones:

- **Lluvias iniciales de baja intensidad.** Posterior a los grandes incendios, el daño al suelo depende de la intensidad de las primeras lluvias. En este caso, las primeras lluvias fueron de baja intensidad, esto permitió aportar humedad al suelo y a las semillas de las especies herbáceas las cuales iniciaron su germinación dándole estabilidad al suelo. Afortunadamente la cobertura de hierbas inicia su recuperación con las primeras lluvias post incendio y es más abundante en las zonas de praderas y bajo plantaciones nuevas (< 5 a 7 años), y va disminuyendo en la medida que el rodal es más adulto (Figura 2.2).



Figura 2.2. Cobertura de hierbas, post incendio 2017, bajo una plantación joven de *Pinus radiata* (izquierda) en el sector Canchas de Montero (octubre de 2017) y cobertura de hierbas en una pradera (derecha) en sector Manco (julio de 2017). Foto E. Peña

- **Incendios superficiales.** La mayoría de los incendios en la zona de Florida fueron de tipo superficial, sin consumir el follaje de la vegetación arbórea, si deja el follaje chamuscado y muerto. Pero posterior al incendio esta hojarasca cayó al piso forestal cubriendo el suelo, dando una excelente protección (Figura 2.3). En el muestro de

regeneración se controló la cobertura de hojarasca en el piso del bosque nativo y plantaciones, la cual en promedio siempre estuvo sobre 75%, según la escala de cobertura de Braun-Blanquet (Braun Blanquet 1947), lo que protegió el suelo contra la erosión.

- **Severidad de daño en el suelo.** Por lo general, los incendios forestales tienen bajo tiempo de residencia en un mismo sitio, en especial los grandes incendios que pasan rápidamente en menos de 5 minutos, esto transfiere poca energía térmica al suelo y no se daña ni la materia orgánica ni el capital de semillas de plantas herbáceas. Solo en los puntos donde hay acumulación de combustible grueso, el cual puede arder hasta por una hora y más puede dejar el suelo sin recuperar ninguna cubierta protectora o dañar la materia orgánica, pero esta situación ocurre en menos del 5% de la superficie total y en el caso de Florida no fue diferente a lo reportado por la literatura. De allí la estabilidad del suelo ante la lluvia, la materia orgánica le da cohesión y las semillas de herbáceas generan una cubierta protectora y el riesgo, según lo observado en terreno solo estaría presente en una pequeña superficie, coincidiendo con lo reportado en la literatura.



Figura 2.3. Protección del suelo por la hojarasca y acículas de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* las cuales cayeron al suelo posterior al incendio 2017, en las zonas donde no ocurrió incendio de copas. Fotos E. Peña

- **Extensión de la superficie de recolección de agua en la cabecera de la cárcava.**
Todas las cárcavas presentaban una superficie mínima de recolección de agua en su cabecera porque a lo largo de los años de uso agrícola ya se habían erosionado en toda su longitud y están alcanzando la pendiente opuesta.

2.2- Riesgo de degradación química del suelo.

Para entender esta respuesta se debe aclarar que las primeras evaluaciones sobre la severidad del fuego se realizan utilizando como referencia la pérdida del follaje de la vegetación por la acción del fuego. Pero dicho fenómeno no necesariamente afecta de la misma forma al suelo, en realidad en la mayoría de los casos la severidad de daño al suelo es moderada a baja y por ello la temperatura del suelo no sube a niveles de daño de sus

propiedades químicas. Tampoco es capaz de destruir las semillas porque su tiempo de residencia, tiempo que el fuego permanece en el mismo sitio, es menor a 5 minutos cuando el combustible que cubre el suelo es de la categoría fina (<2,5cm).

El riesgo de la degradación química del suelo ocurre cuando los incendios son de alta intensidad, permaneciendo largo tiempo ardiendo en el mismo sitio, desde media hora a varias horas. En general se sabe que los puntos donde ocurre alta concentración de combustible grueso pueden tener alto tiempo de residencia del fuego, generando temperaturas mayores a 200°C y tan altas como 400°C y por ende mayor cambio en las propiedades químicas. Sin embargo, esta no es una situación que se cumpla en gran magnitud a lo largo de la zona quemada, diversos autores indican que entre un 5 a 6% del total del suelo sufre daño severo. Lo observado en incendios anteriores indica que ya en la tercera temporada el efecto del fuego empieza a desaparecer, el mejor indicador se da por la carencia de hierbas establecidas en la primera temporada post incendio (Figura 2.4)



Figura 2.4. Puntos en los cuales el fuego fue de mayor intensidad y severidad de daño al suelo a causa de la acumulación de combustible grueso que generó un mayor tiempo de residencia del fuego, destruyendo el banco de semillas, limitando la regeneración o el crecimiento de las hierbas en la primera temporada post incendio. Foto: E. Peña

Medida de intervención para proteger el suelo

Las propiedades del suelo se ven afectadas por incendios de alta intensidad y severidad de daño (temperatura mayor a 200°C) y cuando el régimen de incendios cambie a una mayor frecuencia, lo que genera menos tiempo para que la vegetación se recupere a las condiciones previas al incendio.

Como la severidad de daño es la mayor amenaza, los propietarios deben evitar que en los procesos productivos se genere acumulación de combustible grueso, este es el que

realmente dará origen a un fuego con daños severos. Las medidas de intervención son simples, la primera de ellas es que el material grueso se disperse en el área, reduciendo así el tiempo de residencia del fuego. La intervención más efectiva sería utilizar este material como combustible en otras actividades productivas (biomasa para la producción de energía) y una medida extrema sería quemar dicho material, pero en una época húmeda y fría para reducir la transferencia de calor hacia el suelo.

Post incendio, la mejor forma de proteger el suelo es determinar donde ocurrió daño severo (pérdida de materia orgánica, pérdida del banco de semillas, cambio de color del suelo, cenizas blancas) y en dichos sitios una medida muy efectiva es esparcir algún tipo de cubierta protectora que puede ser desde paja (fardos), acículas y hojarasca de las plantaciones y residuos post fuego, considerando incluso la posibilidad de chipear la vegetación quemada por el fuego.

2.3- Riesgo de degradación de la vegetación nativa.

La vegetación en general tiene gran capacidad de persistencia, resiste los disturbios o si es dañada se recupera a través de rebrotes o semillas. Si los eventos que la alteran son infrecuentes los efectos negativos no se manifestaran con gran intensidad, pero si los eventos son repetitivos a un lapso de tiempo que las especies no alcancen su maduración y por ende su capacidad de generar semillas, la vegetación inicia su degradación cambiando su estructura y composición de especies. Se puede llegar al caso en el cual algunas especies desaparezcan del sitio o el bosque nunca llegue nuevamente a tener un estado adulto y con estructura vertical compleja.

El proceso descrito anteriormente corresponde a lo que los ecólogos del fuego indican, que más que una adaptación al fuego de la vegetación, lo que ocurre es una adaptación a un régimen de incendios forestales (frecuencia e intensidad) y si este régimen cambia, las especies se ven afectadas negativamente.

Si la actual respuesta de rebrote de 100% de las especies inventariadas es afectada nuevamente por un nuevo incendio en un plazo de 3 a 5 años, las especies nativas podrían ir perdiendo su capacidad de respuesta con cada evento.

Resistencia y persistencia. En el caso de los relictos nativos del Bosque Caducifolio de Concepción, presentes en la comuna de Florida, los árboles dominantes y de mayor tamaño que correspondían a robles y peumos lograron resistir la acción del fuego al poseer una corteza mayor a 1 cm de espesor y cuando no tuvieron la capacidad de resistir, ellos presentan rebrote desde la base, asegurando que la especie e individuos persisten en el ecosistema. El muestreo realizado en dichos relictos confirma que este proceso está

ocurriendo porque se logró determinar que el 100% de las especies está rebrotando post incendio. También se verificó que los árboles de mayor diámetro, más de 30 cm, por lo general tenían la capacidad de resistir el fuego, al presentar una corteza gruesa.

Localización en quebradas de los relictos de bosque nativo. Esta es una condición que no se valora, pero puede explicar la mejor aparente resistencia del bosque nativo. En las partes bajas, por la mayor humedad el pasto estará verde al momento del incendio y los suelos más húmedos, esto dificulta la acción del fuego porque los suelos no se calentarán a niveles que causen daños significativos en sus propiedades.

También, en las quebradas, el fuego ira bajando lo que lo hace de menor intensidad y altura de llamas y en la otra ladera ira recién recuperando su fuerza por lo que aún no generará un fuego de gran intensidad y por lo mismo el daño será menor (Figura 2.5). Esta condición de baja intensidad de fuego favorece la persistencia del bosque nativo y podría explicar el 100% de capacidad de rebrote observado en todas las especies.



Figura 2.5. Supervivencia de bosque nativo y viviendas en las zonas bajas, lo cual protege de incendios de gran intensidad, Comuna de Florida, Región del Bio Bio. Foto: E. Peña

Incendios frecuentes. Esta es una real amenaza de degradación porque los eventos frecuentes debilitarán a los individuos y después de varios eventos de fuego no podrán rebrotar, llevando así el bosque a una degradación de sus componentes. Esta situación se puede apreciar en un rodal de eucaliptus que se encontraba rebrotando al momento del incendio, el hecho que el fuego dañara el rebrote recién establecido llevó a que solo el 61,5% de los individuos sobreviviera al fuego y el resto (38,5%) murió por la acción del fuego. Se puede asumir que si un nuevo evento de fuego afecta al rodal en los próximos años la mortalidad incrementará.0

Invasión de especies introducidas. La presencia de aromos y la posibilidad que la regeneración de *P. radiata* avance hacia los relictos de bosque nativo es realmente una amenaza de degradación del bosque nativo. Las altas densidades de regeneración en *P.*

radiata adulto, más de 33.000 plantas/ha en rodales mayores a 15 años y de más de 99.200.000 plantas/ha en rodales puros de *A. melanoxylon* representan una amenaza como competencia excluyente porque tomarán el sitio y no permitirán la regeneración por semillas del bosque nativo (Peña et al. 2007). O el avance de *A. dealbata* observado en un relicto de bosque nativo donde se encontró en los primeros 6 m desde el borde una densidad de 1800 plantas/m² lo que equivale a 18 millones/ha evidenciado la amenaza para el bosque nativo por las especies invasoras.

El avance de aramo hacia el bosque nativo es un proceso que ocurre gradualmente, pero se va consolidado en el tiempo porque los nuevos individuos a los 5 a 7 años están generando semillas (Peña 2007), lo que les permite nuevamente avanzar hacia el interior del bosque nativo. Afortunadamente, en 5 de los rodales nativos no existía presencia de aramo y solo uno de ellos estaba afectado por invasión, pero el avance era inferior a 30 m.

Medidas de intervención para proteger la vegetación nativa

Las dos amenazas más significativas son el riesgo de un nuevo evento de fuego y el avance de las especies introducidas hacia los relictos de bosque nativo. Sin duda que el preparar cortafuegos para aislar estos relictos sería una intervención ideal pero también, hay que reconocer que los pequeños propietarios no la realizaran. Por ello, lo que sí se puede asumir es que en las primeras dos temporadas post incendio los propietarios recorran el bosque nativo afectado por el fuego y procedan a controlar vía manual la aparición de especies introducidas como aromos y pinos. Previo a ello se debe capacitar sobre el impacto de las especies invasoras y en el conocimiento para identificar dichas especies.

La posibilidad que un nuevo incendio afecte la vegetación nativa, no es una opción que dependa de los pequeños propietarios y que realmente se asegure con la construcción de cortafuegos, depende más de los programas de prevención que se apliquen post incendio 2017. Según lo manifestado por Conaf el presupuesto para prevención se incrementará significativamente, de hecho, para la temporada 2017-2018 se contará con un presupuesto de \$59.213 millones, esto es \$27.000 millones superior al presupuesto de la temporada 2016-2017, lo que permitirá mejorar significativamente la prevención de incendios forestales.

Referencias

Braun-Blanquet, J. (1947) The vegetation cover in the Montpellier region and its relationship with soil. Sigma Communication (Support for Improvement of Governance and management Programme), 94, Montpellier.

Peña, E. 2007. Naturalización e invasión de tres especies arbóreas introducidas en ecosistemas de la zona centro sur de Chile. Tesis Doctoral Ingeniero de Montes. Universidad de Córdoba, España.

Peña E, B Langdon & A Pauchard. 2007. Árboles exóticos naturalizados en el bosque nativo chileno. Bosque Nativo (Chile) 40: 3-7

INFORME 3: VALORIZACION DE LA CAPACIDAD DE REGENERACION NATURAL DE LA VEGETACION NATIVA Y EXOTICA, EJECUCION DE PILOTOS DE MANEJO DE VEGETACION AFECTADA POR EL FUEGO Y PROPUESTA DE MEDIDAS DE MANEJO PARA FAVORECER LA REGENERACION NATURAL POST INCENDIO

3.1 Introducción

La valorización, post incendio 2017, de la recuperación natural de especies nativas y exóticas de la comuna de Florida, Región del Bio Bio, se realizó a través del muestreo de la capacidad de reclutamiento (regeneración por semillas) y de la persistencia (rebrote) en el caso del bosque nativo. A través de rebrote en el caso de las plantaciones de eucaliptus y a través de regeneración por semillas en las plantaciones de *Pinus radiata* D. Don. La información que se obtuvo de la recuperación del bosque nativo es básica y vital para tomar decisiones sobre qué hacer en las áreas afectadas por incendios forestales, tal como aplicar restauración pasiva o activa y cuales especies se requiere restaurar, si no ocurre reclutamiento o rebrote. En el caso de *P. radiata* es información muy útil para estimar los probables procesos de invasión hacia los relictos nativos, pero también está la posibilidad que los propietarios afectados por los incendios puedan manejar la regeneración y no invertir en volver a plantar los rodales afectados por el fuego.

A pesar de lo común que resulta la acción del fuego en los ecosistemas nativos, existe escases de información detallada de la respuesta de las especies nativas a la acción del fuego. Por ello, la información colectada en el presente proyecto es vital para realizar acciones para favorecer la recuperación de los ecosistemas, en especial de los escasos remanentes de bosque nativo presentes en la zona afectada por el fuego en la comunidad de Florida.

También, los hallazgos del presente trabajo servirán para clarificar cual estrategia de recuperación es la dominante en los ecosistemas de dicha comuna, y sin duda es posible extrapolarlos a otras zonas porque la mayoría de las especies también están presentes en los ecosistemas que van desde la Región de O'Higgins hasta la de la Araucanía.

Los resultados indican que en bosque nativo la estrategia dominante es persistencia (rebrote) y no reclutamiento de nuevos individuos a través de semillas. En el caso de las plantaciones de *Eucalyptus globulus* Labill la estrategia dominante es la persistencia, expresándose con mucha energía porque los nuevos rebrotes pueden alcanzar alturas de hasta 3,6 m en la primera temporada de crecimiento. En *P. radiata*, esta especie no presenta capacidad de rebrote así que su única estrategia es reclutamiento por semillas, pero esta sólo es efectiva para las plantaciones mayores a 15 años cuando ya su producción de semillas es más abundante. En el caso del pino, post incendio, algunos rodales muestran supervivencia de algunos individuos, pero la condición dominante cuando el fuego afecta las plantaciones de *P. radiata* es mortalidad total, excepto donde había baja carga de combustible en el piso forestal y además los rodales estaban con poda y raleo.

Si es realmente alarmante ver el potencial invasor de los aromos (*Acacia dealbata* Link y *Acacia melanoxylon* R. Br.), su capacidad de regenerarse post incendio por semillas y rebrotes les permite ocupar el sitio con miles de individuos por metro cuadrado, lo cual limita el establecimiento de cualquier especie nativa. Además, presenta una estrategia competitiva muy eficaz porque a diferencia de las especies nativas que germinan en primavera, el aromo tiene la capacidad de germinar en otoño, la misma ventaja competitiva presenta *P. radiata*. Regeneración de aromo, en suelos con mayor humedad, se ha observado desde la tercera semana post incendio o con las primeras lluvias del otoño.

Definitivamente en la zona de Florida, los aromos, son las especies invasoras más amenazantes. Esto es confirmado por la literatura que indica que algunos aromos acumulan entre 15.000 a un máximo de 48.000 semillas/m², en el país se reporta como máximo 35.000 semillas/m². En segundo lugar, como especie invasora esta *P. radiata* pero su potencial se expresa solo cuando los rodales son mayores a 15 años, edad de mayor producción de semillas, y si los rodales quemados están adyacentes al bosque nativo.

3.2 Capacidad de regeneración natural de la vegetación nativa

La vegetación nativa de la zona de Florida es clasificada como Región del Bosque Caducifolio, Sub-región del Bosque Caducifolio del Llano y específicamente corresponde al Bosque Caducifolio de Concepción que se encuentra en la cordillera de la Costa de la Región del Bio Bio, presentando una fase húmeda en la costa y una fase seca hacia el interior (Gajardo 1994). Es un bosque con dominancia de *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst. acompañado por especies del bosque mediterráneo como peumo (*Cryptocarya alba* (Molina) Looser, boldo (*Peumus boldus* Molina) y litre (*Lithraea caustica* (Molina) Hook. & Arn), en los sectores bajos o quebradas aparecen especies laurifolias tal como laurel (*Laurelia sempervirens* Ruiz & Pav.) y canelo (*Drimys winterii* J.R.Forst. & G.Forst), olivillo (*Aextoxicon punctatum* Ruiz & Pav.)) y algunas mirtáceas.

La regeneración por semillas del Bosque Caducifolio de Concepción, afectado por los incendios del año 2017, en la primera temporada es muy escasa y casi nula en las especies arbóreas dominantes, se registró regeneración en más de 90 parcelas y se encontró regeneración por semillas de solo 2 especies arbóreas *N. obliqua* y *P. boldus* (roble y boldo) y entre ambas especies se alcanza una densidad de 2000 plantas/ha (Tabla 3.1), 1556 plantas de roble y 444 de boldo. El valor alcanzado de regeneración no cumple con los requisitos mínimos que contempla la ley chilena que exige al menos una densidad igual o mayor a 3000 plantas/ha y distribuidos homogéneamente para considerar que la regeneración ha sido exitosa, de lo contrario, la ley indica que se debe plantar para completar la diferencia y mejorar la distribución espacial de los individuos. Por los resultados de rebrote, 100% de las especies presentes están rebrotando (Tabla 3.2), la exigencia de plantar no necesariamente debiera aplicarse a rodales quemados porque estos tienen una gran capacidad de recuperación post incendio, esto significa que gracias al rebrote en los rodales nativos seguirá

presente el mismo número de individuos de las mismas especies, no alterándose la composición de especies.

Tabla 3.1. Regeneración post incendio, por semillas, de especies nativas en los relictos de bosque nativo afectados por los incendios forestales 2017 en la comuna de Florida

Especie	Plantas por hectárea
<i>Nothofagus obliqua</i>	1.556
<i>Peumus boldus</i>	444
<i>Aristotelia chilensis</i>	45.000
Total	47.000

En el caso de las especies arbustivas solo se encontró regeneración de *Aristotelia chilensis* (Mol.) Stuntz (maqui) que alcanza una densidad de 45.000 plantas/ha (Tabla 3.1). En el caso de maqui, esta especie cumpliría con lo que exige la ley chilena para considerar que la especie se ha regenerado exitosamente, pero no es una especie de interés maderero o una especie principal de un bosque, al contrario, por su alta regeneración se considera casi una especie invasora o con características de maleza. Pero, por otro lado, dado el alto interés por el consumo de frutos de esta especie, debido a su contenido de antioxidantes, se puede constituir en un interesante medio de ingresos para las comunidades rurales.

La razón de la baja regeneración por semillas del bosque nativo tiene varias causas, la primera de ellas es que la mayoría de las especies del dosel superior del bosque de la zona (*N. obliqua*, *C. alba*, *A. punctatum* y *Persea lingue* (Ruiz et Pav.) Nees) no poseen un banco edáfico permanente de semillas, solo poseen un banco aéreo o edáfico transitorio, banco que el fuego dañó en su totalidad y muy pocas semillas sobrevivieron a tan magno evento. Por otro lado, la mayoría de las especies nativas producen semillas en forma cíclica y no necesariamente los incendios coinciden con una buena temporada de producción de semillas. Por último, si posterior al incendio se aportó una carga de semillas adicional esta habría sufrido un intenso consumo por la fauna sobreviviente ante los escasos, post incendio, de alimentos en la zona. A pesar del daño en las zonas afectadas por el fuego se han observado al menos 28 especies de aves.

Tabla 3.2. Condición de rebrote post incendio de las especies nativas e introducidas, noviembre de 2017, presentes en el bosque caducifolio de Concepción en la comuna de Florida, Región del Bio Bio.

Corr	Especie	Nombre científico	Condición rebrote
NATIVAS			
1	Aromo de castilla	<i>Azara dentata</i>	Rebrota
2	Arrayan	<i>Luma apiculata</i>	Rebrota
3	Arrayan macho	<i>Rhaphithamnus spinosus</i>	Rebrota
4	Avellanillo	<i>Lomatia dentata</i>	Rebrota
5	Avellano	<i>Gevuina avellana</i>	Rebrota
6	Michay	<i>Berberis serratodentata</i>	Rebrota
7	Boldo	<i>Peumus boldus</i>	Rebrota
8	Canelo	<i>Drimys winteri</i>	Rebrota
9	Chequen	<i>Luma chequen</i>	Rebrota
10	Chilca	<i>Baccharis racemosa</i>	Rebrota
11	Coguil	<i>Lardizabala biternata</i>	Rebrota
12	Colletia	<i>Colletia spinosissima</i>	Rebrota
13	Copihue	<i>Lapageria rosea</i>	Rebrota
14	Corcolen	<i>Azara integrifolia</i>	Rebrota
15	Culen	<i>Otholobium glandulosum</i>	Rebrota
16	Escalonia	<i>Escallonia</i> sp.	Rebrota
17	Espino	<i>Acacia caven</i>	Rebrota
18	Huillipatagua	<i>Citronela mucronata</i>	Rebrota
19	Huingan	<i>Schinus polygamus</i>	Rebrota
20	Lingue	<i>Persea lingue</i>	Rebrota
21	Litre	<i>Lithraea caustica</i>	Rebrota
22	Corontillo	<i>Escallonia pulverulenta</i>	Rebrota
23	Maiten	<i>Maytenus boaria</i>	Rebrota
24	Maqui	<i>Aristotelia chilensis</i>	Rebrota
25	Mayo	<i>Sophora macrocarpa</i>	Rebrota
26	Olivillo	<i>Aextoxicum punctatum</i>	Rebrota
27	Peumo	<i>Cryptocarya alba</i>	Rebrota
28	Pilpil voqui	<i>Boquila trifoliolata</i>	Rebrota
29	Pitra	<i>Myrceugenia exsucca</i>	Rebrota
30	Quila	<i>Chusquea quila</i>	Rebrota
31	Quillay	<i>Quillaja saponaria</i>	Rebrota
32	Quilo	<i>Muehlenbeckia hastulata</i>	Rebrota
33	Roble	<i>Nothofagus obliqua</i>	Rebrota
34	Voqui Blanco	<i>Proustia pyrifolia</i>	Rebrota
35	Voqui colorado	<i>Cissus striata</i>	Rebrota
INTRODUCIDAS			
36	Aromo amarillo	<i>Acacia dealbata</i>	Rebrota
37	Aromo negro	<i>Acacia melanoxylon</i>	Rebrota
38	Encino	<i>Quercus rubra</i>	Rebrota
39	Eucalipto	<i>Eucalyptus globulus</i>	Rebrota
40	Falsa acacia	<i>Robinia pseudoacacia</i>	Rebrota
41	Fresno	<i>Fraxinus excelsior</i>	Rebrota
42	Pino radiata	<i>Pinus radiata</i>	Sin rebrote
43	Retamilla	<i>Teline monspessulana</i>	Sin rebrote
44	Rosa mosqueta	<i>Rosa eglanteria</i>	Rebrota
45	Sauco	<i>Sambucus nigra</i>	Rebrota
46	Zarzamora	<i>Rubus ulmifolius</i>	Rebrota

Los resultados de regeneración vía semillas podrían parecer un poco lapidarios e indicadores de un retroceso del bosque nativo ante la acción de los incendios. Sin embargo, la situación no es así porque el bosque nativo tiene una gran capacidad de persistencia, es decir una gran capacidad de

rebrote post incendio. De hecho, esta capacidad se apreciaba ya a las 3 semanas de ocurrido los incendios porque se observaron varias especies nativas rebrotando, entre ellas: *L. caustica* (litre), *Acacia caven* (Mol) Mol (espino), *Otholobium glandulosum* (L.) Grimes (culen), *Myrceugenia exsua* (DC.) O. Berg (arrayan) y *N. obliqua* (roble). A octubre de 2017, todas las especies nativas presentes en los rodales quemados por el incendio muestran rebrote, confirmando que el 100% de ellas tiene la capacidad de rebrotar ante la acción del fuego y es la principal estrategia para persistir en los ecosistemas (Tabla 3.2).

Si se debe destacar que efectivamente, post incendio, ocurre rebrote de las especies nativas, pero como este es un rebrote tardío en la época vegetativa que ocurre al inicio del otoño a pesar que debieran estar entrando en receso vegetativo, por estar aún muy suculto a la llegada del invierno los rebrotes sufren daño por congelamiento.

Los resultados encontrados coinciden con lo reportado en la literatura donde se indica que la persistencia es la estrategia que domina en la regeneración de la vegetación natural y no el reclutamiento por semillas como suele creerse. En muchas oportunidades se asume que la regeneración post incendios es prácticamente nula, pero se subestima la capacidad de rebrote que es la estrategia de persistencia del bosque nativo. Por ello en la mayoría de los casos no es necesario aplicar restauración post incendio porque el rebrote se encargará de recuperar el bosque, tal como ya ha ocurrido en San Fabian de Alico y Quillón con los incendios que ocurrieron el año 2013 (Figura 3.1).



Figura 3.1. Izquierda, rebrote postincendio de bosque nativo en San Fabian de Alico, en 3 temporadas el crecimiento máximo alcanzó 3 m de altura promedio (maqui, mayo, peumo, boldo, litre, corontillo y colihue). Derecha, rebrote postincendio de especies nativas en Quillón en la primera temporada de crecimiento.

3.3 Capacidad de regeneración natural de la vegetación exótica

Eucalyptus. En el caso de esta especie la recuperación post incendio ocurre solo vía rebrote, respuesta que se inicia a las 3 semanas de ocurrido el incendio, generando múltiples rebrotes, algunos individuos superan los 40 rebrotes (Figura 3.2 y Figura 3.3). A pesar de la condición suculta del rebrote, a diferencia del bosque nativo, este no fue afectado por las heladas de invierno, mostrando crecimiento en altura 4 veces superior al bosque nativo. En la zona de

Manco existe un rodal que estaba cortado antes del incendio, al pasar el fuego a través de los tocones éstos rebrotaron profusamente y alcanzaron en 10 meses una altura máxima de 3,6 m (Figura 3.3). Sin duda que es una respuesta espectacular de crecimiento que estaría explicada por la mayor precipitación del presente año y porque según lo expresado por la propietaria del predio, la plantación fue cortada a los 6 años con propósito de producción de leña, recibiendo posteriormente fertilización.

La buena respuesta de rebrote de eucaliptus resulta un alivio para sus propietarios porque pueden volver al negocio de producción de madera sin necesidad de realizar una alta inversión, solo se deben cortar los árboles muertos y posteriormente reducir el número de rebrotes. No ocurre lo mismo con *P. radiata* porque por lo general los rodales afectados por el fuego mueren y deben ser cortados en su totalidad y volver a plantar lo que implica un costo mayor a \$1.000.000 ha. Solo los rodales de *P. radiata* mayores a 15 años de edad tienen la capacidad de generar abundante regeneración post incendio (Figura 3.4), la cual podría ser factible de manejar, tal como se hizo en un rodal regenerado por semillas en el incendio de Pichiqueime del año 2013, el manejo se realizó en el año 2016 (Figura 3.5).



Figura 3.2. Rodales de eucaliptus mostrando múltiples rebrotes y caída de hojarasca post incendio 2017, sector Manco comuna de Florida. Foto E. Peña



Figura 3.3. Rebrote de *Eucalyptus globulus* post incendio en dos rodales, a la izquierda rodal cortado inmediatamente post incendio, foto derecha rodal cortado antes de la ocurrencia del incendio mostrando un crecimiento más vigoroso (alturas superiores a 2,5 m). Foto E. Peña

***Pinus radiata*.** Los individuos de *P. radiata* que mueren por la acción del fuego no tienen la capacidad de rebrotar, por ello, a diferencia de eucaliptus, la regeneración solo ocurre por semillas y es abundante cuando los rodales afectados han superado los 15 años de edad, llegando a tener el equivalente a 1.589.000 plantas/ha (Tabla 1), antes de 15 años la producción de conos es mínima (Figura 3.6). *Pinus radiata* presenta conos serótimos, este tipo de conos se mantienen cerrados sin liberar las semillas y se abren por la estimulación del calor, por lo tanto, inmediatamente post incendios liberan sus semillas, las cuales con las primeras lluvias de otoño tienen la capacidad de germinar abundantemente (Figura 3.6). La liberación de semillas se ha observado entre los 15 a 18 días post incendios. La buena diseminación de las semillas puede llegar a ser un problema si llega avanzar hacia los relictos de bosque nativo transformándose en un problema de invasión.

Tabla 3.3. Regeneración de *Pinus radiata* postincendio en la zona de Florida, Región del Bio Bio, resumido según rango de edad de la plantación

Edad plantación <i>Pinus radiata</i>	Regeneración postincendio 2017 (plantas/m ²)
< 10 años	0
10 a 15 años	4.000
15 a 20 años	33.000
> 20 años	1.589.000

La excelente regeneración de *P. radiata* mayor a 15 años, afectado por el fuego, es un hallazgo muy importante porque los pequeños propietarios que poseían plantaciones de *P. radiata* acogidas al Decreto Ley 701 y que fueron afectados por los incendios 2017, están obligados a reforestar y muchos de ellos no tienen el capital para realizar dicha acción de reforestación (al menos \$1.000.000 ha). La Conaf pretende que, si existe regeneración natural post incendio (Fancke 2017), el propietario la puede manejar (Figura 3.5) y con esta acción estaría cumpliendo con su compromiso legal de mantener su predio con plantaciones. Por lo tanto, los hallazgos de este proyecto permiten clarificar que los propietarios con plantaciones mayores a 15 años si se pueden acoger a esta solución propuesta por Conaf. Los que poseen plantaciones menores a 15 años deberán volver a plantar para volver al negocio forestal y cumplir con la ley.

Lo que también queda claro en este caso, es que sería muy recomendable que todo rodal de *P. radiata* mayor a 15 años afectado por el fuego debiera dejarse en pie unos dos meses

post incendio, antes de cortarlo, para facilitar la diseminación de semillas la cual se tiene con certeza que ocurre al menos desde la tercera semana en adelante.

La respuesta post incendio, de la regeneración de *P. radiata* es un indicador para decidir hacia qué grupo de productores se debe orientar la ayuda para volver a integrarse al negocio forestal, que sería el caso de todos los productores que tienen plantaciones jóvenes. Los que posean plantaciones adultas pueden manejar la regeneración, por lo tanto, no es perentorio proporcionarle ayuda, además que al ser de mayores dimensiones los árboles tienen un mayor valor comercial que podría ayudar a proporcionar los ingresos para reforestar nuevamente.



Figura 3.4. Regeneración de *Pinus radiata* en la primera temporada postincendio en Florida, Región del Bio. Izquierda, rodal mayor a 20 años y derecha rodal entre 15 a 20 años.



Figura 3.5. Manejo de regeneración de *Pinus radiata* post incendio Pichiqueime, El raleo se realizó cuando la regeneración tenía 4 años de edad.

Aromos. Ambos aromos muestran regeneración por semillas y rebrote. La respuesta por semillas, realmente es muy abundante porque ambas especies tienen semillas que son estimuladas por el fuego, temperaturas de 90 a 100°C por 5 a 10 minutos estimulan su germinación. Los datos del banco de semillas para ambas especies indican que superan un promedio de 3.000 semillas/m² y tan alto como 35.000 semillas/m² y la viabilidad de las

semillas es superior a 90%. La literatura internacional reporta bancos de semillas de aromos de hasta 48.000 semillas/m² (Acevedo 2012, Velázquez 2006, Wilson et al. 2011)

El avance y densificación de aroma (Peña 2007) es un proceso ya observado en el incendio de Pichiqueime (Quillón 2013) y otros sitios afectados por el fuego. Por ello, para cuantificar este fenómeno se evaluó un rodal puro de *A. melanoxylon* de 18 años, encontrando a los 10 meses post incendio una densidad promedio de 9920 plantas/m² lo que equivale a 99.200.000 plantas/hectárea.

En el caso de *A. dealbata*, se evaluó el avance de regeneración hacia un relicto de bosque nativo, no se conoce la edad de los árboles padres, pero la densidad máxima alcanzada en los primeros 6 m desde el borde del relicto alcanzó a un máximo de 1.800 plantas/m² o equivalente a 18.000.000 plantas/ha, esta densidad disminuyó desde los 20 m hacia el interior del bosque a 25 plantas/m².

Los resultados del muestreo de aroma y de *P. radiata*, en la zona de Florida, no dejan duda que ambas especies tienen un alto potencial invasor, en el caso de *P. radiata* se manifiesta en los rodales mayores a 15 años de edad. Para aroma, la producción de semillas es en edades entre 7 a 10 años, por lo tanto, la invasión es más temprana, confirmando el potencial que ambas especies pueden generar una importante invasión en los relictos de bosque nativo. Por esta razón en la lista de las 100 especies más invasoras del mundo se incluye un aroma y España incluye a *A. dealbata* y *melanoxylon* entre las 20 especies más invasoras de los ecosistemas de España.

Zarzamora (*Rubus ulmifolius* Schott) y coral (*Rosa eglanteria* L.). Ambas especies son de interés productivo para las comunidades, aun cuando son especies introducidas, su colecta aporta un importante ingreso a las comunidades en la época estival e inicios de otoño. Afortunadamente las dos especies muestran rápida respuesta de rebrote post incendio, apareciendo rebrotes a las 3 semanas después de la acción del fuego. En incendios anteriores (Pichiqueime 2013) se ha observado que el rebrote en una temporada alcanza la altura que tenía previo al incendio, pero se desconoce cuántas temporadas requiere para recuperar su capacidad de producción de frutos. Información proporcionada por lugareños de Florida indican que recién en la tercera temporada post incendio la producción de frutos regresa a la normalidad. Cualquier evaluación de la producción de frutos está más allá de la duración del presente proyecto.

3.4 Pilotos de manejo de vegetación nativa

No fue posible realizar un seguimiento de esta respuesta por dos razones principales, algunos individuos de las especies del bosque caducifolio de Concepción, tienen la

particularidad de rebrotar inmediatamente post incendio, pero la mayoría lo hace en primavera, por ello, no fue posible seguir el crecimiento de primavera por estar fuera de las fechas del proyecto. La respuesta observada, diferente época de rebrote, podría depender de la cantidad energía que reciba cada individuo por la acción del fuego, rebrotando en primavera los que reciben menos impulso de calor o es la respuesta vegetativa natural, en otoño están a su proceso de inicio de la dormancia. Una segunda razón es que los individuos que rebrotaron en otoño, al ingresar al periodo de invierno sufrieron daños por congelamiento ya que estaban muy succulentos por la brotación tardía post época estival (baja lignificación). Los rebrotes que fueron dañados por heladas mueren en su parte superior o hasta la base, 25 a 40 cm de tejido dañado, perdiendo vigor y capacidad, volviendo a rebrotar desde la base de estos nuevos vástagos alterando así cualquier evaluación de altura. Se intervinieron algunos individuos que iniciaron rebrote en la primavera, pero la respuesta de ellos solo sería posible evaluarla al final de la temporada de verano fuera de los periodos ejecutables del presente proyecto. Los parámetros alcanzados por este tipo de rebrote se muestran en la Tabla 3.4.

El rebrote de las especies nativas en esta primera temporada de crecimiento, al mes de octubre, ha alcanzado una altura promedio de 50 cm, la especie que muestra la mejor respuesta en crecimiento es maqui que casi duplica el crecimiento promedio, alcanzando una altura de 92 cm. Los resultados de noviembre muestran lo importante que es un mes más de crecimiento porque la mayoría de las especies superaron 1 m de altura (Tabla 3.4). De mantenerse este crecimiento, los arbustos nativos y árboles podrán tener en unos 5 años una altura muy cercana a 4 a 5 m, lo que podría permitir que los procesos y servicios ecosistémicos se recuperen.

Tabla 3.4. Altura del rebrote de especies nativas post incendio en octubre de 2017, Florida, Región del Bio Bio

Especie	Altura promedio (cm) Octubre de 2017	Altura Promedio (cm) Noviembre 2017
Boldo	59	120
Peumo	46	130
Escallonia pulverulenta		68
Litre	36	130
Roble	37	
Maqui	92	172
Maitén	52	60
Azara integrifolia		105
Naranjillo		110

Basado en la respuesta a la intervención de otras especies tal como eucaliptus, y teniendo en cuenta el conocimiento popular, los campesinos sostienen que cuando una planta es

dañada por el fuego en la totalidad de su parte aérea, lo más recomendable es cortar inmediatamente la parte dañada para que el rebrote se manifieste con mayor vigor. Lo anterior se puede apreciar en dos rodales de eucaliptus evaluados en forma adicional para el presente estudio. Uno de ellos se cosechó antes del incendio (sector Manco) y el rebrote actual es muy vigoroso superando 3,6 m de altura (Figura 3.3 derecha) a pesar que aún no se aplica un manejo de desbroce, dejar 2 o 3 de los mejores vástagos. El segundo rodal evaluado corresponde a una plantación de eucaliptus en el sector canchas de montero ya manejado anteriormente como rebrote, dicho rodal al quemarse tenía rebrote de 3 años, este rodal fue inmediatamente cortado después del incendio y su rebrote post incendio, al mes de octubre de 2017, alcanza 1,75 m (Figura 3.3 izquierda). Este segundo rodal se encuentra en un sitio de menor calidad que el rodal anterior y es de menor edad, lo que podría explicar la diferencia de más de 1,5 m de altura.

Experiencias anteriores, en bosque nativo de San Fabián de Alico, muestran que el rebrote, aún sin tratamiento alcanza muy buen crecimiento en el segundo y tercer año (Figura 3.1) y una condición bastante similar de buen rebrote se observó en el incendio de Pichiqueime en el cerro Cayumanque. Esto confirma que las especies del bosque nativo tienen buena respuesta de rebrote y buen crecimiento, el hecho de intervenirlas efectivamente concentraría el crecimiento en los mejores vástagos, pero como su objetivo es principalmente de protección, creemos que la mejor opción es dejar todos sus vástagos favoreciendo su forma de copa de matorral amplio ya que esto daría mejor protección al suelo contra procesos erosivos o radiación directa al suelo.

3.5 Propuestas de medidas de manejo para favorecer la regeneración natural post incendio

En general, por los resultados encontrados 100% de las especies rebrotando, los remanentes de bosque nativo se están recuperando en forma natural del daño de los incendios forestales, la estrategia natural del bosque nativo es persistencia (rebrote). Para verificar si se requiere restauración post incendio, al final de la primera temporada de crecimiento, es decir inicios de otoño del año siguiente al incendio, se debería evaluar si existen sitios donde no ocurrió rebrote. Sólo en estos sitios sería necesario apoyar con estímulos la regeneración natural o con enriquecimiento a través de plantación, pero con la restricción de utilizar plantas con el mismo acervo genético de la zona.

A continuación, se presentan algunas propuestas, pero creemos que, para proteger el bosque nativo remanente de la zona, la medida más fundamental es el control de especies invasoras y evitar que los incendios se repitan en corto tiempo. Esto último, es vital para la vegetación porque se sabe que las plantas se adaptan a un régimen de incendios (intensidad y frecuencia) y persisten post incendio, pero si la frecuencia de incendios aumenta, las distintas especies van perdiendo su capacidad de persistir.

Regeneración por semillas: En el caso que sea necesario estimular regeneración por semillas, esto debiera realizarse a partir del segundo año post incendio porque por lo general no existirá banco de semillas, edáfico o aéreo, en la primera temporada. Para asegurar que efectivamente especies como roble germinen y se establezcan se requiere eliminar parte de la hojarasca, exponiendo el suelo mineral. Para aplicar esta medida se debe identificar los individuos padres y cuando serán los años de mayor producción de semillas de las especies que son cíclicas en su producción, tal como roble y solo ese año preparar el suelo. Si no existen árboles productores de semillas, se debe coleccionar en otros sitios cercanos a las zonas quemadas e intentar siembra directa.

Estimulación del rebrote. La vegetación de la zona de Florida, rebrota sin dificultades y no es tan necesario el manejo de rebrotes, salvo que se desee asegurar que esta vegetación alcance, en un menor tiempo, las alturas previas al incendio. Cuando se opte por manejo, se debe reducir el número de rebrotes que en algunos casos superan los 40 vástagos por planta. Sugerimos no realizar manejo de rebrotes en la primera temporada post incendio porque la cobertura de dicho follaje es fundamental para proteger el suelo contra la erosión. En la segunda temporada, cuando los suelos tengan una buena cubierta de hierbas, en las especies arbóreas, que tienden a formar fustes únicos se podrían dejar hasta 3 vástagos por individuo y en las arbustivas se pueden dejar entre 3 a 5 vástagos porque ellas en forma natural tienden a formarse como matorral con múltiples ramificaciones.

Especies invasoras. El control de especies invasoras es una acción que debería realizarse en los remanentes de bosque nativo para favorecer la regeneración y establecimiento de las especies nativas. Estos remanentes por ser menores a 1 ha y estar rodeado por especies introducidas son altamente susceptibles a la invasión de especies introducidas y que dicho proceso inhiba a las especies nativas (Fuentes-Ramírez et al. 2010, Peña et al 2007). La situación es mucho más grave cuando existe presencia de *Acacias spp.* (Aromos), de estas especies se ha encontrado regeneración equivalente a 99.200 plantas/m² en el caso de *A. melanoxylon* y 1800 plantas/m² en el caso de *A. dealbata*, lo que equivale a millones por hectárea. Estas dos especies se comportan como ingenieros de ecosistemas ejerciendo competencia excluyente de las especies nativas y son muy difíciles de erradicar por su alta producción de semillas viables a edades tan temprana como a los 5 años y su excelente rebrote a partir de las plantas quemadas.

El control pueden realizarlo los propietarios de bosque nativo, pero primero debieran recibir capacitación sobre el problema de las especies invasoras y en la identificación de ellas.

3.6 Potencial invasor de especies introducidas

La mayor preocupación debe centrarse en *P. radiata* y aromos (*A. dealbata* y *A. melanoxylon*), en el caso de *P. radiata* porque esta especie tiene conos serótinicos que diseminan sus semillas

post incendio. Las acacias tipo aromo se citan entre las 100 especies más invasoras del mundo (Lowe et al 2010) y *A. dealbata* y *melanoxylon* se citan entre las 20 especies más invasoras de España (GEIB 2006). También, su potencial de impacto se debe a que las especies arbóreas tienen la capacidad de ejercer una mayor competencia que las especies arbustivas, estas últimas cuando son superadas por los árboles y en alta cobertura de copas mueren por la competencia.

En un muestreo realizado en un rodal de *P. radiata*, en la zona de constitución 3 semanas post incendio 2017 ya se habían diseminado un promedio de 150 semillas/m². Por otro lado, para los aromos en Chile, la literatura indica que poseen bancos de semillas superiores a 3.000 semillas/m² y con valores extremos que llegan a 35.000 semillas/m² (Acevedo 2012, Velázquez 2006). A nivel internacional se reporta para aromos un máximo de 48.000 semillas/m² (Wilson et al. 2014). Definitivamente en el caso de los aromos, la situación se torna aún más grave la situación porque la literatura indica que el banco edáfico puede permanecer viable hasta por 50 años y que la germinación de las semillas es estimulada por la acción del fuego. Ensayos realizados en Chile indican que cuando la semilla se somete a temperatura de 90 °C por 5 a 10 minutos la germinación de las semillas es estimulada positivamente, llegando a duplicar su germinación.

Los resultados de regeneración de *P. radiata*, muestran con claridad la siguiente situación, rodales menores a 15 años de edad presentan mínima o nula regeneración y desde 15 años en adelante esta suele ser muy abundante (Tabla 1). La gran diferencia encontrada se explica porque a temprana edad aún no se inicia la producción de semillas o es incipiente (Figura 3.6, izquierda), lo cual se comprueba por la ausencia de conos en los árboles. Lo contrario ocurre en los rodales mayores a 15 años donde en ellos se aprecian más de 30 conos/árbol y tan alto como 100 conos/árbol en los rodales mayores a 20 años (Figura 3.6, derecha).



Figura 3.6. Rodal de *Pinus radiata* menor a 10 años con escasa presencia de conos con semillas (izquierda) y rodal de *P. radiata* mayor a 20 años con abundante presencia de conos en su follaje (derecha).

Las especies que realmente se muestran como una seria amenaza son los aromos (Fuentes et al. 2014, Peña 2007, Peña et al. 2007), las dos especies presentes en forma masiva en Chile, *A. dealbata* y *A. melanoxylon*, rebrotan muy bien post incendio y además germinan en forma masiva. Afortunadamente, solo uno de los rodales nativos incluidos en el muestreo presenta invasión de dicha especie, avanzando al menos 30 m hacia el interior del bosque nativo favorecido por la pendiente ya que los árboles padres de aromo estaban en la parte

alta de la pendiente. Las densidades disminuyen hacia el interior del bosque nativo, pero serán suficientes para dominar el sitio, pueden alcanzar valores tan altos como 1800 plantas/m².

En general, el aramo no se presenta como plantación, pero en el sector Canchas de Montero se encontró un rodal puro de *A. melanoxylon* de 17 años que fue afectado por el fuego, mostrando abundante regeneración que asemeja un césped. La densidad máxima alcanzada fue el equivalente a 143.000.000 de plantas/ha y un promedio de 99.200.000 plantas/ha. Los árboles padres murieron en su totalidad porque su espesor de corteza es menos a 1 cm por lo que no resiste la acción del fuego.

Lo observado en terreno, en puntos donde existe aramo, confirman el hecho que post incendio esta especie densifica la presencia de individuos, al tener un fuerte reclutamiento por semillas y un efectivo rebrote de tocón y desde raíces superficiales. Además, el calor generado por el fuego estimula su germinación (Concha 2008, González 2007). Un muestreo adicional realizado en sitios con aramo en el incendio de Quillón indica que 5 temporadas post incendio la densidad promedio de individuos es de 80.000 plantas/ha, alcanzado alturas entre 5 a 7 m, cubriendo totalmente el sitio. El aramo efectivamente se comporta como un ingeniero de ecosistemas porque llega a dominar completamente el sitio, controlando los procesos y componentes del ecosistema. Además, expanden constantemente su población, su avance ratifica el comportamiento de avance constante de las invasoras y que, a pesar de los esfuerzos de control, el problema aumenta (Sebeens et al. 2017).

3.7 Referencias

Acevedo, S. 2012. Banco edáfico de semillas de *acacia dealbata* link en tres sitios del secano interior de la Region del Bio Bio. Memoria de Titulo. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. Concepción. Chile.

Concha, K. 2008. Estimulación de la germinación de semillas de *Acacia dealbata* y *Acacia melanoxylon* por altas temperaturas. Memoria de Titulo. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. Concepción. Chile.

Fuentes N., P. Sanchez, A. Pauchard, J. Urrutia, L. Cavieres y A. Marticorena. 2014. Plantas invasoras del centro sur de Chile: Una guía de Campo. Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB). Concepción, Chile.

Fuentes-Ramírez A., A. Pauchard, A. Marticorena & P. Sánchez. 2010. Relación entre la invasión de *Acacia dealbata* Link (Fabaceae: Mimosoideae) y la riqueza de especies vegetales en el centro-sur de Chile. *Gayana Bot.* 67 (2): 188-197

GEIB (Grupo Especial de Invasiones Biológicas). 2006. TOP 20: Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España. GEIB, Serie Técnica N.2. Pp.: 116.

González, M. 2007. Efecto del fuego en la germinación de cuatro especies introducidas en la zona centro sur de Chile. Memoria de Título. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. Concepción. Chile.

Lowe S., Browne M., Boudjelas S., De Poorter M. 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12pp.

Peña, E. 2007. Naturalización e invasión de tres especies arbóreas introducidas en ecosistemas de la zona centro sur de Chile. Tesis Doctoral Ingeniero de Montes. Universidad de Córdoba, España.

Peña E, B Langdon & A Pauchard. 2007. Árboles exóticos naturalizados en el bosque nativo chileno. *Bosque Nativo (Chile)* 40: 3-7

Sebeens, H. y colaboradores. 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications* 8: 14435

Velásquez, L. 2006. Caracterización del banco edáfico de semillas de *A. melanoxylon* R. Brown en dos sitios de la comuna de Concepción. Memoria de Título. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. Concepción. Chile.

Wilson J R U, C Gairifo, M R Gibson, M Arianoutsou, B B Bakar, S Baret, L Celesti-Grapow, J M DiTomaso, J Dufour-Dror, C Kueffer, C A Kull, J H Hoffmann, Fiona A. C. Impson, L L Loope, E Marchante, H Marchante, J L Moore, D J Murphy, J Tassin, A Witt, R D Zenni, D M Richardson. 2011. Risk assessment, eradication, and biological control: global efforts to limit Australian acacia invasions. *Diversity and Distribution*: DOI: 10.1111/j.1472-4642.2011.00815.x

Informe 4.- EVALUACIÓN DE LA SEVERIDAD DEL FUEGO SOBRE LA CUBIERTA VEGETAL, Y EN LA DESTRUCCIÓN DE LA PARTE AÉREA DE LA MASA FORESTAL.

4.1 Metodología

La severidad del fuego sobre la vegetación se puede evaluar por la pérdida del follaje de la vegetación afectada, la peor situación se da cuando ocurren incendios superficiales en conjunto con incendios de copas que eliminan totalmente la biomasa aérea menor a 3 cm de diámetro y la cubierta del piso forestal. Las zonas donde ocurre esta combinación incendios de copa y aéreo son las que tendrían mayor riesgo de sufrir riesgo por erosión y tiene un mayor impacto sobre la fauna, considerando que se pierde todo refugio y lugares de alimentación. Por ello, es necesario desarrollar una cartografía que permita conocer y cuantificar las principales características de los incendios a partir de fotografías aéreas e imágenes satelitales multi-temporales.

Evaluación de la severidad en áreas y fragmentos quemadas

Para la evaluación del área quemada en la comuna de Florida, se utilizó el criterio metodológico del USDA Forest Service (Parson et al., 2010). La delimitación del área afectada por el incendio forestal se realizó mediante información pública elaborada por la Corporación Nacional Forestal (CONAF). Luego, la severidad se determinó mediante la obtención del estado original de la vegetación a través de la relación de área quemada o índice NBR (Normalized Burn Ratio) del periodo antes del incendio y este índice posterior al incendio. Esta relación se denomina razón de quema normalizada diferenciada (dNBR) y permite determinar los diferentes niveles de severidad. La severidad se entiende como la pérdida de biomasa aérea por concepto de la combustión provocada por el incendio. Las categorías de severidad definidas en este estudio son las siguientes (Lentile et al., 2007, Navarro et al., 2005):

- (i) Baja severidad.
- (ii) Media baja severidad.
- (iii) Media alta severidad.
- (iv) Alta severidad.

Para determinar el índice NBR se utilizaron escenas pre y pos incendio, diciembre del 2016 y febrero del 2017 respectivamente, del instrumento Sentinel-2: MultiSpectral Instrument (MSI), Level-1C. La clasificación de severidad se obtuvo como proporción de área quemada normalizada (NBR). NBR usa el infrarrojo cercano (banda 8 - NIR) y la banda de infrarrojo de onda corta (banda 12 - SWIR) del sensor anteriormente indicado. El índice razón de quema

normalizada diferenciada (dNBR) corresponden a una diferenciación de imagen entre un NBR pre-incendio y un NBR post-incendio:

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

$$dNBR = NBR \text{ pre-incendio} - NBR \text{ post-incendio}$$

El valor dNBR discrimina las áreas quemadas de las que no lo están y proporcionar una escala del grado de cambio en la biomasa forestal causado por el fuego y, por tanto, de la severidad de los daños que causó el incendio forestal catastrófico que afectó la comuna de Florida.

Validación de la severidad en áreas y fragmentos quemada con datos de campo

Para validar la clasificación de severidad se establecieron parcelas de muestreo distribuidas aleatoriamente en los distintos tipos de coberturas boscosas evaluadas y por condición de severidad. Las parcelas fueron identificadas en terreno mediante coordenadas UTM con GPS. El método consistió en la identificación y anotación de las especies en los distintos estratos del bosque en una superficie de 250 m², homogénea y representativa del tipo de vegetación y del nivel de severidad. En cada parcela, se midieron todos los árboles (Diámetros y altura a los 5 árboles más cercanos al centro de la parcela) y se determinó visualmente el nivel de severidad de acuerdo a los siguientes criterios adaptados de Keeley (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage.

BAJA:	<u>Piso Forestal Quemado (sotobosque < 1.3)</u>
MEDIA BAJA:	Piso Forestal Quemado (sotobosque < 1.3) y <u>Hojas o acículas (<50% copas).</u>
MEDIA ALTA:	Piso Forestal Quemado (sotobosque < 1.3) y <u>Corteza Quemada (Copa 100% Quemada, Incluyendo Hojas y Ramas).</u>
ALTA:	Piso Forestal Quemado (sotobosque < 1.3), Corteza Quemada (Copa 100% Quemada, Incluyendo Hojas y Ramas) y <u>fuste carbonizado (>50% fustes carbonizados).</u>

Cuantificación de la biomasa aérea.

La biomasa aérea se cuantificó según el tipo de cobertura boscosa. Para *P. radiata* y *E. globulus* se determinó el año de plantación de todos los rodales existentes en el área de estudio utilizando información de INFOR y Empresas forestales. En cada rodal se realizó una simulación del crecimiento hasta el periodo previo al incendio (noviembre del 2016) mediante el modelo nacional de simulación (Universidad de Concepción). La información simulada correspondió a biomasa fustal con al cual se estimó la biomasa de follaje, ramas y corteza según criterios alométricos desarrollados por Landsberg y Waring (1997) para las especies *E. Globulus* y *P. radiata* en el modelo ecofisiológico 3PG (Physiological Processes Predicting Growth).

En el caso de la especie *Acacia sp.* se utilizó información de parcelas de muestreo de radio variable (factor de área basal 2) localizadas en la comuna de Florida. La determinación de la biomasa aérea se realizó utilizando los modelos alométricos desarrollados por Albaugh *et al.* (2017). La biomasa de *N. obliqua* fue determinada mediante información de parcelas de muestreo de superficie fija (500 m²) localizadas en la zona del valle seco y el seco interior de la región del Biobío desarrolladas por el proyecto del fondo de investigación del bosque nativo denominado: “Funciones de Volumen, Biomasa y Ahusamiento para Roble, Raulí y Coigüe” (Cancino *et al.* 2015).

Estimación de la emisión de CO₂ a la atmósfera y estimación de la disminución de captación de CO₂ por pérdida de cobertura vegetal.

La combustión de la biomasa durante los incendios forestales, libera a la atmósfera diversos tipos de gases y aerosoles que tienen un importante impacto en la química atmosférica. En este proceso, los principales compuestos liberados son CO₂ y CO y en menor medida CH₄, compuestos orgánicos volátiles (COV), N₂O y aerosoles. Sin embargo, en este proyecto solo es relevante CO₂.

La metodología para determinar el CO₂ emitido a la atmósfera fue abordado a partir de geográfica del megaincendio de la Comuna de Florida, a partir la siguiente ecuación (Wiedinmyer *et al.*, 2006):

$$E_x = A * FC * FE_x$$

Donde E_x, son las toneladas de CO₂, A es el área quemada en hectáreas, FC es la fracción de biomasa consumida en el incendio (Biomasa Pre Incendio – Biomasa Post Incendio), y FE_x

son los factores de emisión de un gas dado en toneladas gas liberado por tonelada de biomasa consumida. Los factores de emisión FE_x de CO_2 se deducirán de la bibliografía existente.

4.2 Resultados

Delimitación de cobertura vegetal

La superficie total que cubrió el incendio San Antonio, en la Comuna de Florida, alcanzó la superficie de 11.661,2 ha de cubierta vegetal, compuesta por *P. radiata*, *E. globulus*, *A. melanoxylon* y subtipo forestal *N. obliqua* (Figura 4.1). El detalle por especie se encuentra en la Tabla 2.

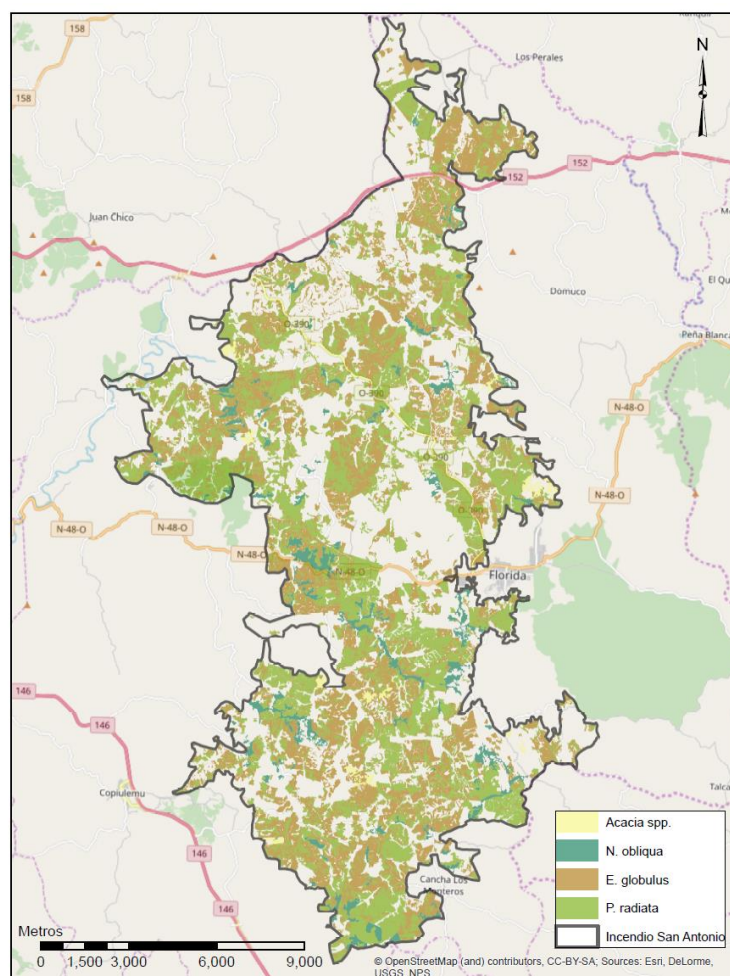


Figura 4.1. Cobertura vegetal pre y post incendio. Incendio San Antonio, Comuna de Florida, Región del Biobío.

Delimitación de Severidad

La severidad que alcanzó el incendio forestal comprendió siguientes categorías, que se distribuyeron en 2178,4 ha de alta severidad; 3528,4 ha de media alta severidad; 3289,7 ha de media baja severidad y 2664,4 ha de baja severidad (Figura 2). El bosque nativo compuesto por áreas y fragmentos del sub-tipo forestal fue afectado en 649, 6 ha en distintas condiciones de severidad. Un detalle para las diferentes coberturas vegetales afectadas según condiciones de severidad, se encuentra en la Tabla 4.1.

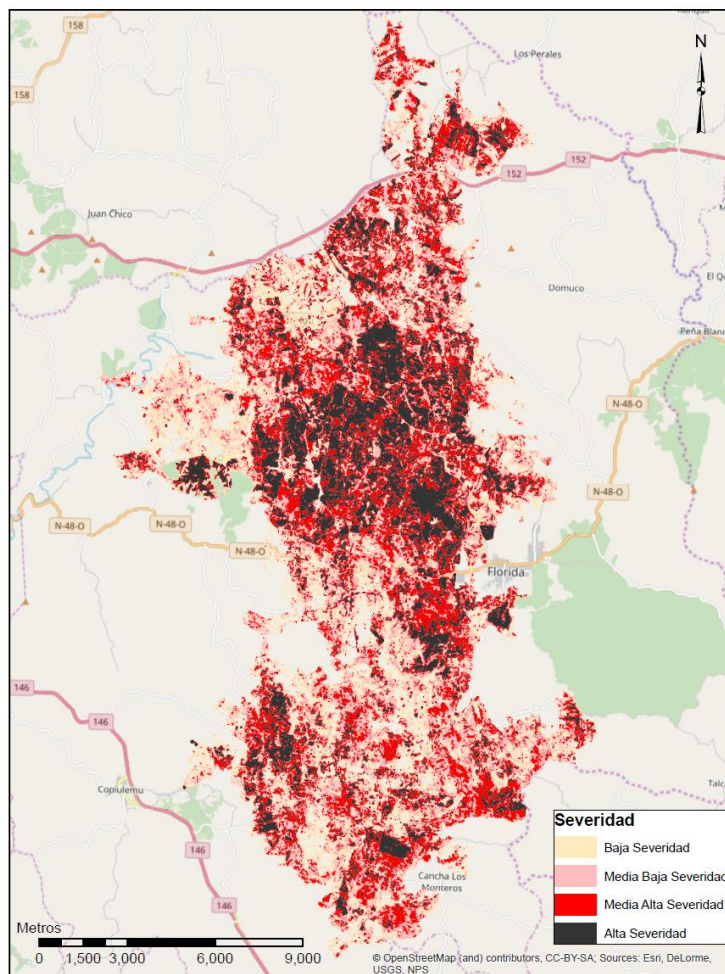


Figura 4.2. Distribución espacial de la severidad. Incendio San Antonio, Comuna de Florida, Región del Biobío.

A partir de la cartografía ya presentada se resume la superficie cobertura vegetal y nivel de severidad en la Tabla 4.1. A su vez, el total de emisiones de CO₂ estimado para el incendio de Florida alcanzó las 395717 Mg (Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Superficie de la cobertura vegetal según condición de severidad y estimación del CO₂ liberado a la atmosfera. Incendio San Antonio, Comuna de Florida, Región del Biobío.

Especie	Severidad	Superficie (Ha)	Biomasa (Mg)			Factores de Conversión		Total Emisiones CO ₂ (Mg)
			Pre Incendio	Post Incendio	Quemada	Carbono (kg/kg)	Emisión (kg /Mg)	
<i>E. globulus</i>	Baja Severidad	1286,6	159495,9	151521,2	7974,8	05	1569,0	6256,2
	Media Baja Severidad	1708,0	205297,3	183081,6	22215,7	05	1569,0	17428,2
	Media Alta Severidad	1600,6	185481,9	143012,9	42469,0	05	1569,0	33316,9
	Alta Severidad	582,1	54432,0	9999,7	44432,3	05	1569,0	34857,1
<i>P. radiata</i>	Baja Severidad	1128,3	214215,6	203504,8	10710,8	05	1569,0	8402,6
	Media Baja Severidad	1354,2	259601,3	218575,9	41025,4	05	1569,0	32184,4
	Media Alta Severidad	1709,8	320092,5	218807,4	101285,1	05	1569,0	79458,1
	Alta Severidad	1470,5	264682,1	44542,9	220139,2	05	1569,0	172699,2
<i>A. melanoxylon</i>	Baja Severidad	57,9	2924,1	2777,9	146,2	05	1569,0	114,7
	Media Baja Severidad	55,8	2817,0	2560,2	256,8	05	1569,0	201,5
	Media Alta Severidad	43,2	2183,8	1767,7	416,1	05	1569,0	326,4
	Alta Severidad	14,7	740,7	146,2	594,6	05	1569,0	466,4
<i>N. obliqua</i>	Baja Severidad	192,0	17634,9	16753,1	881,7	05	1569,0	691,7
	Media Baja Severidad	171,7	15768,4	14832,6	935,8	05	1569,0	734,1
	Media Alta Severidad	174,8	16055,9	13379,3	2676,6	05	1569,0	2099,8
	Alta Severidad	111,1	10208,5	1949,1	8259,4	05	1569,0	6479,5
TOTAL		11661,3	1731632,0	1227212,6	504419,4	-		395717

Validación en terreno de la condición de severidad.

El modelo utilizado para la validación de la severidad, demostró que en terreno presentó una alta tasa de aciertos (Tabla 4.2). Se aprecia que, de 38 parcelas validadas, la estimación tuvo un error del 8%.

Tabla 4.2. Matriz de validación en terreno de la condición de severidad. Incendio San Antonio, Comuna de Florida, Región del Biobío

Observado	Severidad Observada	Severidad Estimado				Total
		Alta	Media Alta	Media Baja	Baja	
	Alta	8	0	0	0	21%
	Media Alta	0	17	1	0	47%
	Media Baja	0	1	5	1	18%
	Baja	0	0	0	5	13%
	Total	21%	47%	16%	16%	100%

Finalmente, la metodología utilizada para evaluar la condición de severidad del incendio y su relación con la pérdida de biomasa aérea resultó acertada. Por lo cual la estimación del CO₂ liberado a la atmósfera tiene un error cercano al de un inventario forestal convencional.

Referencias

- Albaugh TJ., RA. Rubilar, CA. Maier, EA. Acuña and RL Cook. 2017. Biomass and nutrient mass of *Acacia dealbata* and *Eucalyptus globulus* bioenergy plantations. *Biomass and Bioenergy* 97:162-171.
- Cancino J, E Acuña, F Muñoz. Funciones de volumen, biomasa y ahusamiento para Roble, Rauli y Coigüe. Fondo de Investigación del Bosque nativo. 19 pp.
- Keeley JE. 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*. 18: 116–126.
- Landsberg JJ, S.T. Gower. 1997. Applications of physiological ecology to forest management. Academic Press. San Diego, USA. 354 p.
- Lentile A, B Leigh; P Morgan, P Hudak, AT; MJ Bobbitt, S Lewis, Sarah A.; A Smith, P Robichaud. 2007. "Post-Fire Burn Severity and Vegetation Response Following Eight Large Wildfires Across The Western United States" (2007). USDA Forest Service / UNL Faculty Publications. 188. <http://digitalcommons.unl.edu/usdafsfacpub/188>
- Navarro R, A Hayas, A García, R Hernández, P Duhalde, L González. 2008. Caracterización de la situación posincendio en el área afectada por el incendio de 2005 en el Parque Nacional de Torres del Paine (Chile) a partir de imágenes multiespectrales. *Revista Chilena de Historia Natural*. 81: 95-110.
- Parsons A, PR Robichaud, SA Lewis, C Napper, JT Clark. 2010. Field Guide for Mapping Post-Fire Soil Burn Severity. General Technical Report RMRS-GTR-243. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 49 p.
- Wiedinmyer C, B Quayle, C Geron, A Belotea, D McKenzie, X Zhange, S O'Neill, KK Wynne. 2006. Estimating emissions from fires in North America for air quality modeling. *Atmospheric Environment*. 40:3419–3432.