



**Universidad de Chile**

Facultad de Ciencias

Escuela de Pregrado

**ANÁLISIS DE REDES DE POLINIZACIÓN PRE Y POST INCENDIO EN EL  
BOSQUE MAULINO A UN AÑO DEL EVENTO**

Seminario de Título entregado a la Universidad de Chile en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Biólogo Ambiental

MILTON ALEJANDRO NICOLAS ORTUÑO JUAREZ

Director del Seminario de Título:

Dr. Rodrigo Medel. Doctor en Ciencias Biológicas

Santiago, Chile

Diciembre-2019

## Biografía



Milton Alejandro Nicolás Ortuño Juárez nació en Antofagasta un 6 de diciembre de 1996, donde curso sus primeros años de estudio. Le gustaba mucho ver Animal Planet, National Geographic y Discovery Channel donde empezó a interesarse por la Biología. A los 12 años se fue a vivir a Iquique, conoció a sus grandes amigos del pasaje y tuvieron grandes aventuras tocando guitarra y saliendo a andar en skate. Repentinamente tuvo que separarse de sus amigos a los 17 años para irse a estudiar Biología Ambiental a Santiago, donde encontró nuevos amigos, le apasionaron los malabares, la natación y subir muchos cerros. También formo un equipo de jiu jitsu en la universidad, arte marcial que practicaba desde los 12 años para lo cual creo su propio taller, y académicamente se interesó por la ecología de la polinización. En su tiempo libre le gusta viajar, estar al aire libre y practicar cualquier actividad deportiva de las anteriormente mencionadas.

## **Agradecimientos**

Agradezco a los bosques, a los polinizadores, a las plantas, a mi familia y a mis amigos de Iquique.

También agradezco todxs mis compañerxs y amigxs que conocí en mi estadía en la universidad, quienes estuvieron tanto en los buenos momentos como en los malos.

Agradezco a mi tutor Rodrigo Medel, por darme la oportunidad de trabajar junto a él, y por haberme enseñado de ecología, de redes y de biología evolutiva entre otras cosas.

Agradezco a la gente del laboratorio al que pertenezco por ser un gran equipo de trabajo y estar siempre dispuestos a ayudarme.

Agradezco también el financiamiento de esta tesis a través del proyecto FONDECYT 1180850.

Y finalmente, agradezco a toda forma de vida que me ha enseñado a seguir adelante a pesar de todo el vacío que a veces puede traer consigo la existencia.

## Índice de Contenidos

Biografía .....	ii
Agradecimientos .....	iii
Índice de Contenidos .....	iv
Índice de Tablas .....	v
Índice de Figuras .....	vi
Resumen .....	1
Abstract.....	2
Introducción.....	3
Objetivo General.....	7
Objetivos específicos .....	7
Metodología.....	8
Área de estudio.....	8
Muestreo de las interacciones.....	9
Conectancia.....	10
Grado .....	10
Centralidad.....	12
Anidamiento.....	12
Resultados.....	13
Análisis de las redes .....	13
Discusión .....	19
Conclusiones .....	24
Referencias.....	25
Anexo .....	31

## Índice de Tablas

<b>Tabla I.</b> Índices analizados para el sector incendiado (El Desprecio) y el sector no incendiado (Bosque Nativo). .....	15
<b>Tabla II.</b> Selección del mejor modelo para la distribución de grado en base al criterio de información de Akaike (AIC). Donde V.f. representa los Visitantes florales, y P. a las plantas. * indica el mejor modelo ajustado.....	17
<b>Tabla III.</b> Lista de especies con los mayores valores de centralidad para el sector Incendiado y No incendiado.* indica si la especie es invasora. ....	17
<b>Tabla A-I.</b> Identificación de plantas y visitantes florales de ambos sectores de estudio.*indica si la especie es invasora.....	31
<b>Tabla A-II.</b> Especies e interacciones conservadas después del incendio.....	35

## Índice de Figuras

<b>Figura 1.</b> Transición del incendio en el bosque maulino costero. a) Bosque nativo de Ruil, b) el incendio, y c) regeneración post-incendio en el sector El Desprecio. ....	5
<b>Figura 2.</b> Localización del sitio de estudio. En rojo se puede observar el sector El Desprecio. ....	8
<b>Figura 3.</b> Diagrama de Fruchterman-Reingold representando la red en la situación (a) Antes del incendio (2007) y (b) Después del incendio (2018). Los círculos representan las plantas y los triángulos los visitantes florales.....	13
<b>Figura 4.</b> Densidad de modelos nulos realizados para el anidamiento con el índice NODF para el sector No incendiado (izquierda) y el sector Incendiado (derecha). La línea roja representa el NODF observado.....	14
<b>Figura 5.</b> Distribución de grado para plantas y visitantes florales de los sectores El Desprecio (abajo) y Bosque Nativo (arriba). En celeste se puede observar el ajuste realizado por ley de potencia truncada, en verde el ajuste exponencial y en azul el ajuste por ley de potencia.....	16

## Resumen

Los megaincendios de 2017 en la Región del Maule afectaron intensamente a los remanentes de bosque de ruil, uno de los bosques más fragmentados y degradados de Chile, que aloja muchas especies arbustivas y herbáceas dependientes de la polinización para su reproducción. En este trabajo se analizó el efecto que esta perturbación tuvo sobre parámetros estructurales y descriptivos de la red de interacciones mutualistas planta-polinizador 21 meses después de estos incendios. Se encontró que los patrones de anidamiento y distribución de grado muestran una resistencia a la perturbación y los valores de conectancia aumentaron. Además también destaca la aparición de nuevas interacciones mediadas por especies invasoras que toman un papel central en la red. En conclusión, este estudio aporta una nueva perspectiva de lo que ocurre en las interacciones de polinización luego de un incendio, resaltando la importancia que toman las especies invasoras y el contraste de las métricas estructurales de las redes.

## **Abstract**

The Chilean megafires of 2017 in the Maule Region had profound impacts in the Ruil forest, one of the more fragmented and degraded forest in Chile, which hosts many shrub and herbaceous species that are highly dependent of pollination service for reproduce. In this work, I analyzed the effect of fire disturbance on structural and descriptive parameters of a plant-pollinator mutualist networks. I found that nestedness patterns and degree distribution showed to be resistant to disturbance, whereas connectance values tend to increase after fire. Furthermore this study highlight the occurrence of novel interactions provided by invasive species that took a central function in network rewiring. In conclusion, this study gives a new perspective of the pollination interaction rewiring after fire, highlighting the role of invasive species and the contrasting structural network indexes.



## Introducción

Los incendios corresponden a una de las mayores fuentes de degradación de hábitat, impactando enormemente tanto a la vegetación nativa como también a sus polinizadores y las interacciones existentes entre ellos (Potts, 2003). Actualmente, el impacto de los incendios en los ecosistemas mediterráneos ha sido propuesto como un efecto positivo en términos de riqueza y abundancia, en términos globales (Carbone y col, 2019; Lazarina, 2019). Incluso existen estudios que explican como la diversidad del fuego, puede promover la biodiversidad en ciertos ecosistemas (Ponisio, 2016). Sin embargo, cuando existe una recurrencia de estos eventos, el efecto pasa a ser negativo, limitando muchas veces el éxito reproductivo de las plantas (Carbone & Aguilar, 2017) pudiendo llevar a la coextinción de especies (Brown y col, 2017; Keith, 1996). Además, en un escenario de cambio climático, en que se espera que los incendios sean cada vez más frecuentes, se espera un impacto negativo sobre la biodiversidad (Dale, 2001).

El efecto de los incendios en las interacciones y en la estructura de redes de polinización ha sido un tema que sólo recientemente ha atraído la atención de ecólogos de la polinización. El reestablecimiento del servicio de polinización después de un incendio, se facilita si los nutrientes liberados al suelo estimulan la germinación del banco de semillas permitiendo eventualmente atraer polinizadores al área quemada (García y col, 2018).

Dentro de las interacciones de polinización que ocurren en una red, existen especies especialistas y generalistas. Las primeras, son aquellas que tienen interacciones especie-específica, por lo que polinizadores de este tipo visitan pocas plantas según sus requerimientos, y plantas de este tipo son visitadas a su vez, por solo unos cuantos

polinizadores (Ashworth y col, 2004). Por otro lado, las especies generalistas tienden a interactuar con gran cantidad de especies, ya sea atrayendo muchas especies de visitantes florales, en el caso de plantas, o visitando flores de múltiples especies, en el caso de polinizadores, de esta forma asegurando su éxito reproductivo frente a variaciones espacio temporales (Waser y col, 1996).

Algunos autores señalan que las especies generalistas tanto de plantas como de polinizadores, son menos afectadas por los incendios, sugiriendo que la resiliencia del sistema de polinización depende del nivel de especificidad de las especies interactuantes (Ashworth y col, 2004). Una manera adicional de recuperar el servicio de polinización es a través del efecto de especies generalistas (Waser y col, 1996).

En plantas con poca especialización, a veces existe un reemplazo de visitantes florales, lo que implica que al perder un polinizador frecuente por causa de una perturbación, esta pérdida será compensada por la llegada de otro visitante floral, debido a la redundancia funcional, lo que finalmente impide la extinción poblacional de algunas especies de plantas (García, 2018; Hallett y col, 2017). En algunos casos, la resiliencia debido a la redundancia funcional, permite que especies invasoras colonicen más rápidamente, y más eficientemente los sistemas de polinización que las propias especies nativas (Potts y col, 2001). Mientras que, en otros casos, las plantas invasoras son las que facilitan la atracción de visitantes florales, permitiéndoles a las plantas nativas aumentar sus visitas y su éxito reproductivo (Memmott & Waser, 2002).

En Chile, la vegetación propia del clima Mediterráneo, ha sido fuertemente degradada por recurrentes incendios, cuyas causas principales han sido las actividades humanas, que han acelerado el régimen histórico de perturbaciones mediante quemadas de pequeña escala y las plantaciones masivas de especies exóticas. Ambos factores han dificultado

la regeneración de los ecosistemas facilitando aún más la expansión de plantaciones (Armesto, 2009; Contreras y col, 2011). Los incendios ocurridos a finales de Enero el 2017 en la Región del Maule afectaron de manera importante los bosques de Ruil, *Nothofagus alessandrii* Espinosa. (Valencia y col, 2018), especie que se encuentra actualmente “en peligro” de extinción según el libro rojo de la fauna terrestre (Benoit, 1989). Un ejemplo del incendio y su transición se muestra abajo en la figura 1.



**Figura 1.** Transición del incendio en el bosque maulino costero. a) Bosque nativo de Ruil, b) el incendio, y c) regeneración post-incendio en el sector El Desprecio.

Los bosques de Ruil es uno de los ecosistemas más intensamente degradados y fragmentados de Chile, y, sin embargo, tienen una gran importancia biológica, ya que el 83% de las especies vegetales acompañantes son dependientes del servicio de polinización (Bustamante & Castor, 1998). La información sobre la estructura y funcionamiento de estos ecosistemas es relativamente limitada, lo que impide desarrollar pautas de restauración que permitan la recuperación a un estado de complejidad relativamente similar al de la situación pre-perturbación (Mateos, 2019). Por esta razón es indispensable conocer el efecto de los diversos agentes de perturbación sobre la estructura de las interacciones de polinización de este sistema. El estudio de las redes de interacción es una de las metodologías que nos permite entender cuáles son las escalas apropiadas para una restauración eficiente de ecosistemas multifuncionales (Montoya, 2019).

Es debido a lo anterior que para conocer como fue afectada la estructura e interacciones planta-polinizador del bosque maulino frente al incendio, se utilizó una aproximación de redes mutualistas, ya que mediante este procedimiento será posible identificar el efecto de la perturbación sobre las propiedades estructurales de la red de interacciones en la comunidad local (Medel y col, 2010).

Así, las preguntas que busca responder este trabajo son:

- 1) ¿A partir de qué interacciones se reconecta la red?
- 2) ¿Cómo varían las propiedades estructurales de la red planta-polinizador después del incendio?

La hipótesis que se generan a partir de registros previos de redes de polinización en la región del Maule (Medel y col, 2010), donde destaca la presencia de especies generalistas nativas, es:

- 1) Dado que las especies generalistas poseen resistencia a las perturbaciones, y a que se registraron variadas especies generalistas nativas en la red anterior al incendio, se espera que la red se reconstruya a partir de interacciones entre especies generalistas nativas.

Por otro lado, conociendo que la estructura de las redes les provee estabilidad frente a perturbaciones (Tylianakis y col, 2010) la cual puede haberse visto afectada por el paso del incendio se desprende la hipótesis de que:

- 2) Como la estructura de las redes les da estabilidad, la cual fue afectada por el incendio, se espera que con el paso del incendio, disminuyan los descriptores que dan cuenta de la estructura de las redes (conectancia, grado, anidamiento).

## **Objetivo General**

El objetivo general de este trabajo es evaluar el efecto del incendio sobre la estructura e interacciones de la red planta-polinizador en el sector El Desprecio, comparando el incendio ocurrido en 2017 con valores de una red compilada con anterioridad al incendio, en el año 2007.

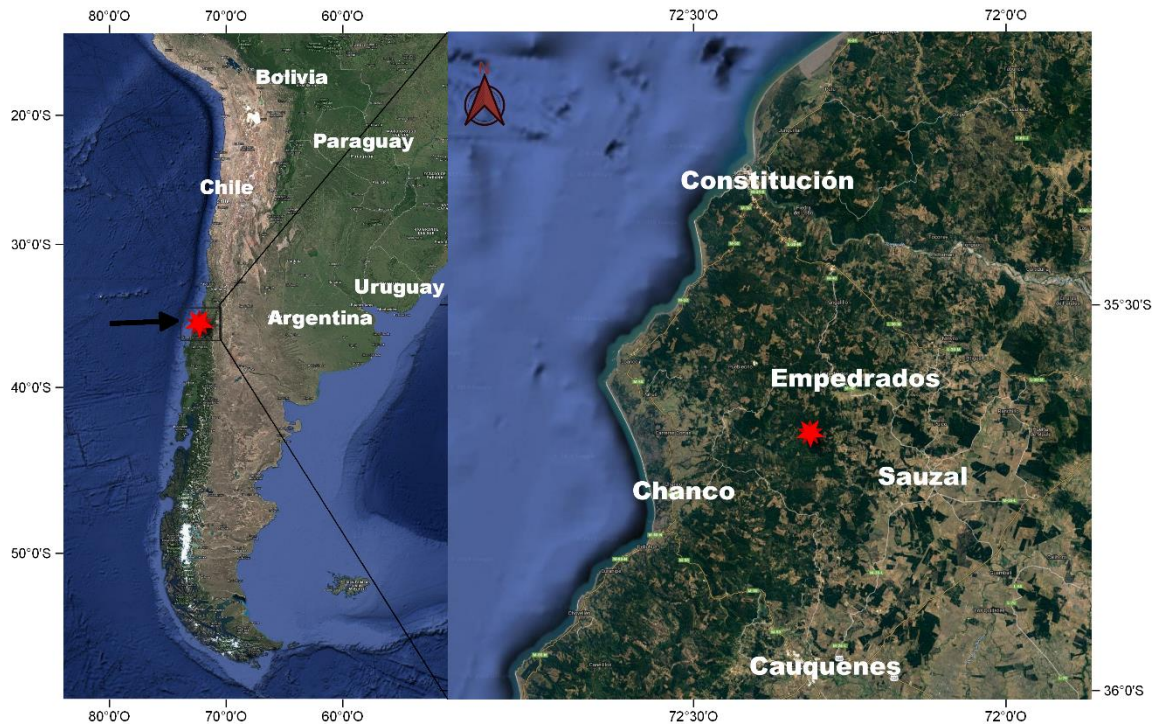
## **Objetivos específicos**

Los objetivos específicos de este trabajo corresponden a:

- Caracterizar la red de polinización después del incendio en el sector de estudio.
- Comparar los descriptores y la estructura de la red antes del incendio y después del incendio.
- Determinar las interacciones que colonizan rápidamente el sistema post incendio.
- Determinar las interacciones nuevas que se establecen post incendio.

## Metodología

### Área de estudio



**Figura 2.** Localización del sitio de estudio. En rojo se puede observar el sector El Desprecio.

El estudio aquí presente, se realizó en el sector El Desprecio ( $35^{\circ}40'00''S$ ,  $72^{\circ}18'51''W$ ) un predio de la forestal Mininco (Figura 2) que cuenta con presencia de bosque nativo remanente de *Nothofagus alessandrii*, y está enfocado en la conservación de esta especie. Este tipo de bosque pertenece al bosque maulino Costero que se extiende por 100 km de latitud alrededor del rango costero de la región del Maule, distribuyéndose desde los 100 a los 450 m.s.n.m y tiende a asentarse en exposiciones sombreadas (Santelices y col, 2012). La composición florística que posee esta zona es una asociación dominante de *Nothofagus glauca*-*Nothofagus alessandrii*, con presencia de *Peumus boldus*, *Escallonia pulverulenta*, *Persea lingue* y *Lithrea caustica* (Medel y col, 2010).

El sector el Desprecio, al ser manejado por la forestal con propósitos de conservación, es una zona libre de *Pinus radiata* D. Don, donde se elimina manualmente cualquier establecimiento casual de plántulas (Gómez & Garrido, 2018).

### Muestreo de las interacciones

Las interacciones se recolectaron durante los meses de noviembre y diciembre del 2018, que corresponden al final de la primavera y el comienzo del verano en esta región. El registro de polinizadores se efectuó durante dos días a principio de cada mes, por las mañanas desde las 9:00 a las 14:00 horas de acuerdo con su abundancia relativa, lo que no altera la confiabilidad de las métricas de la red (Rivera-Hutinel y col, 2012). El procedimiento de muestreo consistió en observar un parche de flores, durante 1 a 2 horas, registrando el número de flores observadas, las especies vegetales presentes, los visitantes florales, identificados mediante registro fotográfico o mediante captura, la hora de la visita y el número de visitas. En total se registraron para el sector incendiado, 28 horas de muestreo, 25 especies de plantas en flor, 33 especies de visitantes florales y 96 interacciones (Ver Anexo: Tabla A1).

Para poder evitar un sesgo en el muestreo y realizar una comparación efectiva entre la red muestreada en el sector El Desprecio (sector incendiado) y la red de bosque nativo (sector no incendiado) de la cual se tenían registros previos, se tomaron al azar 28 horas de muestreo de esta última, la que fuera muestreada de la misma forma que el sector incendiado en el año 2007, y se ubica a solo 30 km de distancia, correspondiendo al mismo tipo de vegetación. En este sector no incendiado se registraron 28 plantas, 133 visitantes florales y 286 interacciones (Ver Anexo, Tabla A-I). Dentro de las cuales eran compartidas 8 especies de plantas, 6 de visitantes florales y 9 interacciones con el sector incendiado (Ver Anexo, Tabla A-II).

Con el fin de determinar la manera en que fue afectada la red con el paso del incendio, se obtuvieron diversos índices que dan cuenta tanto de la organización como de la estructura de la red y sus conexiones. Los índices aquí utilizados fueron obtenidos del paquete bipartite (Dormann y col, 2008) disponible para el software R. Más específicamente, se estudió el comportamiento de los siguientes índices:

### Conectancia

La conectancia corresponde a la proporción de interacciones que existen en una red, con respecto a todas las interacciones posibles. En otras palabras, este índice nos indica la diversidad de interacciones, la cual puede estar relacionada con un incremento de los procesos ecosistémicos (Tylianakis y col, 2010).

Para redes de polinización, se describe mediante la siguiente ecuación (Jordano, 1987):

$$\frac{L}{k_a * k_p} \quad (1)$$

Donde  $L$  describe las interacciones existentes en la red,  $k_a$  describe el número de animales de la red de polinización y  $k_p$  corresponde al número de plantas que conforma la red. Lo que indica que valores cercanos a 1 son redes muy conectadas y cercanas a 0 muy poco conectadas.

### Grado

El grado de un nodo, es el número de conexiones que tiene con otros nodos en la red (Dormann, 2008). Se ha descrito que para redes de polinización el grado sigue una distribución de potencia truncada, una distribución de decaimiento exponencial o una de potencia truncada con decaimiento exponencial, lo cual depende de la manera en que se agregan las conexiones entre nodos, así como también de los desencajamientos



morfológicos y fenológicos que restringen el número de interacciones establecidas (Jordano y col , 2003).

Las distribuciones están dadas mediante las siguientes ecuaciones:

$$P(k) = k^{-k} \quad (2)$$

Esta ecuación corresponde al ajuste exponencial donde  $P(k)$  corresponde a la distribución de probabilidad del grado y  $k$  representa el grado (cantidad de conexiones por nodo).

$$P(k) = k^{-\gamma} \quad (3)$$

Esta distribución de probabilidad corresponde a la ley de potencia, donde además del grado ( $k$ ) aparece el parámetro  $\gamma$  el cual representa el exponente de la potencia.

$$P(k) = k^{-\gamma} * e^{-\frac{k}{k_c}} \quad (4)$$

Finalmente, esta ecuación representa la ley de potencia truncada, donde además de  $k$  e  $\gamma$  aparece  $k_c$ , un valor crítico para el grado que indica que la frecuencia de nodos con alto  $k$  es más baja que lo que cabría esperar por ley de potencia ( Jordano y col, 2009).

Para tener un indicador completo de la red tanto de visitantes florales como de plantas, en este trabajo se usó el criterio AIC para identificar el mejor arreglo de la distribución de grado.

### Centralidad

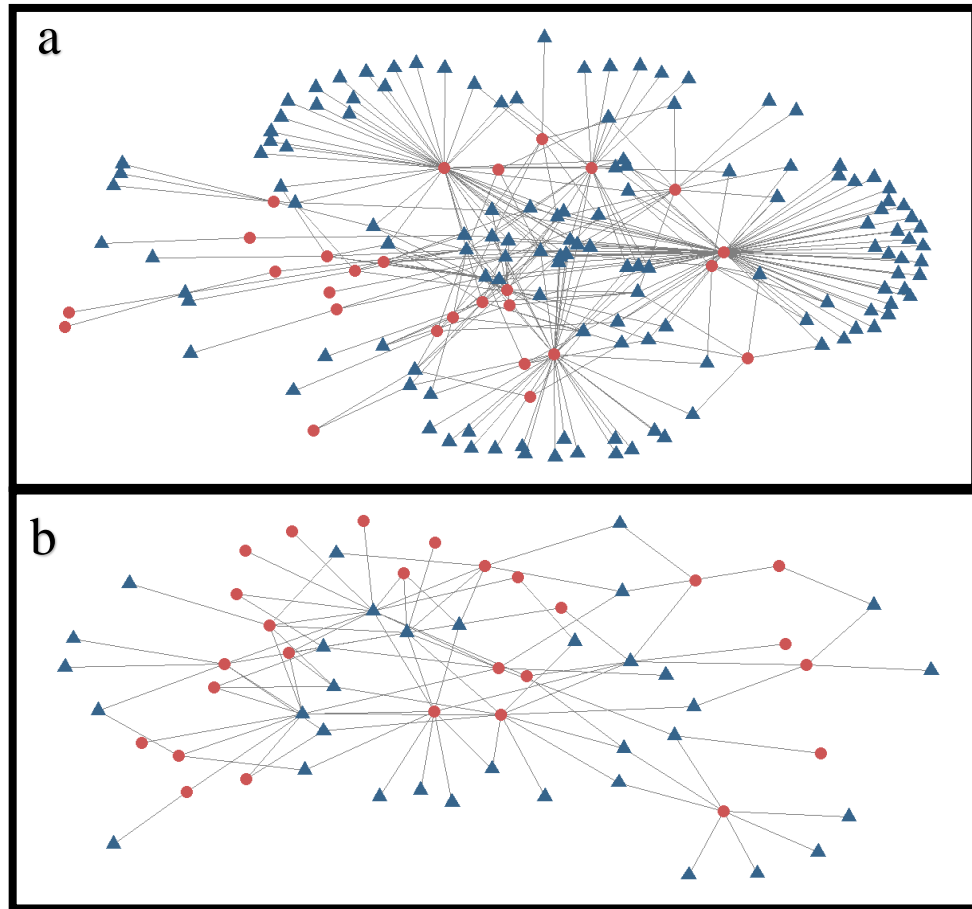
La centralidad entrega información sobre la importancia que poseen las especies dentro de la red de acuerdo a las interacciones que ellas establecen con otras especies. De esta forma, especies que posean más conexiones con otras, serán más centrales que especies con menos interacciones. Para determinar la centralidad de las especies, en este trabajo se utilizaron los vectores propios de la matriz de adyacencia de la red. Para visualizar la centralización de la red se construyó un diagrama de Fruchterman & Reingold, donde las especies son dispuestas en el espacio de manera de representar la máxima similitud del set de relaciones de otra especie. Cuando dos especies son muy similares en cuanto a sus interacciones serán representadas muy cercanas una a otra y cuando dos especies difieren en las especies que conectan, se encontrarán alejadas en el espacio Euclidiano (Medel y col, 2010).

### Anidamiento

El anidamiento corresponde a una estructura donde las especies más especialistas interactúan preferentemente con especies generalistas, mientras que las especies generalistas interactúan con una amplia gama de especies (Bascompte y col, 2003). Algunos autores han sugerido que este tipo de patrón es el responsable de otorgar estabilidad a la red, siendo el mecanismo que permite a las comunidades mantenerse en el tiempo (Pawar, 2014; Rohr y col, 2014). Para cuantificar el anidamiento de las redes en este trabajo, se utilizó el índice NODF (Almeida-Neto & Ulrich, 2011) el cual oscila entre 0 y 100, indicando nulo y máximo anidamiento.

## Resultados

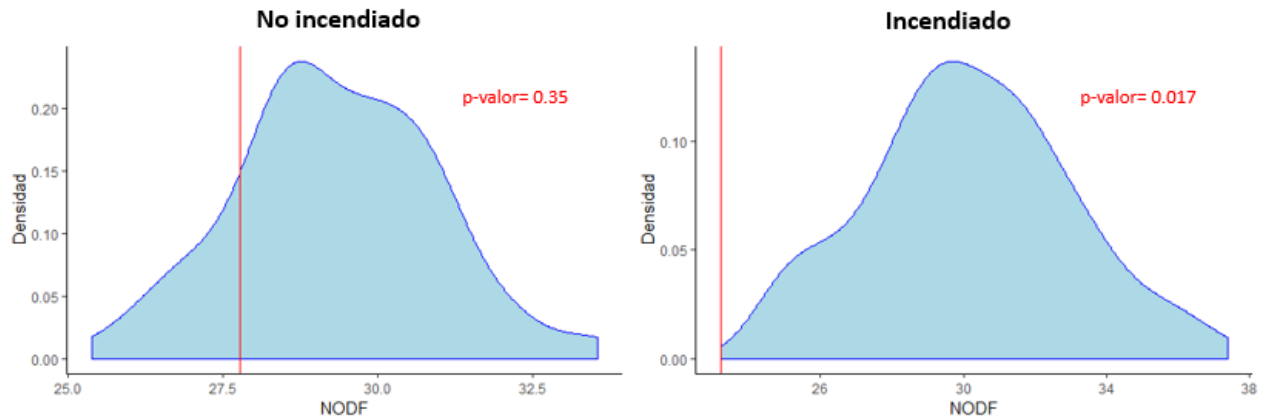
### Análisis de las redes



**Figura 3.** Diagrama de Fruchterman-Reingold representando la red en la situación (a) Antes del incendio (2007) y (b) Después del incendio (2018). Los círculos representan las plantas y los triángulos los visitantes florales.

Al observar la representación de la red en un diagrama de Fruchterman-Reingold es posible visualizar la centralidad de los distintos nodos en la red, donde cada especie es representada por un punto en un espacio multidimensional.

Como se puede observar en la figura 3b, la situación post-incendio (sector el Desprecio) posee menos visitantes florales, a pesar de que la cantidad de especies vegetales es similar entre ambos sitios.



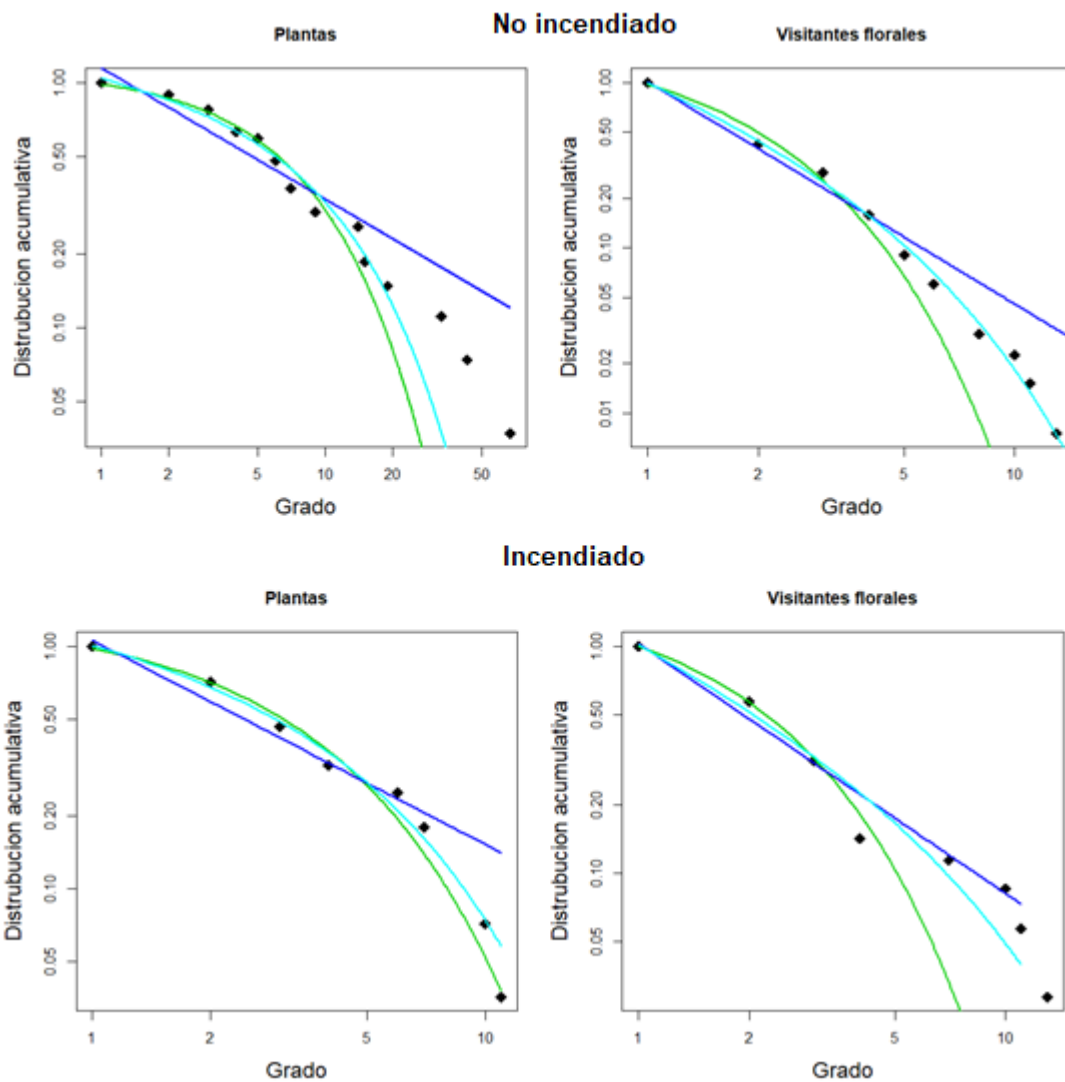
**Figura 4.** Densidad de modelos nulos realizados para el anidamiento con el índice NODF para el sector No incendiado (izquierda) y el sector Incendiado (derecha). La línea roja representa el NODF observado.

Al observar la Figura 4 con los modelos nulos realizados al azar se puede decir que el anidamiento en el sector no incendiado en base a este análisis no difiere significativamente del azar, es decir no se encuentra significativamente anidado ( $p=0,35$ ), algo que no ocurre cuando observamos el sector incendiado, el cual presenta un NODF significativamente distinto del azar ( $p=0,017$ ). Esto quiere decir que si bien la red no es encuentra anidada en un comienzo, la perturbación modifica su anidamiento, aunque no mucho el índice que da cuenta de esto, el NODF.

**Tabla I.** Índices analizados para el sector incendiado (El Desprecio) y el sector no incendiado (Bosque Nativo).

<b>ÍNDICE</b>	<b>NO INCENDIADO</b>	<b>INCENDIADO</b>
<b>CONECTANCIA</b>	0,022	0,049
<b>NODF</b>	27,760	23,219
<b>PROMEDIO DE INTERACCIONES POR ESPECIE DE PLANTAS</b>	30,89	5,63
<b>PROMEDIO DE INTERACCIONES POR ESPECIE DE POLINIZADORES</b>	4,00	5,83
<b>RIQUEZA DE PLANTAS</b>	28	26
<b>RIQUEZA DE POLINIZADORES</b>	133	33
<b>INDICE DE DIVERSIDAD DE SHANNON</b>	3.76	3.48

La tabla I muestra los distintos indicadores de las redes construidas en las situaciones de pre- y post-incendio. El valor de la conectancia en la situación post-incendio fue el doble que en la situación pre-incendio. El anidamiento de la red y el grado promedio de los polinizadores fue relativamente similar en las dos situaciones. El grado de las plantas fue mucho menor en la situación post-incendio.



**Figura 5.** Distribución de grado para plantas y visitantes florales de los sectores “No incendiado” (arriba) e “Incendiado” (abajo). En celeste se puede observar el ajuste realizado por ley de potencia truncada, en verde el ajuste exponencial y en azul el ajuste por ley de potencia.

**Tabla II.** Selección del mejor modelo para la distribución de grado en base al criterio de información de Akaike (AIC). Donde V.f. representa los Visitantes florales, y P. a las plantas. \* indica el mejor modelo ajustado

	No incendiado		Incendiado	
	AIC V.f.	AIC P.	AIC V.f.	AIC P.
<b>Ajuste</b>				
<b>Exponencial</b>	-34,04	-37,10	-20,00	-24,65
<b>Potencia de ley</b>	-36,86	-22,28	-20,43	-13,82
<b>Potencia de ley truncada</b>	-48,59*	-38,61*	-20,85*	-26,49*

En el caso de la distribución de grado (Figura 5 y Tabla II), el modelo que mejor se ajustó fue el de ley de potencia truncada para ambas redes, tanto en plantas y visitantes florales. A su vez, es posible observar que para las plantas del sector no incendiado (Bosque Nativo), existía un máximo de hasta 50 interacciones por nodo (Figura 5), mientras que para el resto el límite de grado es de 10.

**Tabla III.** Lista de especies con los mayores valores de centralidad para el sector Incendiado y No incendiado.\* indica si la especie es invasora.

Incendiado		No incendiado	
Especie	Centralidad	Especie	Centralidad
<i>Bombus terrestris</i> *	0,356	<i>Hypochaeris radicata</i> *	0,506
<i>Apis mellifera</i> *	0,351	<i>Lithrea caustica</i>	0,314
<i>Syrphus shoreae</i>	0,332	<i>Gevuina avellana</i>	0,211
<i>Escallonia pulverulenta</i>	0,293	<i>Bombus dahlbomii</i>	0,178
<i>Taraxacum officinale</i> **	0,266	<i>Bombus terrestris</i> *	0,170

El análisis de centralidad (Tabla III) reveló un reemplazo en la importancia relativa de las especies en la red. Mientras las especies de polinizadores más centrales en la situación pre-incendio fueron, a excepción de *Bombus terrestris* e *Hypochaeris radicata*, especies nativas propias de un sistema sin perturbaciones, en la situación post-incendio el papel central lo toman las especies exóticas *B. terrestris* y *Apis mellifera*, así como también la especie de planta invasora *Taraxacum officinale*.

Estos resultados sugieren que el incendio permitió el reemplazo de algunas plantas y visitantes florales nativos por especies invasoras y buenas colonizadoras, las que toman un papel central en la reconstrucción de la red.



## Discusión

**Conectancia:** Como se puede observar en la tabla I, la conectancia de la red después del incendio aumentó, esto tiene directa relación con la riqueza de especies, ya que generalmente la conectancia aumenta cuando el número de especies en la red disminuye. A pesar de que el índice de diversidad de Shannon nos muestra que no existen grandes diferencias en la diversidad de ambos sectores, y que la riqueza de plantas en ambas circunstancias se mantuvo constante, la riqueza de visitantes florales disminuyó de 133 en el sector de Bosque Nativo a 38 en el sector el Desprecio, provocando que la conectancia aumentara. Esto último, contrasta con los efectos que generalmente se observan con el paso de un incendio, donde la riqueza de especies tiende a aumentar debido a que existen espacios libres para especies colonizadoras distintas a las que habían originalmente (Brown, 2017). Esto no pareciera haber ocurrido en este trabajo ya que posiblemente el sector post-incendio El Desprecio se encuentra rodeado de extensas plantaciones de pino, lo que pudo haber dificultado la llegada de nuevos polinizadores desde otros parches de bosque nativo. Finalmente, es posible que solo los polinizadores capaces de resistir sobrevolar por las faenas forestales puedan llegar al sector incendiado, los cuales en su mayoría pueden ser polinizadores exóticos. A pesar de lo anterior, existen reportes de que el aumento en la conectancia podría promover a una mayor robustez de la red cuando llegan a existir extinciones secundarias después de la perturbación (Dunne y col, 2002). Para resolver esta pregunta es necesario continuar monitoreando la red para saber si este aumento en la conectancia con las condiciones que existen en este parche podría evitar o tal vez promover extinciones secundarias.

**Grado:** Si observamos la distribución de grado, las redes con ley de potencia truncada tienden a ser muy sensibles frente a pérdidas de nodos altamente conectados, mientras que son resistentes a la pérdida de nodos al azar poco conectados (Dunne, 2002). En este trabajo el fenómeno se manifiesta de forma parcial, ya que a pesar que las especies centrales son removidas, estas son reemplazadas por especies invasoras también generalistas de alto grado. Respecto al número de interacciones promedio de las plantas, se observó que éstas disminuyeron ostensiblemente en el sector incendiado, debido probablemente a la desaparición de la mayor parte de los visitantes florales. Por otro lado, el grado de los visitantes florales se mantuvo relativamente constante, lo que podría explicar, en parte, el leve aumento en la generalización de los visitantes florales, debido a su mayor número de interacciones por especie de planta. En la literatura es sabido que el grado aumenta con la disminución de la calidad ambiental (Soares y col, 2017), ya que la baja calidad ambiental permite atraer especies generalistas poco sensibles a hábitats de baja calidad. Sin embargo, en este caso existe una disminución de los visitantes florales, donde las especies generalistas que llegan parecieran no ser suficientes como para formar interacciones con otras nuevas especies y aumentar el grado de las plantas.

**Centralidad:** Al igual que lo descrito en la literatura, los abejorros y las abejas fueron los grupos centrales y en principio cruciales en la restauración de las redes de polinización (Forup y col, 2008). Pero contrario a lo esperado en la primera hipótesis, estos grupos no fueron precisamente de especies nativas. En este caso, los invasores *Bombus terrestris* y *Apis mellifera*, fueron las especies con mayor centralidad (Tabla II) y también las que conservaron mayor parte de las interacciones luego del incendio (Ver Anexo, Tabla A-II). En el caso *B. terrestris*, la especie ha sido descrita como invasora en diversas

partes del mundo como Israel, Tasmania, Nueva Zelanda, y Japón (Dohzono & Yokoyama, 2010). Esta especie posee características de alta capacidad de migración, una alta adaptabilidad a condiciones adversas, una capacidad de forrajeo en distancias amplias, y ausencia de depredadores naturales, todo lo cual facilita su persistencia poblacional y alta capacidad de invasión a nuevos hábitats (Dafni y col, 2010). Asimismo, *Bombus terrestris* tiene un rango de efectos sobre la flora nativa que se relaciona con su interferencia con la capacidad reproductiva de las plantas, con un aumento de la polinización de plantas invasoras y algunas nativas, y con el hecho de que en general sea un polinizador inefectivo (Dafni y col, 2010; Esterio y col, 2013; Smith-Ramírez y col, 2018). Asimismo, se sabe que *B. terrestris* impacta sobre abejas nativas, donde interfiere a través de la competencia por recursos, competencia por sitios de anidamiento, contaminación genética de *Bombus* nativos y traspaso de parásitos a abejorros nativos. (Dafni y col, 2010, Schmid-Hempel & Loosli, 1998). La segunda especie con mayor centralidad, *Apis mellifera*, fue también introducida para la polinización de cultivos agrícolas (Potts, 2010). Se ha documentado que esta especie es un polinizador inefectivo y compite con abejas nativas, teniendo un efecto sobre el anidamiento de las redes de polinización donde retiene gran parte de las interacciones, aunque es indiferente al grado de perturbación de los ambientes (Giannini y col, 2015; Paini, 2004, Valido y col, 2014).

Las planta *Taraxacum officinale*, ha sido descrita como invasora en Chile (Muñoz & Cavieres, 2008). Muchas veces las plantas invasoras pueden tener efectos contrastantes sobre las plantas nativas, ya que pueden tener una gama de impactos sobre la atracción de polinizadores (Castro-Díez y col, 2016). En el caso de *T. officinale*, en los Andes de Chile central ha sido descrito que a alta abundancia poblacional puede

afectar negativamente la tasa de visita y la producción de semillas de especies nativas, pero a baja abundancia permite atraer un mayor número de polinizadores que de otro modo no llegarían (Muñoz & Cavieres, 2008). Es posible que esta situación ocurra en las redes aquí analizadas, ya que *Taraxacum officinale* presenta una baja abundancia en la situación post-incendio, donde juega un papel importante en la red en comparación a la situación pre-incendio. Por todo lo anterior es posible concluir que, al menos 21 meses transcurrido el incendio, las especies invasoras tanto de plantas como de polinizadores juegan un papel de primera importancia. Sin embargo, es necesario continuar con el monitoreo periódico para examinar la dinámica de roles jugados por las especies nativas y exóticas en la restauración natural de la red de polinización.

**Anidamiento:** El anidamiento no fue afectado significativamente por el incendio (Tabla I), disminuyendo solo marginalmente. Este resultado ha sido observado en otros estudios, donde esta métrica no es afectada por la pérdida de la calidad ambiental (Soares y col, 2017). A pesar de lo anterior, al realizar la comparación entre modelos nulos de ambos sectores (Figura 4), se puede observar que antes del incendio la significancia del anidamiento no difiere del azar, mientras que después del incendio, este pasa a ser significativo. Este hecho podría tener directa relación con la reorganización de las interacciones, debido al ingreso de especies generalistas invasoras que otorgarían algún grado de estabilidad a la red, haciendo indiferente una modificación del anidamiento, pero otorgándole significancia. Algo que ha sido observado en redes invadidas por especies invasoras (Bartomeus y col, 2008).

En resumen no se cumplen lo predicho con respecto a las hipótesis planteadas, ya que las métricas de la red no disminuyen en conjunto y la reconexión de interacciones tampoco los generan especies generalistas nativas.

Además, se debe tener en cuenta que en la actual crisis de biodiversidad mundial, es la pérdida de interacciones, la que provoca la pérdida de la funcionalidad de las especies, y es la pérdida de la funcionalidad de las especies, lo que provoca las extinciones (Valiente-Banuet y col, 2015). Si a esto le sumamos el efecto que tiene una perturbación ambiental sobre la susceptibilidad reproductiva de plantas generalistas y especialistas (Ashworth y col, 2004). Resulta importante continuar examinando la red para ver cómo se comporta en el futuro y así saber de qué forma se afecta su estabilidad a medida que se van integrando nuevas especies y reconectando las interacciones.

## **Conclusiones**

En este trabajo se presentan evidencias que indican que la estructura de la red de polinización en el bosque de Ruil 21 meses de ocurrido el incendio difiere sustancialmente de los parámetros registrados con anterioridad a la perturbación de gran escala. Aunque el anidamiento y la conectancia, no sufrieron grandes cambios, el grado si fue fuertemente impactado. En este sentido, destacan las interacciones y especies que colonizaron rápidamente el sector incendiado, las que fueron en su mayoría especies invasoras que tomaron un papel central en la red conectando una gran variedad de nodos. Aunque estas especies ya se encontraban establecidas en el sitio antes del incendio, adoptaron un rol central con posterioridad a la perturbación. Por todo lo anterior, se rechaza la primera y segunda hipótesis planteada, ya que los índices que dan cuenta de la estructura no disminuyeron en conjunto y la reconexión de interacciones fue mediada por especies generalistas invasoras.

Finalmente, es necesario continuar monitoreando la red de polinización para saber con mayor precisión los efectos a mediano y largo plazo de las especies exóticas en la recuperación de las redes afectadas por incendios y la manera en que ellas determinan la estabilidad de las redes reconstituidas.

## Referencias

- Almeida-Neto, M., & Ulrich, W. (2011). A straightforward computational approach for quantifying nestedness using abundance data. *Environmental Modelling and Software*, 26, 173-178.
- Armesto, J. J., Bustamante Sánchez, M., Diaz, M., González, M., Holz, A., Núñez-Ávila, M., et al. (2009). Fire Disturbance Regimes, Ecosystem Recovery and Restoration Strategies in Mediterranean and Temperate Regions of Chile. *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies*. Science Publishers, Enfield, New Hampshire, 537-567.
- Ashworth, L., Aguilar, R., Galetto, L., & Aizen, M. A. (2004). Why do pollination generalist and specialist plant species show similar reproductive susceptibility to habitat fragmentation?. *Journal of Ecology*, 92(4), 717-719.
- Bartomeus, I., Vilà, M., & Santamaría, L. (2008). Contrasting effects of invasive plants in plant–pollinator networks. *Oecologia*, 155(4), 761-770.
- Bascompte, J., Jordano, P., Melian, C., & Olesen, J. (2003). The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100, 9383-9387.
- Benoit, C. (1989). Libro rojo de la flora terrestre de Chile (Primera Parte). Corporacion Nacional Forestal. Santiago, Chile
- Brown, J., York, A., Christie, F., & McCarthy, M. (2017). Effects of fire on pollinators and pollination. *Journal of Applied Ecology*, 54(1), 313-322.
- Bustamante, R. O., & Castor, C. (1998). The decline of an endangered temperate ecosystem: the ruil (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. *Biodiversity & Conservation*, 7(12), 1607-1626.

- Carbone, L. M., & Aguilar, R. (2017). Fire frequency effects on soil and pollinators: what shapes sexual plant reproduction?. *Plant Ecology*, 218(11-12), 1283-1297.
- Carbone, L. M., Tavella, J., Pausas, J. G., & Aguilar, R. (2019). A global synthesis of fire effects on pollinators. *Global Ecology and Biogeography*, 28(10), 1487-1498.
- Castro-Díez, P., Pauchard, A., Traveset, A., & Vilà, M. (2016). Linking the impacts of plant invasion on community functional structure and ecosystem properties. *Journal of Vegetation Science*, 27(6), 1233-1242.
- Contreras, T. E., Figueroa, J. A., Abarca, L., & Castro, S. A. (2011). Fire regimen and spread of plants naturalized in central Chile. *Revista chilena de historia natural*, 84(3), 307-323.
- Dafni, A., Kevan, P., Gross, C. L., & Goka, K. (2010). *Bombus terrestris*, pollinator, invasive and pest: An assessment of problems associated with its widespread introductions for commercial purposes. *Applied Entomology and Zoology*, 45(1), 101-113.
- Dale, V. H., Joyce, L. A., McNulty, S., Neilson, R. P., Ayres, M. P., Flannigan, M. D., et al. (2001). Climate change and forest disturbances. *Bioscience*, 51(9), 723-734.
- Dohzono, I., & Yokoyama, J. (2010). Impacts of alien bees on native plant-pollinator relationships: A review with special emphasis on plant reproduction. *Applied Entomology and Zoology*, 45(1), 37-47.
- Dormann, C., Gruber, B., & Fründ, J. (2008). Introducing the bipartite Package: Analysing Ecological Networks. *R News*, 8.
- Dunne, J. A., Williams, R. J., & Martinez, N. D. (2002). Network structure and biodiversity loss in food webs: robustness increases with connectance. *Ecology Letters*, 5(4), 558-567.



- Esterio, G., Cares-Suárez, R., González-Browne, C., Salinas, P., Carvallo, G., & Medel, R. (2013). Assessing the impact of the invasive buff-tailed bumblebee (*Bombus terrestris*) on the pollination of the native Chilean herb *Mimulus luteus*. *Arthropod-Plant Interactions*, 7(4), 467-474.
- Forup, M. L., Henson, K. S. E., Craze, P. G., & Memmott, J. (2008). The restoration of ecological interactions: plant-pollinator networks on ancient and restored heathlands. [Article]. *Journal of Applied Ecology*, 45(3), 742-752.
- García, Y., Clara Castellanos, M., & Pausas, J. G. (2018). Differential pollinator response underlies plant reproductive resilience after fires. *Annals of botany*, 122(6), 961-971.
- Giannini, T. C., Garibaldi, L. A., Acosta, A. L., Silva, J. S., Maia, K. P., Saraiva, A. M., et al. (2015). Native and Non-Native Supergeneralist Bee Species Have Different Effects on Plant-Bee Networks. *PLOS ONE*, 10(9), e0137198.
- Gómez, P., & Garrido, P. (2018). Regeneración masiva del árbol exótico *Pinus radiata* D. Don luego de un gran incendio en fragmentos de *Nothofagus alessandrii* (ruil) en la región del Maule, Chile Central. *Bioinvasiones*, 1,30-36.
- Hallett, A. C., Mitchell, R. J., Chamberlain, E. R., & Karron, J. D. (2017). Pollination success following loss of a frequent pollinator: the role of compensatory visitation by other effective pollinators. *Aob Plants*, 9, 11.
- Jordano, P. (1987). Patterns of mutualistic interactions in pollination and seed dispersal: connectance, dependence asymmetries, and coevolution. *The American Naturalist*, 129(5), 657-677.
- Jordano, P., Bascompte, J., & Olesen, J. M. (2003). Invariant properties in coevolutionary networks of plant–animal interactions. *Ecology Letters*, 6(1), 69-81.

- Jordano, P., Vasquez, D., & Bascompte, J. (2009). Redes complejas de interacciones mutualistas. En: R. Medel, M. Aizen, & R. Zamora (eds.), *Ecología y Evolución de Interacciones Planta-Animal*. pp 17-41. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Keith, D. (1996). Fire-driven extinction of plant populations: a synthesis of theory and review of evidence from Australian vegetation. *Proceedings of the Linnean Society of New South Wales.*, 116, 37-78.
- Lazarina, M., Devalez, J., Neokosmidis, L., Sgardelis, S. P., Kallimanis, A. S., Tscheulin, T., (2019). Moderate fire severity is best for the diversity of most of the pollinator guilds in Mediterranean pine forests. *Ecology*, 100(3), e02615.
- Mateos, D. M. (2019). Restauración de interacciones. *Revista Ecosistemas*, 28(2), 1-3.
- Medel, R., Rivera-Hutinel, A., & Bustamante, R. (2010). Análisis de redes mutualistas y fragmentación: una herramienta para el estudio de la biodiversidad del Bosque Maulino. En: R. Bustamante, & P. Bachmann, (eds.), *Historia natural del Bosque Maulino costero: disectando la biodiversidad en un paisaje antropogenizado*. pp 29-41. Alvin Press, Santiago de Chile.
- Memmott, J., & Waser, N. M. (2002). Integration of alien plants into a native flower-pollinator visitation web. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 269(1508), 2395-2399.
- Montoya, D. (2019). Restauración de redes ecológicas: Escalas espacial y temporal, estabilidad y cambio global. *Revista Ecosistemas*, 28(2), 11-19.
- Muñoz, A. A., & Cavieres, L. A. (2008). The presence of a showy invasive plant disrupts pollinator service and reproductive output in native alpine species only at high densities. *Journal of Ecology*, 96(3), 459-467.
- Paini, D. R. (2004). Impact of the introduced honey bee (*Apis mellifera*) (Hymenoptera: Apidae) on native bees: A review. *Austral Ecology*, 29(4), 399-407.

- Pawar, S. (2014). Why are plant-pollinator networks nested? *Science*, 345(6195), 383.
- Ponisio, L. C., Wilkin, K., M'Gonigle, L. K., Kulhanek, K., Cook, L., Thorp, R., et al. (2016). Pyrodiversity begets plant-pollinator community diversity. *Global Change Biology*, 22(5), 1794-1808.
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., & Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(6), 345-353.
- Potts, S. G., Dafni, A., & Ne'eman, G. (2001). Pollination of a core flowering shrub species in Mediterranean phrygana: variation in pollinator diversity, abundance and effectiveness in response to fire. *Oikos*, 92(1), 71-80.
- Potts, S. G., Vulliamy, B., Dafni, A., Ne'eman, G., O'Toole, C., Roberts, S., et al. (2003). Response of plant-pollinator communities to fire: changes in diversity, abundance and floral reward structure. *Oikos*, 101(1), 103-112.
- Rivera-Hutinel, A., Bustamante, R., Marín, V., & Medel, R. (2012). Effects of sampling completeness on the structure of plant-pollinator networks. *Ecology*, 93(7), 1593-1603.
- Rohr, R. P., Saavedra, S., & Bascompte, J. (2014). On the structural stability of mutualistic systems. *Science*, 345(6195), 1253497.
- Santelices, R., Drake, F., Mena, C., Ordenes, R., & Navarro-Cerrillo, R. M. (2012). Current and potential distribution areas for *Nothofagus alessandrii*, an endangered tree species from central Chile. *Ciencia e Investigación Agraria*, 39(3), 521-531.
- Schmid-Hempel, P., & Loosli, R. (1998). A contribution to the knowledge of *Nosema* infections in bumble bees, *Bombus* spp.. *Apidologie*, 29(6), 525-535.

- Smith-Ramírez, C., Vieli, L., Barahona-Segovia, R. M., Montalva, J., Cianferoni, F., Ruz, L., et al. (2018). The reasons why Chile should stop importing commercial bumblebee *Bombus terrestris* (Linnaeus) and to start controlling it. *Gayana*, 82(2), 118-127.
- Soares, R. G. S., Ferreira, P. A., & Lopes, L. E. (2017). Can plant-pollinator network metrics indicate environmental quality?. *Ecological Indicators*, 78, 361-370.
- Tylianakis, J. M., Laliberté, E., Nielsen, A., & Bascompte, J. (2010). Conservation of species interaction networks. *Biological Conservation*, 143(10), 2270-2279.
- Valencia, D., Saavedra, J., Brull, J., & Santelices, R. (2018). Severidad del daño causado por los incendios forestales en los bosques remanentes de *Nothofagus alessandrii* Espinosa en la Región del Maule de Chile. *Gayana. Botánica*, 75(1), 531-534.
- Valido, A., Rodríguez-Rodríguez, M., & Jordano, P. (2014). Impacto de la introducción de la abeja doméstica (*Apis mellifera*, Apidae) en el Parque Nacional del Teide (Tenerife, Islas Canarias). *Ecosistemas*, 23, 58-66.
- Valiente-Banuet, A., Aizen, M. A., Alcántara, J. M., Arroyo, J., Cocucci, A., Galetti, M., et al. (2015). Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology*, 29(3), 299-307.
- Waser, N. M., Chittka, L., Price, M. V., Williams, N. M., & Ollerton, J. (1996). Generalization in pollination systems, and why it matters. *Ecology*, 77(4), 1043-1060.

## Anexo

**Tabla A-IV.** Identificación de plantas y visitantes florales de ambos sectores de estudio.\*indica si la especie es invasora.

El desprecio		Nativo	
Plantas	Visitantes florales	Plantas	Visitantes florales
<i>Alstroemeria ligtu</i>	<i>Allograpta mcquarty</i>	<i>Adesmia splendens</i>	<i>Acamptopoeum sp1</i>
<i>Arctotheca calendula*</i>	<i>Anthidium chilense</i>	<i>Alstroemeria ligtu</i>	<i>Acamptopoeum sp2</i>
<i>Astragalus sp</i>	<i>Apis mellifera*</i>	<i>Bomarea salsilla</i>	<i>Acrocerido 3</i>
<i>Bomarea salsilla</i>	<i>Archytus chilensis</i>	<i>Calceolaria integrifolia</i>	<i>Acrocerido 4</i>
<i>Calceolaria corymbosa</i>	<i>Arthrobrachus rufitarsis</i>	<i>Chamaemelum mixtum</i>	<i>Acrophthalmyda paulseni</i>
<i>Cardus pycnocephallus*</i>	<i>Astylus trifasciatus</i>	<i>Chiropetalum tricuspidatum</i>	<i>Allanthidium rodolphi</i>
<i>Cirsum vulgare*</i>	<i>Bombus terrestris*</i>	<i>Chloraea chrysantha</i>	<i>Alloscirtetica rufitarsis</i>
<i>Conanthera bifolia</i>	<i>Centris nigerrima</i>	<i>Conanthera bifolia</i>	<i>Amecocerus alutaceithorax</i>
<i>Escallonia pulverulenta</i>	<i>Colletes seminitidus</i>	<i>Cytisus scoparius</i>	<i>Amecocerus elguetai</i>
<i>Hypericum perforatum*</i>	<i>Conognata viridiventris</i>	<i>Escallonia revoluta</i>	<i>Anodontura tricolor</i>
<i>Lathyrus cabrerianus</i>	<i>Diadasia chilensis</i>	<i>Gaultheria insana</i>	<i>Anthaxia concinna</i>
<i>Lathyrus magellanicus</i>	<i>Diptero negro</i>	<i>Gevuina avellana</i>	<i>Anthaxia verecunda</i>
<i>Loasa triloba</i>	<i>Eiselania bicolor</i>	<i>Greigia sphacelata</i>	<i>Apis mellifera*</i>
<i>Lotus corniculatus*</i>	<i>Empedidae sp.</i>	<i>Hedyotis salzmannii</i>	<i>Arthrobrachus nigromaculatus</i>
<i>Oxalis articulata</i>	<i>Eristalis bogotensis</i>	<i>Hypericum perforatum*</i>	<i>Auca pales</i>
<i>Oxalis squamata</i>	<i>Fazia macquarti</i>	<i>Hypochaeris radicata*</i>	<i>Bombilido 12</i>
<i>Podanthus ovatifolius</i>	<i>Hallitilus gabriventris</i>	<i>Lapageria rosea</i>	<i>Bombilido 13</i>
<i>Senecio vulgaris*</i>	<i>Hylodanacea marginipennis</i>	<i>Lathyrus magellanicus</i>	<i>Bombilido 3</i>
<i>Sonchus oleraceus*</i>	<i>Hypodinerus exiendus</i>	<i>Lithrea caustica</i>	<i>Bombilido 4</i>
<i>Stachys grandidentata</i>	<i>Manuelia gayatina</i>	<i>Lotus corniculatus*</i>	<i>Bombilido 5</i>
<i>Stachys macraei</i>	<i>Phthiria sp.</i>	<i>Mitraria coccinea</i>	<i>Bombus dahlbomii</i>
<i>Sysirinchium arenarium</i>	<i>Platycheirus punctulata</i>	<i>Oxalis articulata</i>	<i>Bombus terrestris*</i>
<i>Taraxacum officinale*</i>	<i>Pyraconema nigripennis</i>	<i>Podanthus ovatifolius</i>	<i>Butleria bisexguttata</i>
<i>Tropaelum ciliatum</i>	<i>Ruizantheda proxima</i>	<i>Sisyrinchium sp</i>	<i>Cadeguala albopilosa</i>

<i>Vicia magnifolia</i>	<i>Ruizanthedella mutabilis</i>	<i>Solenomelus pedunculatus</i>	<i>Cadeguala occidentalis</i>
	<i>Sarcophagidae sp.</i>	<i>Stachys grandidentata</i>	<i>Caenohalictus sp1</i>
	<i>Svastrides melanura</i>	<i>Teline monspessulana*</i>	<i>Camponotus chilensis</i>
	<i>Syrphidae sp.</i>	<i>Tepualia stipularis</i>	<i>Camponotus morosus</i>
	<i>Syrphus pallipes</i>		<i>Cauliognathus militaris</i>
	<i>Syrphus riedi</i>		<i>Centris cineraria</i>
	<i>Syrphus shoreae</i>		<i>Centris nigerima</i>
	<i>Toxomerus vertebratus</i>		<i>Chilicola sp1</i>
			<i>Chilicola sp2</i>
			<i>Colletes seminitidus</i>
			<i>Corynura chilensis</i>
			<i>Corynura chloris</i>
			<i>Corynura sp2</i>
			<i>Diadasia sp</i>
			<i>Diphaglosa gayi</i>
			<i>Diptero 1 mm</i>
			<i>Diptero 10</i>
			<i>Diptero 12</i>
			<i>Diptero 13</i>
			<i>Diptero 21</i>
			<i>Diptero 22</i>
			<i>Diptero 24</i>
			<i>Diptero 25</i>
			<i>Diptero 26</i>
			<i>Diptero banda blanca</i>
			<i>Diptero cabeza colorada</i>
			<i>Diptero naranja</i>
			<i>Eiseliana bicolor</i>
			<i>Epiclines basalis</i>
			<i>Eristalis 2</i>
			<i>Eristalis tenax</i>
			<i>Halictido sp2</i>
			<i>Halictido sp3</i>
			<i>Hippodamia convergens</i>
			<i>Hylephila fasciolata</i>
			<i>Hylephila signata</i>

			<i>Hylephila venusta</i>
			<i>Hylodanacea ruficollis</i>
			<i>Hypodymerus sp1</i>
			<i>Hypodymerus vespiformis</i>
			<i>Isepeolus lativalvis</i>
			<i>Lasia corvina</i>
			<i>Lasia rufa</i>
			<i>Lasioglossum sp1</i>
			<i>Leioproctus sp1</i>
			<i>Lerodea eufala</i>
			<i>Liopoeum sp1</i>
			<i>Liopoeum sp2</i>
			<i>Manuelia gayatina</i>
			<i>Manuelia gayi</i>
			<i>Manuelia postica</i>
			<i>Mathania leucothea</i>
			<i>Megachile semirufa</i>
			<i>Mordella nigra</i>
			<i>Mordella suturalis</i>
			<i>Mordellistena bicolor</i>
			<i>Mosca 4</i>
			<i>Mosca 5</i>
			<i>Mosca 7</i>
			<i>Mosca 7 chica</i>
			<i>Mosca 7 sin punto</i>
			<i>Mosca 9</i>
			<i>Mosca negra</i>
			<i>Mosca negra 2</i>
			<i>Mosca negra puntos</i>
			<i>Mosca negra puntos chica</i>
			<i>Mycteromia conica</i>
			<i>Mylassa crassicollis</i>
			<i>Nemestrinado 1</i>
			<i>Neomaenas janirioides</i>
			<i>Nysius sp</i>
			<i>Pachybrachis sp1</i>
			<i>Pieris brassicae</i>
			<i>Platynocera gracilipes</i>

			<i>Pseudomyrmex lynceus</i>
			<i>Ruizantheda mutabilis</i>
			<i>Ruizantheda proxima</i>
			<i>Ruizanthedella sp1</i>
			<i>Sephanoides sephaniodes</i>
			<i>Sirfido 3</i>
			<i>Sirfido abeja 2</i>
			<i>Sirfido abeja 4</i>
			<i>Sirfido abeja 5</i>
			<i>Sirfido abeja 6</i>
			<i>Sirfido abeja 7</i>
			<i>Sirfido abeja 8</i>
			<i>Sirfido abeja chica</i>
			<i>Sirfido abeja chica 3</i>
			<i>Sirfido abeja chica 5</i>
			<i>Sirfido abeja chica 6</i>
			<i>Sphecidae sp5</i>
			<i>Sphecido sp1</i>
			<i>Sphecido sp2</i>
			<i>Sphecido sp3</i>
			<i>Sphecido sp4</i>
			<i>Sphex latreillei</i>
			<i>Staphylinidae sp2</i>
			<i>Svastrides melanura</i>
			<i>Syrphus octomaculata</i>
			<i>Tabano abdomen verde</i>
			<i>Scaptia rufa</i>
			<i>Tapinotaspis coerulea</i>
			<i>Tatochila mercedis</i>
			<i>Tillomorpha myrmicaria</i>
			<i>Vanessa terpsichore</i>
			<i>Vespula germanica</i>
			<i>Villa argentiflua</i>
			<i>Villa pallipes</i>
			<i>Yramea cytheris</i>



**Tabla V.** Especies e interacciones conservadas después del incendio.

<b>Planta</b>	<b>Visitante floral</b>	<b>Interacción (planta-polinizador)</b>
<i>Alstroemeria ligtu</i>	<i>Apis mellifera</i>	<i>Bomarea salsilla-Bombus terrestris</i>
<i>Bomarea salsilla</i>	<i>Bombus terrestris</i>	<i>Bomarea salsilla-Apis mellifera</i>
<i>Conanthera bifolia</i>	<i>Colletes seminitidus</i>	<i>Conanthera bifolia-Bombus terrestris</i>
<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Manuelia gayatina</i>	<i>Hypericum perforatum-Bombus terrestris</i>
<i>Lathyrus magellanicus</i>	<i>Ruizantheda proxima</i>	<i>Lathyrus magellanicus-Bombus terrestris</i>
<i>Lotus corniculatus</i>	<i>Svastrides melanura</i>	<i>Lathyrus magellanicus-Apis mellifera</i>
<i>Stachys grandidentata</i>		<i>Lathyrus magellanicus-Colletes seminitidus</i>
<i>Oxalis articulata</i>		<i>Stachys grandidentata-Bombus terrestris</i>
		<i>Stachys grandidentata-Apis mellifera</i>
		<i>Stachys grandidentata-Manuelia gayatina</i>