

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

**EVALUACIÓN DE LA COMUNIDAD DE LÍQUENES EN MATORRAL Y
BOSQUE ESCLERÓFILO UNA TEMPORADA DESPUÉS DE UN INCENDIO EN
EL SANTUARIO DE LA NATURALEZA QUEBRADA DE LA PLATA**

CARLA ANDREA GONZÁLEZ DE LUCA

Santiago, Chile

2020

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

**EVALUACIÓN DE LA COMUNIDAD DE LÍQUENES EN MATORRAL Y
BOSQUE ESCLERÓFILO UNA TEMPORADA DESPUÉS DE UN INCENDIO EN
EL SANTUARIO DE LA NATURALEZA QUEBRADA DE LA PLATA**

**EVALUATION OF THE COMMUNITY OF LICHENS IN SCLEROPHYLLOUS
SCRUB AND FOREST ONE SEASON AFTER A FIRE IN THE SANCTUARY OF
THE NATURE QUEBRADA DE LA PLATA**

CARLA ANDREA GONZÁLEZ DE LUCA

Santiago, Chile

2020

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

**EVALUACIÓN DE LA COMUNIDAD DE LÍQUENES EN MATORRAL Y
BOSQUE ESCLERÓFILO UNA TEMPORADA DESPUÉS DE UN INCENDIO EN
EL SANTUARIO DE LA NATURALEZA QUEBRADA DE LA PLATA**

Memoria para optar al Título Profesional de:
Ingeniera en Recursos Naturales Renovables

CARLA ANDREA GONZÁLEZ DE LUCA

Profesor Guía

Jorge Pérez Q.
Ingeniero Agrónomo, M.S., Ph.D.



Calificaciones

6,7

Profesores Evaluadores

José Luis Henríquez S.
Ingeniero Agrónomo, M.S., Ph.D.



6,4

Álvaro Gutiérrez I.
Ingeniero Forestal, DR. RER. NAT.



6,5

Profesor Colaborador

Reinaldo Vargas C.
Licenciado en Educación.

Santiago, Chile

2020

AGRADECIMIENTOS

Creo que hay al menos dos tipos de educadores, los primeros se crean por una gran vocación a enseñar y los segundos por una necesidad de ser admirados, y estoy enormemente agradecida que durante este proceso solo me encontré con los del primer tipo, así que, en primer lugar, debo agradecer a mi profesor Jorge Pérez Q. por haberme aceptado como tesista, a Reinaldo Vargas C. por todo el tiempo dedicado y a Andrés Plaza por la ayuda totalmente desinteresada y su gigante amabilidad, y a los tres, como mencioné anteriormente, por su gran vocación y dedicación, aprendí demasiado en este proceso y estaré siempre agradecida por ello.

Quiero agradecer también a mi Victor, creo que no tengo palabras para expresar en todos los ámbitos que ayudo en mi vida y en este proceso, es un seco en cada cosa que hace y se ha ganado toda mi admiración además de mi cucharón. A mi hermano Jorge por haberme acompañado a terreno y por ser tan ridículamente chistoso. Al Valo por ayudarme también en los terrenos y aprovecho de pedirle disculpas también por los percances ocasionados, aunque él tenga la mayor parte de la culpa y no quiera admitirlo XD. A mis papas por haberme obligado a estudiar una carrera universitaria XD. A todo lo vivido, a los logros y fracasos que sin duda son un aporte al crecimiento personal, a los grandes consejos que me ayudaron a vencer muchos miedos como “El único que no se equivoca es el que no hace nada” y “hay que ocuparse no preocuparse, además, si algo tiene solución ¿para qué preocuparse? y si algo no tiene solución ¿para qué preocuparse?”. También agradezco enormemente a toda la gente bella que me brindo su apoyo y/o alegría, y a la vida por haberlos cruzado en mi camino y por haberme cruzado con gente venenosa también que me enseñó a solo dejar entrar en mi vida a los mejores y sentirme hoy en día infinitamente llena de amor sincero y desinteresado. Solo espero hacer muy feliz y alegrar a cada una de esas hermosas personas, así que mis alegrías y este mini triunfo van para ellas: Vita, Raqueluchi, Jorgito, Fefi, Dieguin, Victor, Cata, Pablito, Cote, Pau Pau, Vane, Vero, profe Ricky, Magdita, Ale, Teresa cabeza de cereza, Giuli, Leo, Franki, Tía Ali, Chris, Yeah, Peor compañero, Nicolais, Pili, Anne y a toda esa gente bonita con la que me gustaría haber tenido más tiempo para pasar pero que sonaría demasiado psicópata si los menciono.

ÍNDICE

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN	3
OBJETIVOS.....	6
Objetivo general.....	6
Objetivos específicos	6
MATERIALES Y MÉTODOS	7
ÁREA DE ESTUDIO.....	7
MÉTODO.....	8
1. Definición de parcelas de muestreo	8
2. Muestreo de líquenes.....	10
3. Riqueza de especies.....	14
4. Composición de especies	14
5. Abundancia de especies	16
6. Diversidad de especies	17
7. Análisis estadístico.....	18
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	19
1. Riqueza de especies.....	19
2. Composición de especies	21
3. Abundancia de especies	25
4. Diversidad de especies	32
CONCLUSIONES	36
BIBLIOGRAFÍA	37
APÉNDICES.....	44
Apéndice 1. Definición de sitios utilizados en el Plan de Restauración del Santuario.	44
Apéndice 2. Tipo de sitio, coordenadas geográficas y altitud (msnm) de cada Parcela.	44
.....	44

Apéndice 3. Listado florístico de las especies de líquenes encontradas en el SN Quebrada de La Plata.....	45
Apéndice 4. Síntesis de tabla “Herbario” de las especies presentes dentro (D) de las parcelas.	47
Apéndice 5. Síntesis de tabla Herbario que contiene las especies encontradas exclusivamente en los alrededores (o fuera “F”) de las parcelas.	48
Apéndice 6. Porcentajes promedio de cobertura de los cuadrantes de las zonas NQ. Extracto de tabla de Cobertura.	49
Apéndice 7. Síntesis de tabla “Cobertura” para cada uno de los niveles de severidad y tipos de vegetación.	50
Apéndice 8. Índice de Shannon-Wiener para cada una de las parcelas de muestreo. ..	51
Apéndice 9. Listado taxonómico de los líquenes del SN Quebrada de La Plata.....	51
Apéndice 10. Resultados obtenidos del índice de Jaccard entre los sitios evaluados. .	53
Apéndice 11. Porcentaje de cobertura específica por zona.	53
Apéndice 12. Resultados obtenidos con el método de Bray Curtis utilizando los valores de coberturas específicas.	54
ANEXOS	55
Anexo 1. Niveles de severidad de incendio detectados en el SN Quebrada de La Plata (cartografía adaptada a partir de CONAF (2016)). Fuente: Universidad de Chile, 2017.	55
Anexo 2. Tipos de vegetación identificados en el SN Quebrada de La Plata. Fuente: Universidad de Chile, 2017.	56
Anexo 3. Prioridad de revegetación, según severidad de incendio y tipo de vegetación identificados en el SN Quebrada de La Plata. Fuente: Universidad de Chile, 2017. ...	57

RESUMEN

Se presentan los resultados de un estudio que se llevó a cabo en el Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata, una temporada después de un incendio, con la finalidad de evaluar la riqueza, abundancia, composición y diversidad de líquenes (variables dependientes) según distintos tipos de vegetación: bosque y matorral; y distintos niveles de severidad del incendio: No Quemado, Leve y Severo (variables independientes). Se les denominó como “sitios” a la combinación de severidad y tipo de vegetación y como “zonas” a las áreas según su severidad de incendio sin tomar en cuenta la variable vegetación. Se evaluaron 30 parcelas de 3×4 m (12 m²) y en cada una de éstas se dispusieron aleatoriamente dos cuadrantes en el suelo y tres en dosel, los cuales fueron fotografiados desde una vista general, y otra en detalle. Además, se tomaron muestras en terreno para posteriormente identificar las especies en laboratorio. Los resultados muestran que no existe una diferencia estadística significativa para los tratamientos según su tipo de vegetación, tanto para riqueza, abundancia y diversidad, por el contrario, sí se identificó diferencia para severidad de incendio. Para el caso de riqueza y abundancia hubo una diferencia significativa entre las zonas (NQ en relación a L y S). En cambio, para la diversidad solo hubo diferencia significativa entre las zonas NQ y S. Las zonas NQ, L y S tuvieron en promedio 17, 7 y 3 especies por parcela respectivamente, y la riqueza total del área de estudio fue de 100 especies. Con respecto a la composición, del total de especies encontradas en el área de estudio, 52% corresponden a especies epífitas, 32% a saxícolas y 16% pertenecen a ambas categorías. Según su biotipo, 58% son crustosos, 35% foliosos y 7% fruticulosos. En zonas S la composición de epífitas y de los biotipos crustosos y fruticulosos se redujo notoriamente. En cuanto a abundancia, los porcentajes de cobertura de las zonas NQ, L y S fueron de 67,8%, 22,3% y 8,5% respectivamente, mientras que las especies de mayor frecuencia y cobertura relativas fueron *Candelaria concolor* para las zonas NQ y L y *Rinodina pyrina* para S. El índice de Shannon-Wiener arrojó una mayor diversidad para los sitios NQB, NQM y LB, y valores de diversidad muy bajos para LM, SB y SM. Se concluye del presente estudio que, en la medida que aumenta la severidad de incendio existe una disminución significativa de la riqueza, abundancia y diversidad de las comunidades de líquenes, independiente del tipo de vegetación.

Palabras clave: severidad de incendio, riqueza, abundancia, composición y diversidad de especies, biotipo.

ABSTRACT

The results of a study that was carried out in the Nature Sanctuary Quebrada de La Plata, one season after a fire, are presented in order to assess the richness, abundance, composition and diversity of lichens (dependent variables) according to different types of vegetation: forest and scrub; and different levels of fire severity: Unburned, Mild and Severe (independent variables). The combination of severity and type of vegetation was named as "Sites" and the areas according to their fire severity as "Zones" without considering the vegetation variable. 30 parcels of 3×4 m (12 m²) were evaluated and in each of these, two quadrants were randomly placed on the ground and three in the canopy, which were photographed from a general view, and another in detail. In addition, samples were taken in the field to later identify the species in the laboratory. The results show that there is no significant statistical difference for the treatments according to their vegetation type, for richness, abundance and diversity, on the contrary, a difference was identified for fire severity. In the case of richness and abundance, there was a significant difference among the zones (U in relation to M and S). On the other hand, for diversity there was only a significant difference between the U and S zones. The U, M and S zones had an average of 17, 7 and 3 species per parcels, respectively, and the total richness of the study area was of 100 species. Regarding composition, of the total species found in the study area, 52% correspond to epiphytic species, 32% to saxicolous and 16% belong to both categories. According to their biotype, 58% are crustose, 35% foliose and 7% fruticose. In S zones, the composition of epiphytes and crustose and fruticose biotypes was markedly reduced. Regarding abundance, the percentages of coverage of the U, M and S zones were 67.8%, 22.3% and 8.5% respectively, while the species with the highest relative frequency and relative coverage were *Candelaria concolor* for the zones U and M zones and *Rinodina pyrina* for S. The Shannon-Wiener index showed greater diversity for the UF, US and MF sites, and very low diversity values for MS, SF and SS. It is concluded from the present study that, as the fire severity increases, there is a significant decrease in the richness, abundance and diversity of the lichen communities, independent of the type of vegetation.

Keywords: fire severity, richness, abundance, composition and diversity of species, biotype.

INTRODUCCIÓN

Un incendio forestal es un fuego que se propaga de forma descontrolada en terrenos rurales a través de la vegetación leñosa, arbustiva o herbácea (CONAF, 2011). Dentro de este contexto, la severidad de un incendio, que es el grado de modificación del ecosistema, depende en gran parte de la intensidad del fuego (cantidad de energía liberada) (Fernández *et al.*, 2010). Esta última aumenta a mayor disponibilidad de combustible vegetal (como son las especies arbóreas por sobre las herbáceas), y en época estival, ya que se incrementa la temperatura del aire y la sequedad del suelo y la vegetación. Otros factores que potencian la intensidad de los incendios y por ende su severidad, son la continuidad espacial y la homogeneidad de la estructura de la vegetación, al generar un aumento de la duración de la llama, y por lo tanto, un acrecentamiento en la temperatura máxima y la duración del calor *in situ* (Molina y Llinares, 2000). Además de la intensidad, la severidad depende directamente de la resistencia de las especies vegetales a los incendios, ya que si estas cuentan con algún tipo de adaptaciones de resistencia al fuego, los cambios en el ecosistema afectado disminuyen y viceversa.

En Chile hasta el año 2016, los incendios forestales afectaban en promedio a más de 54.000 hectáreas por año, siendo aún más preocupante que cifras dadas por la Corporación Nacional Forestal (CONAF), señalen que aproximadamente el 99% de los incendios en Chile tiene un origen antrópico (IDOM Ingeniería y Consultoría, 2017; Oyarce, 2019). Del promedio de hectáreas incendiadas por año, al menos hasta el año 2010 más del 70% correspondían a formaciones nativas (Fernández *et al.*, 2010). Con respecto a la Región Metropolitana, ubicada en la zona central de Chile, ésta presenta un clima mediterráneo, con veranos secos, carentes de lluvias, y altas temperaturas, lo cual la vuelve una zona propicia para nuevos focos de incendio (Vita, 2013). Por otro lado, esta zona forma parte de uno de los 36 *hotspot* de biodiversidad con prioridad de conservación a nivel mundial (CI, 2019). Adicionalmente, dentro de esta región se encuentran 10 Santuarios de la Naturaleza (categoría que los hace estar dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas), dentro de los cuales se cuenta el Santuario de la Naturaleza (SN) Quebrada de La Plata, el cual destaca por su alto valor ecológico. El 14 de noviembre del 2016 se inició un incendio que abarcó cerca del 80% de la superficie del Santuario, mismo día en que el Consejo de Ministros del Medio Ambiente aprobaba su declaración como Santuario de la Naturaleza (MMA, 2016).

Los incendios atentan contra la biodiversidad, ya que arrasan con la zona afectada, destruyendo el hábitat de los distintos tipos de vida presentes. Provocan también la contaminación de los suelos, el aire y el agua y alteran sus ciclos, perturbando así las comunidades que existían en torno a estos recursos, incluyendo dentro de esto al ser humano y sus actividades (CONAFOR, 2010). La calidad del aire se ve alterada inmediatamente por los gases contaminantes expulsados a la atmósfera y por la posterior falta de la vegetación. Mientras más severo sea un incendio, mayor será su incidencia sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Al quedar desprovisto de su cubierta orgánica y de la vegetación, comienza el proceso de erosión, el cual se incrementa con la velocidad del viento, con pendientes de mayor inclinación y con las precipitaciones,

generando así la degradación del suelo. La hidrofobicidad causada por el fuego reduce la infiltración del agua, por lo que se incrementa la escorrentía superficial, y por consecuencia, la erosión y el traslado de sedimentos que alteran y contaminan los cursos de agua (Fernández *et al.*, 2010). Por otro lado, la regeneración vegetativa de las especies nativas, post-incendio, se ve afectada por todo esto y además por la proliferación de especies invasoras que compiten con los recursos del sitio como nutrientes, luz, agua y espacio (Castillo *et al.*, 2012). Esto modifica la estructura, composición y funcionamiento original del ecosistema y por ende de las comunidades que habitaban en él, como lo son las comunidades de líquenes. Dichos cambios condicionan y regulan otras variables microclimáticas como la humedad, la luz y la composición del aire influyendo directamente sobre ellos (Rodríguez *et al.*, 2009), ya que son biológicamente sensibles a las condiciones del medio ambiente (Sen, 2014).

Los líquenes corresponden a organismos clasificados como hongos (Nash, 2008), sin embargo, surgen de la asociación entre un hongo (micobionte) y un alga verde y/o cianobacteria (fotobionte) (Barreno y Pérez-Ortega, 2003; Romero *et al.*, 2012). La mayoría de los líquenes tienen un tipo de socio fotosintético, pero también se dan casos en que existen más de uno pertenecientes a cada tipo de alga, es decir, sería una entidad que involucraría a tres reinos (Nash, 2008). El socio fotosintético es el encargado de sintetizar los azúcares necesarios para el metabolismo del líquen, mientras que el micobionte le entrega protección contra la luz intensa, las temperaturas extremas y, hasta cierto punto, la sequía (Barreno y Pérez-Ortega, 2003; Nash, 2008). Además, los órganos reproductivos, los cuales pueden ser sexuales o asexuales, son enteramente parte hongo (Awasthi, 2000). Sin embargo, aunque en la mayoría de la bibliografía se refieren a dichos organismos como un caso de mutualismo también los han considerado como un ejemplo de parasitismo controlado, ya que el fotobionte crece más lento en estado liquenizado (Ahmadjian, 1993).

Hasta el momento se conocen cerca de 14.000 especies de líquenes, estos pueden crecer sobre todo tipo de sustratos, ya sean orgánicos o no, y abarcan todo tipo de clima, desde los polares hasta los tropicales, llegando a ser los autótrofos dominantes en muchos ecosistemas polares y subpolares (Barreno y Pérez-Ortega, 2003; Longton, 1988). Es por esto que son los autótrofos dominantes en al menos el 8% de la superficie terrestre (Sen, 2014). Sin embargo, los líquenes son organismos de crecimiento lento, por lo que, al momento de ser removidos de un determinado hábitat, puede tomar una gran cantidad de años lograr su restablecimiento, razón por la cual la conservación de su hábitat es muy importante para prevenir su extinción (Sen, 2014). Los líquenes juegan un rol clave en el ciclo de nutrientes y el apoyo a la vida silvestre en muchos ecosistemas, en bosques pueden llegar a contribuir con hasta el 50% de la disponibilidad de nitrógeno (Denison, 1973). Además, proveen de una importante fuente de alimento y sustrato para anidación para mamíferos, aves e innumerables vertebrados (Miller *et al.*, 2018). Por otro lado, estos organismos también participan en la regulación de las dinámicas hidrológicas de un bosque, absorbiendo y liberando agua pasivamente generando cambios en la humedad del ambiente (Gauslaa, 2014). Sumado a lo anterior, cumplen la importante labor de ser colonizadores primarios y formadores de suelo en diversos ecosistemas (Bermúdez *et al.*, 1990). Esto último toma una mayor relevancia ante incendios de una severidad tal, que causen la

eliminación total de las plantas vasculares y de los horizontes orgánicos del suelo (Fernández *et al.*, 2010). Por otra parte, es sabido que los líquenes son organismos altamente estenóicos, es decir, tienen estrechos límites de tolerancias, por lo que variaciones en su entorno, afectan directamente sobre su diversidad, abundancia, morfología, fisiología, entre otros (De Wit, 1983). Es por esto que las principales amenazas que afectan la biodiversidad en términos generales también repercuten sobre los líquenes, como la fragmentación de hábitat, degradación de hábitat, sobreexplotación de recursos, contaminación del aire, y cambio climático (Upreti *et al.*, 2005). Sin embargo, a pesar de que los incendios son los principales perturbadores de hábitat, son escasos los estudios de los efectos que tienen sobre estos organismos, haciendo difícil establecer patrones generales de su comportamiento (Fos *et al.*, 2001; Miller *et al.*, 2018). Además, la mayoría de estas investigaciones han sido realizadas en ecosistemas boreales y de tundras, o en pequeñas áreas geográficas (Boudreault *et al.*, 2009; Coxson y Marsh, 2001; Johnson, 1981; Klein, 1982; Miller *et al.*, 2018).

Un estudio realizado en California, EE. UU. en zonas afectadas por incendios (de 4 a 16 años) arrojó como resultado que los sitios que han sido moderadamente y severamente quemados, presentaron significativa y progresivamente menor riqueza y abundancia que en su estado original, observándose una muy baja recolonización de líquenes incluso en zonas donde habían pasado 15 años de ocurrido el siniestro, por lo que se presume que al cambiar la composición vegetal en zonas de incendio, se aumenta la temperatura del lugar, generando microclimas más secos (post-incendio), limitando el restablecimiento de líquenes, dando cuenta que algunos líquenes no puedan recolonizar sitios hasta que exista una madura regeneración del sustrato herbáceo y/o arbóreo (Miller *et al.*, 2018). Este estudio puede resultar relevante para ésta y posteriores investigaciones en el SN Quebrada de La Plata, ya que ambas zonas se encuentran dentro de un clima mediterráneo, por lo que podría esperarse un comportamiento similar en cuanto a la regeneración de la vegetación y por consiguiente de las especies de líquenes. Por otra parte, existen otros estudios como uno llevado a cabo en Estonia por Lohmus *et al.* (2018), en donde se analizaron zonas afectadas con incendios recientes (de alrededor de 9 años) e incendios más antiguos (15 a 21 años aprox.), encontrando una relación negativa en la riqueza de especies de líquenes con respecto a la cantidad de árboles caídos en la zona afectada con incendios recientes, sin embargo, esta misma relación fue positiva en áreas identificadas con incendios más antiguos, indicando que existe una variación en el efecto inicial y a más largo plazo, ya que en este último caso se identificaron nuevos hábitats post-incendio, incluidas superficies carbonizadas, generando un nuevo nicho para los líquenes. Lo anterior da cuenta de que existen diferentes teorías en cuanto al comportamiento de los líquenes post-incendio, por lo que se requiere una mayor cantidad de estudios para poder comprender a cabalidad el comportamiento de estos organismos.

Como se mencionó anteriormente, la mayoría de los incendios tiene un origen antrópico, por lo que se hace indispensable proteger este santuario de la población humana circundante, no solo para evitar posibles incendios, sino también por el impacto que ésta causa sobre las comunidades en estado de recuperación. Para el logro de esto, es indispensable también la elaboración de un adecuado plan de restauración ecológica, que

tenga como objetivo devolver en el tiempo la composición, estructura, diversidad de especies y funcionamiento del ecosistema afectado, trabajando sobre la sucesión secundaria. Para cumplir con esto es necesario que se estudie entonces el estado actual de las comunidades, no tan solo vegetales, sino también de especies colonizadoras como los líquenes, ya que además urge un mayor número de estudios en donde se les incluyan. Medidas como la riqueza, abundancia y composición son la base para estudios ecológicos sobre alteraciones de hábitat. Es por esto que este estudio busca evaluar los efectos de los distintos niveles de severidad de incendios sobre la riqueza, abundancia y composición de las comunidades liquénicas, aportando a su vez con la recolección de información que permita enriquecer el conocimiento respecto a su grado de resiliencia ante estas perturbaciones. Cabe mencionar además que según estas respuestas podría surgir la necesidad de integrar medidas en los planes de restauración ecológica orientados a la regeneración de dichas comunidades.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar la comunidad de líquenes en matorral y bosque esclerófilo una temporada después de ocurrido un incendio en el Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata.

Objetivos específicos

1. Comparar la riqueza y abundancia de especies de líquenes en sitios perturbados con distintos niveles de severidad de incendio.
2. Evaluar la composición de especies de líquenes en sitios perturbados con distintos niveles de severidad de incendio.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se llevó a cabo en el Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata, el cual se encuentra dentro de la Estación Experimental Germán Greve Silva, perteneciente a la Universidad de Chile, en la comuna de Maipú, Región Metropolitana, a 30 kilómetros al suroeste de la ciudad de Santiago (Figura 1) (Universidad de Chile, 2017). Esta microcuenca, inserta en el cordón montañoso de la Cordillera de la Costa, tiene una superficie de 1.110,7 hectáreas y forma parte del Sitio Prioritario para la Conservación de la Biodiversidad “El Roble” (Decreto N°44, 2017). Además, cabe mencionar que La Quebrada de La Plata fue declarada como Santuario de la Naturaleza (SN) el 17 de mayo de 2017 (Decreto N°44, 2017).

El SN Quebrada de La Plata se encuentra en una zona de transición climática y presenta un clima de tipo mediterráneo. Su régimen hídrico de veranos cálidos y secos, e inviernos fríos y lluviosos con precipitaciones concentradas en unos pocos meses (cinco), le dan una condición de semiaridez. El promedio anual de precipitaciones y temperatura son de 384.3 mm y de 14.7 °C, respectivamente (Uribe *et al.*, 2012), con temperaturas máximas absolutas que superan los 35 °C y mínimas absolutas inferiores a -4 °C en épocas estivales e invernales respectivamente (INE, 2016). La evapotranspiración potencial de referencia del mes más cálido (enero) es de 138,9 mm (Uribe *et al.*, 2012). Según la clasificación vegetacional, esta zona corresponde a la Región del Matorral y el Bosque Esclerófilo, donde las formaciones predominantes son árboles y arbustos de tipo esclerófilo y espinoso, con presencia de arbustos xerófitos de baja altura y suculentas (Gajardo, 1994). En la zona se documentan unas 315 taxas, de las cuales 245 corresponden a especies nativas (77,8%) y 70 a especies exóticas (22,2%). Por otro lado, 254 (80,6%) especies son herbáceas, 47 (14,9%) son arbustivas y 5 (1,6%) son arbóreas (Schlegel, 1963). Según Gallardo (1993), dentro de esta zona se presentan mayoritariamente especies arbustivas tales como: colliguay (*Colliguaja odorifera* Molina), y tevo (*Trevoa trinervis* Miers), mientras que, dentro de las especies herbáceas y suculentas, se distinguen el chagual (*Puya berteroniana* Mez) y quisco (*Echinopsis chiloensis* (Colla) Friedrich & G.D.Rowley). Además, hay 91 especies de macrohongos y 8 especies de líquenes. En cuanto a la fauna, hay 14 especies autóctonas de mamíferos, 59 de aves, 9 de reptiles y 2 de anfibios. Dentro de la fauna endémica tenemos especies como los degús, turcas, tapaculos, sapo de rulo y cururos. En cuanto a las categorías de conservación, el 14,3% de los mamíferos se encuentran en peligro, el 1,7% de las aves y el 44,4% de los reptiles se encuentran en la categoría de Vulnerables (Decreto N°44, 2017). En la Figura 1 se presenta una cartografía correspondiente al área de estudio.

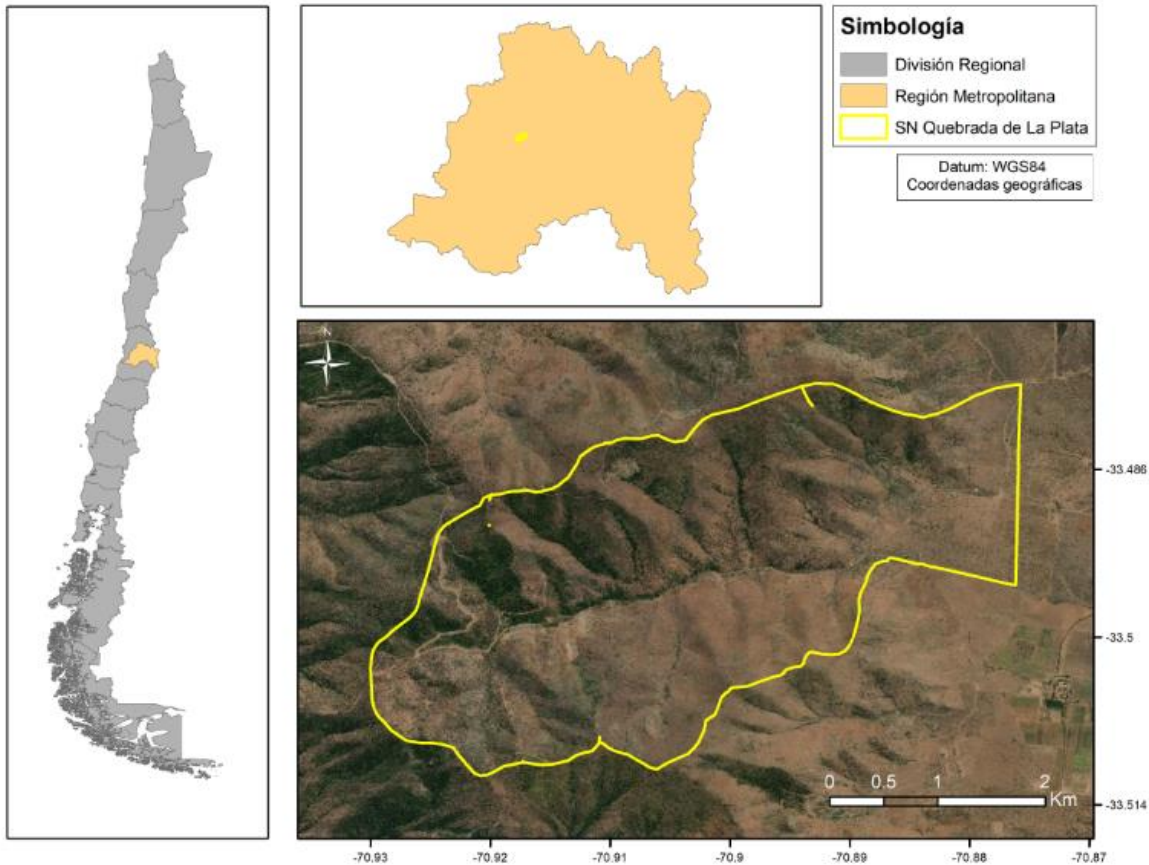


Figura 1. Área de estudio, SN Quebrada de La Plata, Región Metropolitana.

MÉTODO

El presente trabajo se encuentra dentro del marco del Plan de Restauración del Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata, llevado a cabo por la Universidad de Chile en conjunto con otras instituciones como CONAF, que han aportado con distintos tipos de información con el objetivo de sentar los lineamientos para la conservación de este lugar en el largo plazo (Universidad de Chile, 2017). Dentro de este estudio se distinguen dos etapas, la primera “Definición de parcelas de muestreo” la cual corresponde exclusivamente al inicio y la base del Plan de restauración del SN y que fue y será utilizado tanto por éste como por otras investigaciones científicas, tesis de pregrado y postgrado llevados a cabo también dentro de este plan (muestreo de herbáceas, artrópodos, rebrote de especies leñosas, etc.), mientras que la segunda etapa se enfoca en el “Muestreo de Líquenes”, propiamente tal.

1. Definición de parcelas de muestreo

Dentro del Plan de restauración socio-ecológica del SN Quebrada de La Plata, se dividió el SN en 113 Unidades Territoriales Homogéneas (UTH) según: los pisos vegetacionales, severidad del incendio y rango de pendiente. Con esta información, se establecieron 40

parcelas en distintos niveles de prioridad de revegetación y control de la erosión definidos por Universidad de Chile (2017). El control de erosión se evaluó según la combinación entre la pendiente del terreno y la severidad de incendio; y la prioridad de revegetación (Anexo 3) según el tipo de vegetación y la severidad de incendio. Adicionalmente, se establecieron 10 parcelas “testigo”, que no fueron afectadas por el incendio.

La severidad de incendio fue determinada por CONAF (2016) utilizando el Índice Normalizado de Quema (dNBR). Para esto, se analizó el cambio detectado entre imágenes satelitales pre y post incendio, comparando el índice dNBR, derivado de niveles de reflexión del espectro electromagnético de las bandas infrarroja de onda corta (SWIR) e infrarroja cercana (NIR) (López y Caselles, 1991), permitiendo identificar cambios en la estructura de la vegetación y reflectividad del suelo. Con esto se obtuvo un mapa del Santuario con siete clases de severidad de incendio (CONAF, 2017). Para la clasificación de las UTH estas clases fueron reducidas a tres como se muestra en el Anexo 1, en donde aparece una cartografía con la distribución de los niveles de severidad identificados en el Santuario. Cabe señalar que los niveles descritos en la cartografía como: No incendiado, baja y alta, corresponden en este trabajo a No Quemado, Levemente quemado y Severamente quemado, respectivamente.

La pendiente se obtuvo con un Modelo Digital de Elevación (DEM), obtenido en base a imágenes satelitales. De lo cual se generaron 2 clases: Levemente empinado (0-30% de inclinación) y Muy empinado (mayor a 30%) (Universidad de Chile, 2017).

Para definir el tipo de vegetación se utilizó el catastro de usos de suelo y tipo de vegetación de CONAF del año 2009. Dejando dos grupos: Bosque y Matorral. En el Anexo 2 se presenta una cartografía con la distribución espacial de los tipos de vegetación del área de estudio.

De la combinación de las variables descritas anteriormente (Apéndice 1) se crearon las distintas UTHs. Las parcelas fueron ubicadas dentro de las distintas UTHs de forma equitativa según el tipo de vegetación, pendiente y severidad de incendio. Las coordenadas exactas de su localización se generaron de forma aleatoria utilizando el software ArcGIS, pero condicionado a criterios que les otorgaron independencia espacial a las parcelas, los cuales fueron: distancia mínima de 50 m entre parcelas y 15 m desde el borde de cada UTH, accesibilidad, según los caminos existentes y máximo de dos parcelas por UTH. Una vez realizado esto, se corroboró en terreno que las parcelas escogidas fueran representativas de cada UTH, en cuanto a pendiente, tipo de vegetación y grado de severidad del incendio principalmente. En los casos en que alguna de estas condiciones no se cumplía, se ubicó un nuevo punto representativo con ayuda de un Sistema de Posicionamiento Global (GPS).

Las parcelas fueron instaladas de forma rectangular abarcando un área de 12 m² cada una, (3 metros de ancho y 4 metros de largo). Estas fueron delimitadas con cinco estacas, una en cada vértice y una en el centro, lo cual se realizó con ayuda de una cinta métrica, un clinómetro y una brújula. Esta última se utilizó como guía para posicionar el lado más largo de la parcela (4 metros) de forma perpendicular al norte.

2. Muestreo de líquenes

Esta etapa corresponde exclusivamente al muestreo de líquenes, para el cual se utilizaron 30 parcelas (o puntos) de muestreo, las cuales se muestran en la Figura 2. Las coordenadas geográficas y la altitud de cada punto de muestreo aparecen en el Apéndice 2. Cabe destacar además, que el objetivo de este estudio no incluye la evaluación de la variable pendiente, pero si se tomó en consideración para la elección de las parcelas con el fin de que estas muestras resultaran lo más representativas del área de estudio.

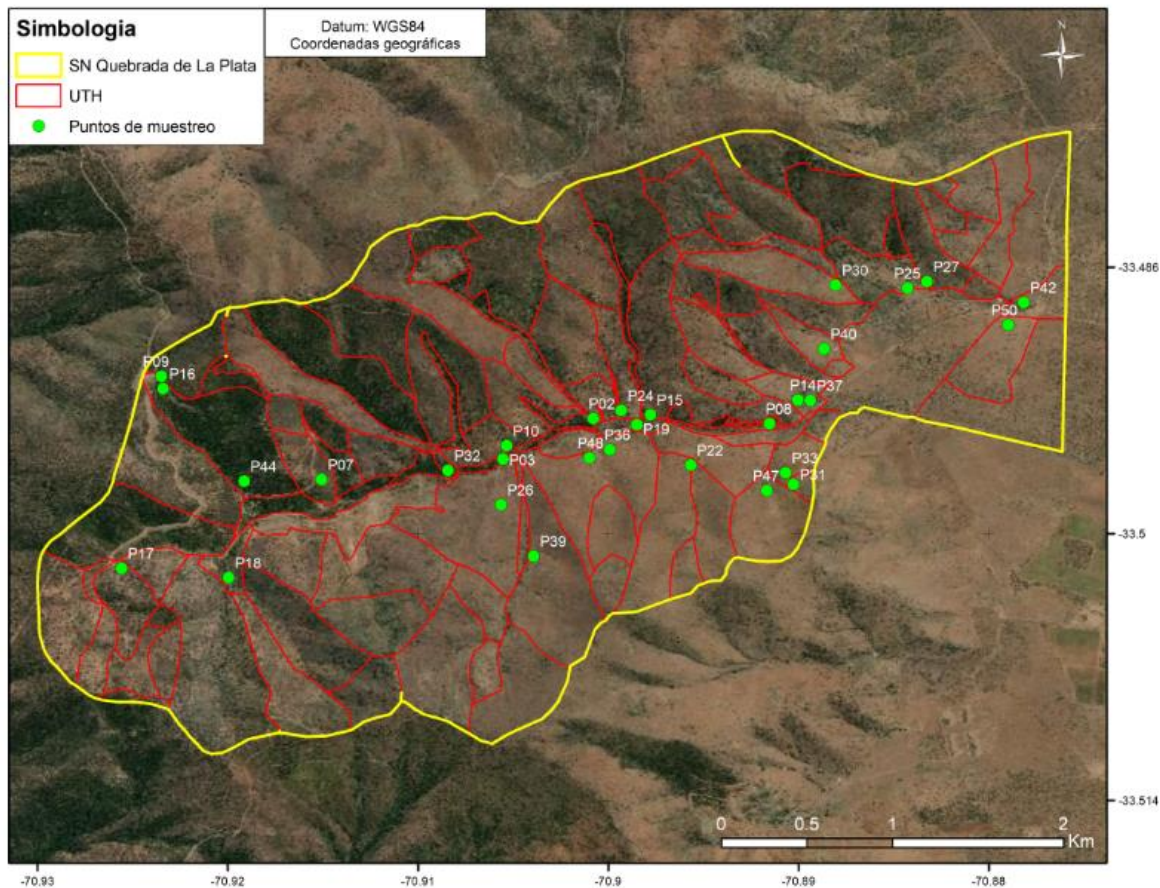


Figura 2. Ubicación de las 30 parcelas (Puntos de muestreo).

De aquí en adelante se les designará como “sitios” a la combinación de los distintos niveles de severidad con tipo de vegetación, y se utilizarán las siglas que se muestran en el Cuadro 1 según sea su combinación. Además, se les nombrará como “zonas” a las áreas con distintos niveles de severidad de incendio, independiente del tipo de vegetación, nombradas zonas No Quemadas (NQ), Severamente quemadas (S) y Levemente quemadas (L).

Cuadro 1. Definición de sitios* según nivel de severidad y tipo de vegetación.

Nivel de severidad	No Quemados (6 parcelas)	Levemente quemados (12)	Severamente quemados (12)
Tipo de vegetación			
Bosque (15)	NQB (3)	LB (6)	SB (6)
Matorral (15)	NQM (3)	LM (6)	SM (6)

(*) No Quemados Bosque (NQB), No Quemados Matorral (NQM), Levemente quemados Bosque (LB), Levemente quemados Matorral (LM), Severamente quemados Bosque (SB), Severamente quemados Matorral (SM).

El muestreo de líquenes se realizó a comienzos del año 2018, cuando había transcurrido poco más de una temporada del incendio. Los líquenes pueden ser muestreados en todas las épocas del año, ya que sus colores y formas no varían mayormente. En cada parcela se recolectaron muestras en terreno y se delimitaron y fotografiaron un total de cinco cuadrantes para cada una de ellas.

Muestras: Se realizaron un total de 10 terrenos al área de estudio, en los cuales se recolectaron muestras de cada una de las 30 parcelas y de sus alrededores (no más allá de 5 metros a la redonda desde sus límites). Estas muestras fueron colectadas desde sustratos vegetales (árboles y arbustos) y rocas con ayuda de un martillo y un cincel, sacando así cada muestra con una parte de su sustrato para distinguir sus hábitos y formas de crecimiento. Cabe señalar que no se colectaron individuos presentes dentro de los cuadrantes (de los cuales se hablará más adelante). Cada una de las muestras se guardó en sobres de papel rotulados, indicando el número de identificación de la muestra, la fecha de colección, el número de la parcela, y si correspondía a una muestra obtenida dentro (con una “D”), o fuera (“F”) de la parcela. Luego fueron llevadas a laboratorio donde Vargas R., especialista en líquenes, identificó cada una de las cerca de 900 muestras recolectadas. Una vez con esta información se generó una tabla llamada “Herbario” para evaluar la composición y la riqueza de las especies del Santuario, y también se utilizó dicha tabla para comparar la composición y la riqueza de las especies entre sitios y zonas. Estas comparaciones se realizaron exclusivamente con las especies de las muestras obtenidas dentro de las parcelas (las rotuladas con una “D”). La tabla Herbario se usó además como guía para el cálculo de la abundancia y diversidad de especies y para el listado florístico de la Quebrada de La Plata (Apéndice 3). En el Apéndice 4 se muestra una síntesis de la tabla Herbario, con los datos de las especies encontradas al interior de las parcelas (“D”), individualizadas según severidad de incendio y tipo de vegetación, y el Apéndice 5 muestra las especies que no se hallaron dentro de ninguna parcela, es decir, especies exclusivamente “F”.

Cuadrantes: En cada una de las parcelas se puso azarosamente dos cuadrantes en suelo y tres cuadrantes en el dosel de las especies leñosas como se puede ver en la Figura 3, por ende, cinco repeticiones por cada parcela (resultando 150 cuadrantes en total considerando la suma de todas las parcelas), con el fin de medir la abundancia y diversidad de las especies entre sitios y zonas.

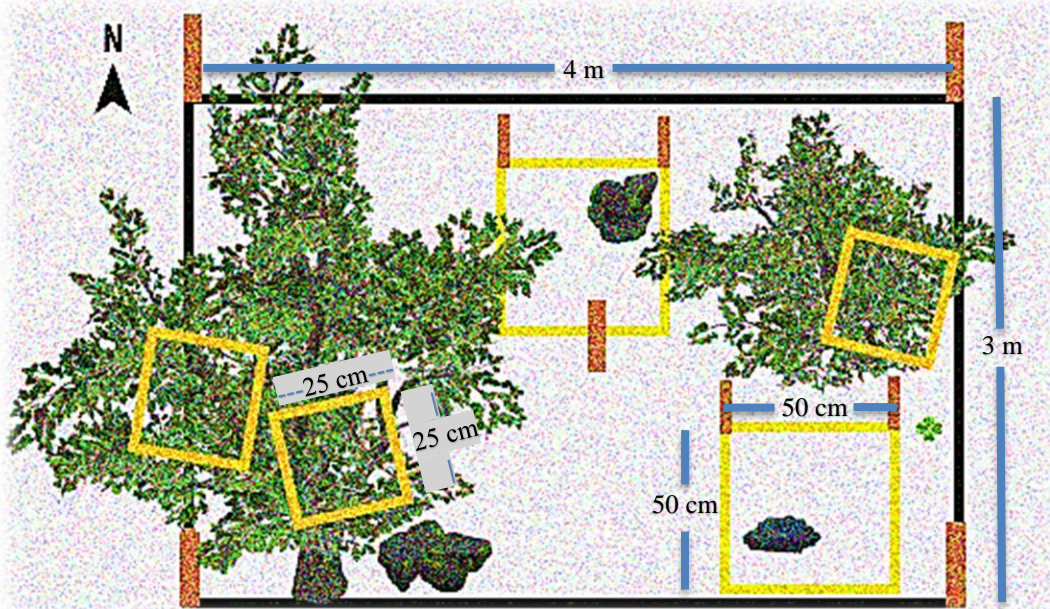


Figura 3. Prototipo de parcela (de 3x4 m), e implementación aleatoria de los tres cuadrantes sobre dosel (25x25 cm cada uno) y de los dos cuadrantes sobre suelo (50x50 cm).

Cuadrantes en suelo: Se delimitaron dos cuadrantes de 50 x 50 cm en el suelo, con la ayuda de una cinta métrica, una brújula y dos estacas (por cada cuadrante), estas últimas fueron posicionadas en los vértices de la arista que quedaba más cercana y perpendicular a la dirección Norte (Figura 3). Luego, se posicionó un semi cuadrante guiándose por dichas estacas (Figura 4). A continuación, se fotografiaron cada uno de los cuadrantes con una cámara de alta resolución, desde la altura necesaria para que el cuadrante quedase por completo dentro de la fotografía y del mayor tamaño posible (A), y luego se tomaron fotografías a menor distancia, para ver con más detalle las especies presentes (B).

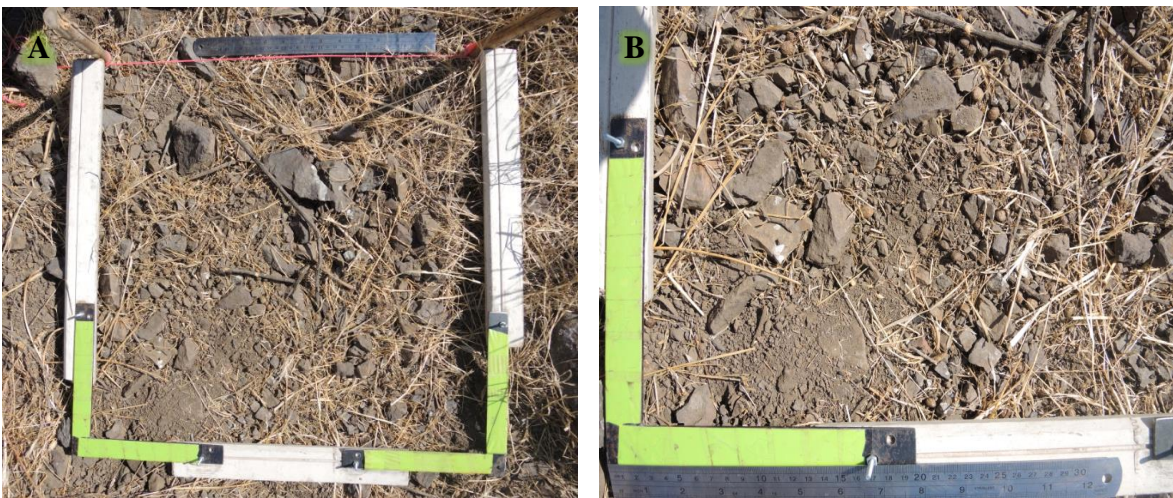


Figura 4. Implementación de cuadrante en suelo. Fotografía cuadrante completo (A) y fotografía en detalle (B). Fotografías: Carla González.

Cuadrantes en dosel: Se colocaron un total de tres cuadrantes de 25 x 25 cm sobre el dosel de los árboles, o en su defecto arbustos presentes en cada parcela. Al igual que para el muestreo de los líquenes sobre suelo, se fotografiaron los cuadrantes (Figura 5) desde lejos para obtener una imagen completa del cuadrante (A) y luego desde muy cerca (B) para un posterior análisis en detalle.



Figura 5. Implementación de cuadrante en dosel (Parcela número 42). Fotografía cuadrante completo (A) y fotografía en detalle (B). Fotografías: Carla González.

Tanto para los cuadrantes de suelo como para los de dosel, se hizo un análisis de las imágenes teniendo como guía la tabla “Herbario”. Hay que mencionar además que cada especie puede variar mucho en su morfología a lo largo de su crecimiento. No es extraño, por ejemplo, que una especie se parezca a otra en una etapa de su vida y luego a otra en una etapa distinta, con las que inclusive pueden ni siquiera compartir el mismo género. Como ocurre en el ejemplo que aparece en la Figura 6, en donde *Polycauliona candelaria* (L.) Frödén, Arup y Søchting (perteneciente al Género *Polycauliona*) se asemeja bastante a simple vista con *Candelaria concolor* (Dicks.) Arnold (Género *Candelaria*) y luego a *Teloschistes chrysophthalmus* (L.) Norman ex Tuck (Género *Teloschistes*).

Para hacer el análisis de las imágenes primero se escogió una parcela a analizar con sus respectivas fotografías de los cuadrantes (ejemplo: Figura 5). Luego se buscó en la tabla Herbario el listado de las especies presentes en la parcela y se identificaron y apartaron las muestras que contenían dichas especies (ejemplo Figura 6 A, B y C). Luego se observaron minuciosamente las especies de las fotografías y se compararon con las especies de las muestras apartadas. Una vez que se encontraba en las fotografías una especie similar a la de alguna muestra, se identificaba como tal (con el nombre de la especie rotulada en la muestra) y se le otorgaba un valor de cobertura respecto al área total de la imagen. Este método se repitió para cada una de las parcelas.

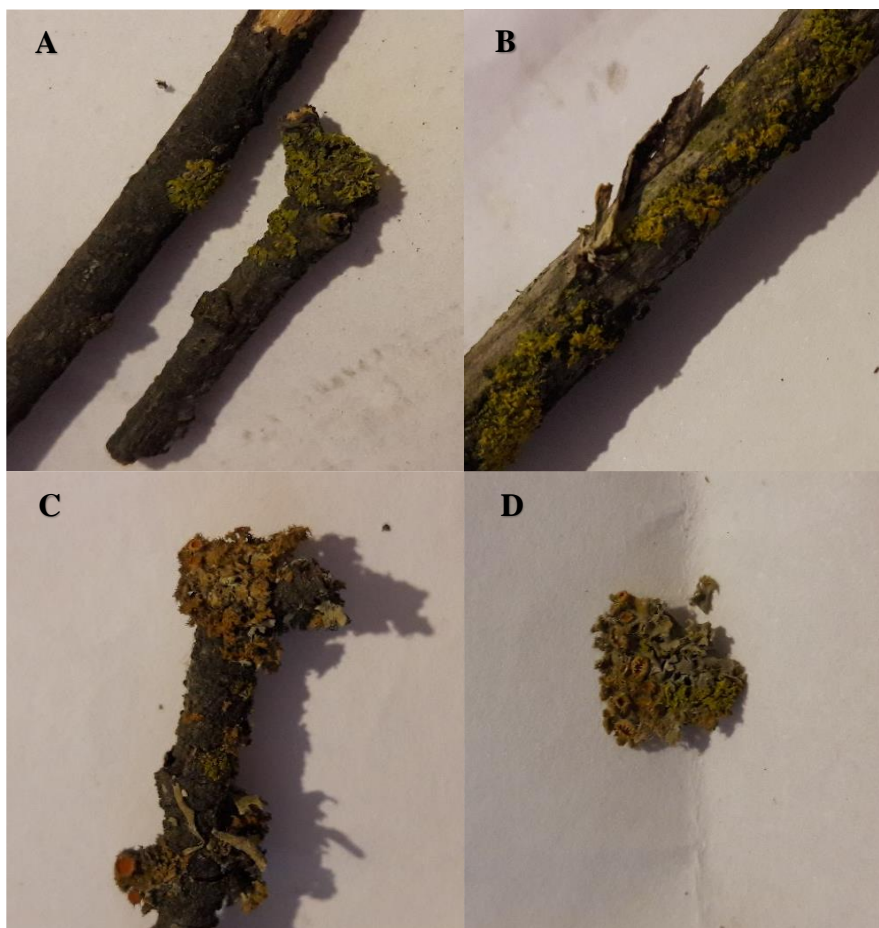


Figura 6. Muestras colectadas. A y C *Polyscaulina candelaria* (L.) Frödén, Arup y Sjøchting, B *Candelaria concolor* (Dicks.) Arnold y D *Teloschistes chrysophthalmus* (L.) Norman ex Tuck. Fotografías: Carla González.

3. Riqueza de especies

La riqueza de especies corresponde al número de especies de un área determinada (Smith y Smith, 2007). Para su cálculo se utilizó la información obtenida de las muestras colectadas en terreno. A modo de caracterización florística del Santuario, se calculó la riqueza por clase, orden y familia, tomando en consideración todas las especies identificadas (Apéndice 3). La riqueza por parcela se obtuvo del conteo del listado de especies presentes dentro de cada una de éstas (apéndice 4). Además, se calculó la riqueza promedio de las parcelas para cada sitio y zona.

4. Composición de especies

La composición específica corresponde al listado de especies presentes en un área definida (Smith y Smith, 2007). Es por esto que la composición de especies del SN Quebrada de La Plata se obtuvo con la identificación de las muestras colectadas en terreno (Apéndice 3).

Los líquenes pueden clasificarse de varias maneras, una de ellas es según sus formas de crecimientos, también llamadas formas biológicas o biotipos (Barreno y Pérez-Ortega, 2003), las cuales hacen referencia a la morfología de sus talos y la forma de adhesión a su sustrato (Figura 7), de acuerdo a lo cual existen tres tipos básicos: Foliosos o Foliáceos (A), con forma de hojas, lobulado y generalmente unido al sustrato de forma más laxa; Crustosos o Crustáceos (B), los cuales se distinguen por tener talos muy adheridos al sustrato; Fruticosos o Fruticulosos (C), que corresponden a los que crecen de formas erectas, péndulas o colgantes, generalmente ramificado y con forma de arbusto pequeño (Moreno *et al.*, 2007; Romero *et al.*, 2012). Cabe señalar que existen otros tipos adicionales, sin embargo, todos ellos pueden integrarse dentro de estos principales tipos de crecimiento. Por ejemplo, dentro del tipo de crecimiento crustoso es posible distinguir los subtipos: polvorientos, endolíticos, endofloeódicos, escamosos, etc. (Nash, 2008). Los líquenes también se pueden clasificar según su hábito de crecimiento, es decir, el tipo de sustrato sobre el cual crecen, de esta manera se les llama saxícolas si lo hacen sobre rocas y epífitos si es sobre plantas, entre otros (Romero *et al.*, 2012). Según esto se determinó la composición de líquenes según las categorías a las cuales pertenecían, en Foliáceos, Crustáceos, Fruticosos y en Saxícolas y Epífitos utilizando la totalidad de las especies encontradas para una descripción general de las especies del Santuario (Apéndices 3). Luego se utilizaron solo las especies encontradas al interior de las parcelas (Apéndice 4) para evaluar la composición (de las clasificaciones ya mencionadas) entre zonas.



Figura 7. Clasificación de líquenes según sus Biotipos: Folioso o Foliáceo (A), Crustoso o Crustáceo (B) y Fruticoso o Fruticuloso (C). Fotografías: Carla González.

Para analizar la similitud de la composición específica entre sitios, se realizó un análisis de agrupamiento con el software PAST (software libre) utilizando el índice de Jaccard (Ecuación 1), el cual sirve para expresar el grado en que dos comunidades son similares entre sí, según las especies presentes en ellas. En este caso se analizaron las especies que se encontraban dentro de las parcelas y no en sus alrededores (Apéndice 4). El intervalo del índice va de 0 (cuando no existen especies compartidas entre las comunidades) a 1 (cuando se tiene la misma composición de especies) (Reyes y Torres-Florez, 2009). De esta manera podemos utilizar este índice para conocer qué sitios son más similares entre sí según las especies de líquenes que los componen, es decir presencia/ausencia, y el porcentaje de similitud entre cada sitio. Esto se puede visualizar de mejor manera con el dendrograma de similitud que se puede derivar de este índice, el cual permite evidenciar cómo se forman los grupos o clusters generados, logrando evaluar su nivel de similitud (o distancia).

$$I_j = c/(a + b - c)$$

Ecuación 1.

Donde, a es el número de especies presentes en el sitio A, b es el número de especies presentes en el sitio B y c es el número de especies presentes en ambos sitios, A y B. I_j corresponde al índice de Jaccard.

5. Abundancia de especies

Para medir la abundancia de líquenes, lo más apropiado es evaluar según cobertura, es decir; porcentaje del área de estudio cubierta por líquenes (cobertura total) o por especie (cobertura específica), ya que en el caso de los líquenes en general es altamente complejo distinguir un individuo de otro como para hacerlo según el número de estos. El cálculo de la cobertura se hizo en base a las fotografías de los cuadrantes. Sobre estos cuadrantes se utilizó el método Braun-Blanquet (Mota *et al.*, 2004) modificado, es decir se trabajó con una escala de abundancia según el porcentaje de cobertura de cada especie (Cuadro 2). Para el tratamiento estadístico de los datos se tomó el porcentaje promedio de cobertura de los rangos de cada categoría, y el valor 1% para las especies que presentaron un porcentaje demasiado bajo.

Cuadro 2. Escala de abundancia-dominancia modificada de Braun-Blanquet.

Índice	Porcentaje de Cobertura	Porcentaje Promedio de cobertura
1	20	10
2	20 a < 40	30
3	40 a < 60	50
4	60 a < 80	70
5	80 a 100	90
+	1 o 2 pequeñas colonias	1

Como se mencionó anteriormente, de cada parcela resultaron cinco cuadrantes, es decir, cinco distintos valores de cobertura por cada parcela para cada especie presente en ella, dicha información se registró en la tabla llamada "Cobertura". A modo de ejemplo, en el Apéndice 6 se observa un extracto de la tabla Cobertura (solo de las zonas No Quemadas), donde se aprecian los porcentajes promedio de cobertura de los cuadrantes de cada una de las parcelas. Las letras A y B corresponden a los cuadrantes de suelo y los números romanos I, II, III a los cuadrantes de dosel. Posteriormente se promediaron estos cinco valores, lo que resultó en un listado de un valor de cobertura para cada especie de cada parcela. Además, se calculó la cobertura específica para cada especie del Santuario, lo cual se logró promediando los valores de cobertura de todas las parcelas por especie. En el Apéndice 7 se pueden ver dichas coberturas, tanto a nivel de parcelas (diferenciadas según severidad de incendio y tipo de vegetación) como a nivel del SN Quebrada de La Plata.

Con los valores de las coberturas específicas a nivel del Santuario se calculó y creó un gráfico de abundancia relativa, esta se refiere a la proporción que representan los individuos de una especie en particular respecto a la proporción de todos los individuos de la comunidad. También se calculó la frecuencia relativa, la que corresponde a la cantidad de veces que se repite una especie con respecto al total de repeticiones de todas las especies de la comunidad. Cabe mencionar que las repeticiones corresponden al número de cuadrantes donde se encontró cada especie. Luego se calculó y representó la cobertura específica y la abundancia y frecuencia relativas de las especies por zona.

Se calcularon además las coberturas específicas por sitio. Luego, se compararon los distintos sitios entre sí empleando el Índice de similitud de Bray Curtis (Ecuación 2), el cual se considera como una medida de la diferencia entre las abundancias de cada especie presente en un determinado lugar.

$$D_{A-B} = \sum (x_{A_i} - x_{B_i}) / \sum (x_{A_i} + x_{B_i})$$

Ecuación 2.

Donde x_{A_i} corresponde a la abundancia de especie i en el sitio A, mientras que x_{B_i} es la abundancia de la especie i en el sitio B. D_{A-B} corresponde al índice de Bray-Curtis. Con este índice también se generó un dendrograma de similitud. Se calculó además la abundancia total por parcela, por sitios y zona, sumando las coberturas específicas, por parcela, sitio o zona respectivamente. Finalmente, y de forma adicional, se realizó un análisis de correlación de las 30 parcelas entre las variables abundancia y riqueza.

6. Diversidad de especies

La diversidad de especies corresponde a la variedad dentro de una comunidad, lo que se representa a través de la sinergia entre el número de especies y su abundancia relativa (Mendoza, 2013). Numerosos índices han sido propuestos, los cuales combinan la riqueza de especies y abundancia, para generar lo que es llamado índice de diversidad. Uno de los índices más utilizados en el campo de la ecología hasta la actualidad, corresponde al índice de Shannon-Wiener (H') (González-Ortega, 2012). El índice de Shannon-Wiener expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de la muestra, asumiendo que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies estén representadas en la muestra. De esta forma, el índice obtendrá un mayor valor cuando todas las especies estén distribuidas de manera uniforme. En la Ecuación 4 se presenta la fórmula asociada al índice de Shannon-Wiener (Mejia *et al.*, 2007; Zarco-Espinosa *et al.*, 2010).

$$H' = - \sum P_i \times \ln(P_i)$$

Ecuación 4.

En donde, P_i corresponde a la abundancia relativa de cada especie i , mientras que H' es el índice de Shannon-Wiener. Este índice se calculó en el programa PAST (Apéndice 8) con los datos de la tabla Cobertura (Apéndice 7), en donde es necesario disponer como datos de entrada los valores de riqueza y de abundancia (cobertura total) por parcela. Luego, para evaluar la diversidad por sitio, se calculó el promedio de este índice, ya que se determinó como una mejor métrica ante la situación de existir un mayor número de mediciones (parcelas) en los sitios levemente quemados y severamente quemados que en no quemado.

7. Análisis estadístico

Se calcularon los promedios de la abundancia y la riqueza de especies por sitios y zonas y se realizaron gráficos para su mejor comprensión. Con el objetivo de analizar estadísticamente la riqueza, cobertura y diversidad, se realizaron tests para comprobar la semejanza de los valores de cada una de estas variables, según las distintas clases de severidad (Leve, No Quemado y Severo), tipos de vegetación (Bosque y Matorral) y sitios (combinación de severidad y tipo de vegetación). Para el presente estudio, la riqueza, la abundancia y la diversidad corresponderán a nuestras variables dependientes y la severidad de incendio, el tipo de vegetación y la combinación de ambas (sitios) a las variables independientes.

Para saber qué tipo de test utilizar (paramétrico o no paramétrico) se analizaron los supuestos de normalidad y de homocedasticidad. El primer supuesto se evaluó con el test de Shapiro y para evaluar la homocedasticidad se utilizó el test de Levene. Para los casos donde se cumplió con la normalidad se optó por el test ANOVA y en los casos donde no se cumplió con dicho supuesto se utilizó el test no paramétrico Kruskal-Wallis. Estos tests indican que se aprueba la hipótesis alternativa (H_a), si el p -value es menor a 0,05, y por ende se rechaza la hipótesis nula (H_0). Para este estudio la H_0 señala que no existe diferencia en la riqueza, abundancia y diversidad entre los distintos tratamientos según severidad de incendio, tipos de vegetación y sitios. La H_a , por el contrario, representa que si existe una diferencia en al menos alguno de los tratamientos. Posteriormente se realizó una comparación post-hoc para determinar que grupos eran similares entre sí, para lo cual se utilizaron los tests de Tukey-Kramer y Mann-Whitney para los casos en que se trabajó con ANOVA y Kruskal-Wallis respectivamente, dos grupos son diferentes entre sí al mostrar un p -value menor a 0,05.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1. Riqueza de especies

Riqueza de especies de líquenes del SN Quebrada de La Plata

Se encontraron un total de 100 especies de líquenes para las 30 parcelas muestreadas (dentro y fuera), provenientes de 51 géneros, 21 familias, 13 órdenes y 4 clases. Parmeliaceae fue la familia que presentó la mayor riqueza de géneros (12) y de especies (21), mientras que la clase y el orden con mayor número de representantes fueron Lecanoromycetes y Lecanorales con 85 y 38 especies cada uno respectivamente (Apéndice 9). Cabe mencionar que dichos valores de riqueza son muy superiores con respecto a otros estudios realizados también en el SN Quebrada de La Plata, como el listado florístico de Schlegel (1963), en el cual, se registró un total de 17 especies, provenientes de 10 familias y cinco órdenes, o del estudio realizado por Riquelme (2008) en donde tan sólo se encontraron 4 especies, sin embargo, este último solo evaluaba especies liquénicas presentes en comunidades de *Cryptocarya alba* (Mol.) Looser (Peumo). Un valor tan distante y superior entrega un mayor valor ecológico al área de estudio, ya que suma biodiversidad antes desconocida.

Comparación entre sitios y zonas

Dado que los datos presentaban falta de normalidad, se empleó el test de Kruskal-Wallis. Los resultados obtenidos nos indican que, si existen diferencias significativas según los distintos niveles de severidad y los distintos sitios (combinación severidad/vegetación), pero no es así al considerar sólo los tipos de vegetación.

Como tendencia general, se encontró que la riqueza media de especies fue mayor en el sitio NQM ($21 \pm 1,8$ especies), comparado con los sitios NQB (14 ± 1 especies) y LB ($13 \pm 2,7$ especies). Sin embargo, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre dichos sitios (Figura 8). Por el contrario, el sitio LM presentó el menor valor de riqueza, con tan solo $1 \pm 0,4$ especies, siendo incluso menor que el de los sitios severamente quemados, SM y SB con $4 \pm 1,6$ y $3 \pm 1,2$ especies respectivamente, aun así, estos tres sitios resultaron ser estadísticamente iguales. En la Figura 8 se puede apreciar que los sitios NQB, NQM y LB presentan diferencias estadísticamente significativas con los sitios LM, SB y SM. Tomando en cuenta que la variable vegetación no influye en la variable riqueza, se esperaría que no hubiesen diferencias significativas entre los valores de LB y LM, contrario a lo que se presenta en la Figura 8. Además, según lo que se puede observar en los sitios no quemados y severos, se da una tendencia a que los sitios de matorral tengan una mayor riqueza que los de bosque, situación que no se cumple en los sitios levemente quemados, en donde esta relación es inversa. Además, se puede observar que el sitio LB presenta el mayor error estándar, mientras que los demás sitios tienden a una baja variación. Por otra parte, la riqueza de especies de cada parcela se puede apreciar en la fila "Riqueza por Parcela" del Apéndice 4.

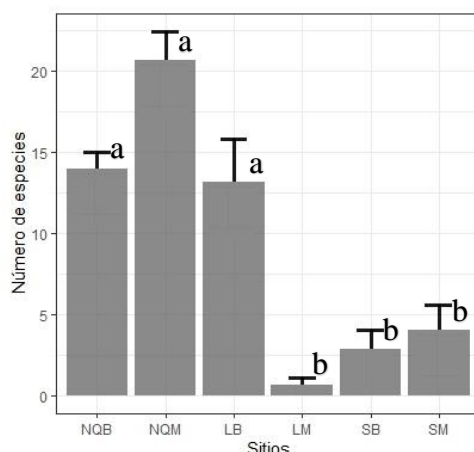


Figura 8. Riqueza (número de especies) promedio por sitio*. Columnas con la misma letra indican diferencias no significativas de acuerdo con el test de Mann-Whitney ($p \leq 0,05$).

(*) No Quemados Bosque (NQB), No Quemados Matorral (NQM), Levemente quemados Bosque (LB), Levemente quemados Matorral (LM), Severamente quemados Bosque (SB), Severamente quemados Matorral (SM).

En la Figura 9 se pueden ver las diferencias significativas según el nivel de severidad de incendio, representados por los grupos “a” y “b”, lo cual indica que las zonas L y S (grupo “b”) son estadísticamente iguales entre sí, pero son significativamente distintas a NQ. En las zonas NQ la riqueza promedio fue de $17 \pm 1,7$ especies, en Levemente quemadas de $7 \pm 2,3$ especies, y en Severamente quemadas de 3 ± 1 especies. Como era de esperarse, la riqueza promedio disminuyó de forma importante a medida que aumentaba la severidad de incendio, lo cual demuestra el impacto que genera este tipo de perturbación, sobre la riqueza de líquenes. Por otra parte, y siguiendo con la misma tendencia, en las zonas NQ la riqueza total fue de 49 especies y en las L y S fue de 43 y 23 especies, respectivamente, estos valores se pueden extraer del apéndice 4.

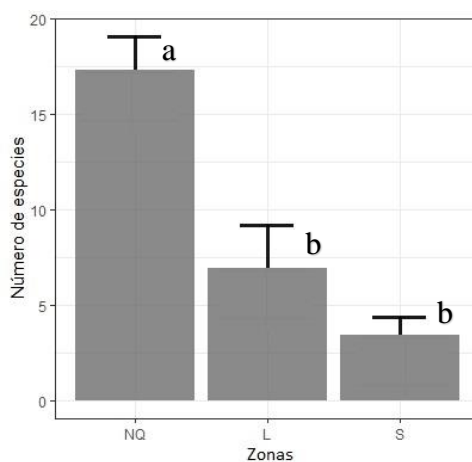


Figura 9. Riqueza promedio por zonas*. Columnas con la misma letra indican diferencias no significativas de acuerdo con el test de Mann-Whitney ($p \leq 0,05$).

(*) No Quemadas (NQ), Levemente quemadas (L), Severamente quemadas (S).

2. Composición de especies

Composición de líquenes del SN Quebrada de La Plata

El SN Quebrada de La Plata está compuesto por las especies de líquenes que aparecen en el Apéndice 3. Por otra parte, se puede observar en la Figura 10-A que la comunidad está compuesta en su mayoría por especies del biotipo crustáceo, con una cantidad de 58 especies, luego le sigue el biotipo foliáceo con 35 especies y finalmente el fruticuloso con 7 especies. Cabe mencionar que hay especies como *Polycauliona candelaria* y *Polycauliona polycarpa* que presentan un crecimiento foliáceo y fruticuloso, sin embargo, en estos casos solo se consideró la forma más típica en la que se encontraba cada especie en el Santuario.

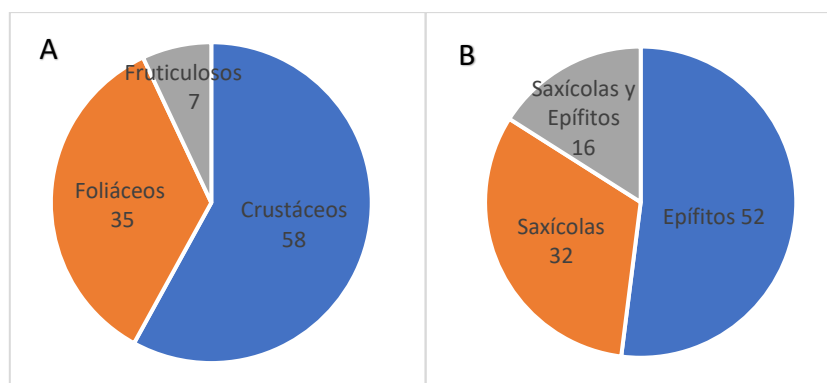


Figura 10. Composición de especies de líquenes según biotipo (A) y según tipo de sustrato sobre el cual crecen (B). Valores obtenidos del total de especies encontradas en el SN Quebrada de La Plata (100 especies).

Por otra parte, la Figura 10-B muestra la composición de líquenes según su hábito de crecimiento. Del total de especies encontradas en el Santuario, 52 corresponden exclusivamente a epífitas, 32 exclusivamente a saxícolas y 16 a ambas clasificaciones (crecen tanto en roca como sobre árboles).

En la Figura 11 se muestran los porcentajes de cada biotipo, considerando de manera independiente, especies epífitas (A) y saxícolas (B). Cabe mencionar que se incluyeron en los dos gráficos las especies que habitaban en ambos sustratos. Se observa que para las especies epífitas el biotipo predominante es el crustoso con un 46%, luego le sigue el foliáceo con un 44% y finalmente el fruticuloso con un 10%. Estos resultados son bastante similares a los obtenidos en el trabajo de Fos *et al.* (2001), en donde se evaluó (entre otros) la composición de especies epífitas (específicamente sobre *Quercus suber L.*) en una zona de clima mediterráneo y en donde habían ocurrido incendios hace 7 y 14 años. En dicho trabajo la composición de líquenes foliáceos fue de 45%, de crustáceos un 45% y un 10% para fruticulosos. En el presente trabajo, dentro de las especies saxícolas no se encontró el biotipo fruticuloso, mientras que el porcentaje de los crustosos fue considerablemente mayor (75%) y el de los foliosos menor (25%), es decir que, en sustrato rocoso, las especies predominantes fueron aquellas que tienen crecimiento crustoso. No se encontraron

antecedentes sobre la proporción de cada biotipo en particular para especies saxícolas, sin embargo, las distintas adaptaciones de las especies influyen en la colonización de cada tipo de sustrato. Por ejemplo, mecanismos para lograr adherirse a la roca, obtener nutrientes de ésta y lograr absorber y retener agua, son la primera barrera para lograr colonizar este tipo de sustrato, siendo los líquenes crustosos los mejor adaptados para ello, lo cual puede explicar la mayor proporción de especies crustosas sobre roca (Gamboa *et al.*, 2017; Grassi, 1949).

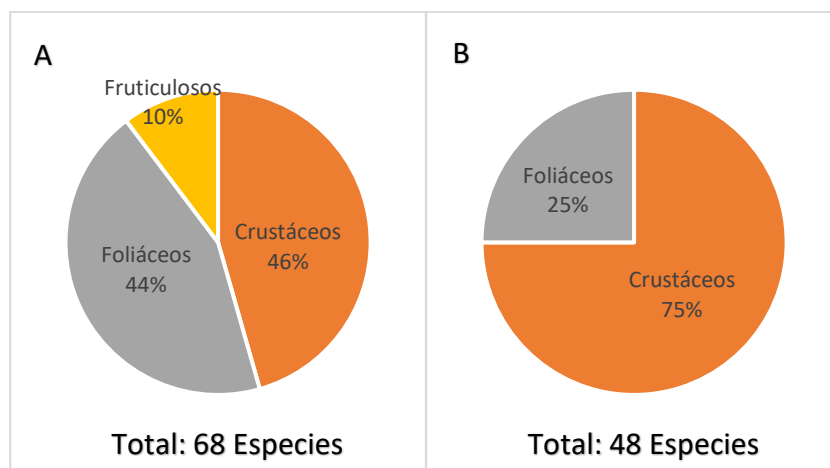


Figura 11. Composición de especies de líquenes según su Biotipo, para especies Epífitas (A) y para especies de hábitos Saxícolas (B). En los dos gráficos se incluyeron las 16 especies presentes en ambos tipos de sustratos. Cantidades expresadas de forma porcentual. Valores obtenidos del total de especies encontradas en el SN Quebrada de La Plata (100 especies).

Comparación entre sitios y zonas

Para comparar la composición entre zonas se utilizaron las especies del Apéndice 4, elaborándose gráficos para cada nivel de severidad. La composición de especies, por zonas según el sustrato sobre el cual crecen se presenta en la Figura 12. En ésta se puede observar que las tres zonas están compuestas por un mayor número de especies epífitas. Además, se puede apreciar que la proporción de especies epífitas disminuye en las zonas S en comparación a las zonas NQ de un 55% a un 48%, pero al comparar NQ con L se ve una relación inversa a lo antes señalado. De esto último se podría deducir que un incendio leve afectaría más a las especies saxícolas y que no afectaría a las especies epífitas, sin embargo, estos resultados se obtuvieron de los mismos datos con los que se analizó la riqueza, los cuales arrojaron valores dudosos para las zonas L. Por esto se asumirá que solo la relación entre NQ y S es correcta, es decir, las especies epífitas tienden a ser más afectadas por los incendios, al menos cuando estos son severos, que las especies saxícolas. Al comparar NQ con S, las epífitas disminuyen de 27 a 11 especies, lo que equivale a una disminución del 59,3%, las saxícolas un 46,2%, y las que crecen en ambos sustratos se redujeron en un 44,4%, lo que demuestra que las especies epífitas son bastante afectadas por incendios severos y en mayor medida que las saxícolas. Estos resultados concuerdan con lo

mencionado por Romagni y Gries (2000) quienes indican que los líquenes, especialmente los epífitos, son conocidos por ser generalmente sensibles a incendios, señalando incluso que son propensos a ser completamente afectados en incendios de alta severidad.

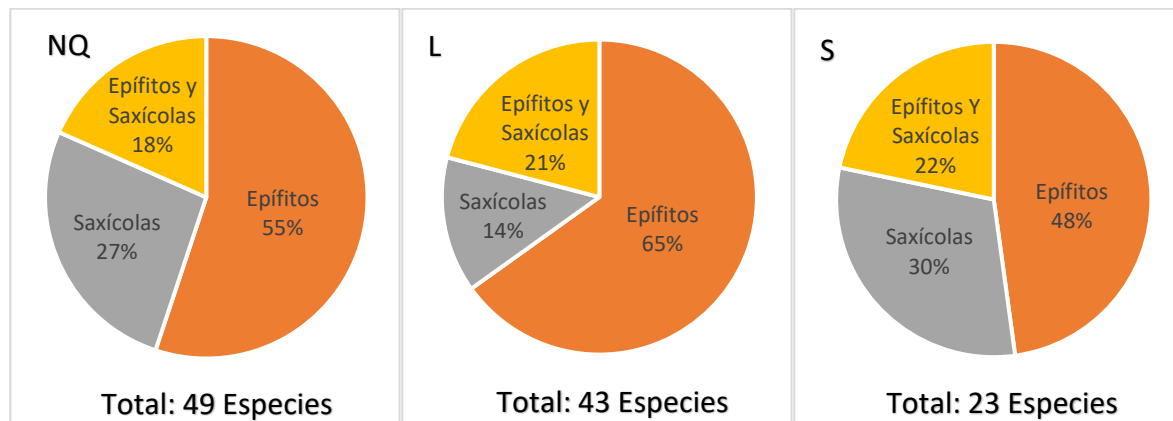


Figura 12. Composición de especies por zonas* según su hábito de crecimiento (sustrato sobre el cual crecen). Cantidades expresadas de forma porcentual, obtenidas solo con las especies encontradas dentro de las parcelas. Bajo cada gráfico aparece además el número total de especies por zona.

(*) No Quemadas (NQ), Levemente quemadas (L), Severamente quemadas(S).

En la Figura 13 se observa la composición de especies según su biotipo, para cada zona. Se puede observar aquí que el biotipo que se ve menos afectado por el incendio es el foliáceo, ya que aumenta la composición de especies de biotipo folioso desde un 43% en NQ a un 52% en S. Esto incluso a pesar de perder un 42,9% de especies (de 21 a 12 especies), ya que esta pérdida es notoriamente inferior en comparación a la pérdida de especies crustosas, que se reducen en un 56,5% (de 23 a 10 especies), más aún en relación a líquenes fruticulosos, los cuales presentan una disminución del 80% (de 5 a 1 especies).

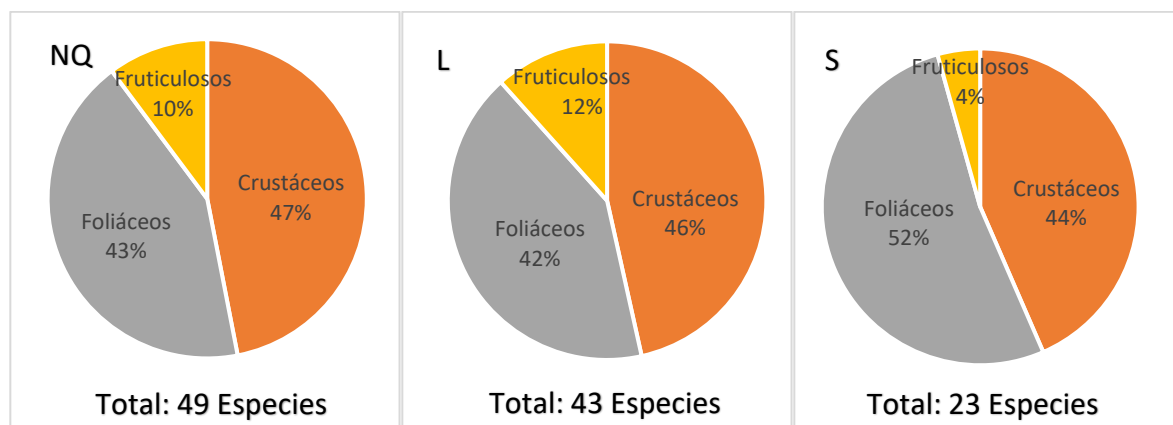


Figura 13. Composición de especies por zona*, según su biotipo (forma de crecimiento). Bajo cada gráfico aparece además el número total de especies por cada zona.

(*) No Quemadas (NQ), Levemente quemadas (L), Severamente quemadas(S).

Como se había mencionado anteriormente, los líquenes de roca son en su mayoría crustáceos. Por otra parte, ya se analizó que las especies epífitas son más afectadas por los incendios severos que las saxícolas. Entonces, tenemos por una parte que la roca aporta un número considerablemente mayor de especies crustosas, y que, al mismo tiempo, al estar creciendo sobre roca, este número no se ve tan afectado como el de las especies epífitas. Esto se corrobora, ya que no se encontraron líquenes fruticulosos en roca, además, solo en las zonas No Quemadas se encontraron especies de biotipo folioso sobre roca (dos especies), por ende las rocas en zonas Levemente quemadas y Severamente quemadas quedan compuestas en su totalidad por especies crustosas. Debido a esto, se quiso analizar la composición de los biotipos, pero excluyendo las especies saxícolas. Para esto se crearon los gráficos que aparecen en la Figura 14, donde se ve la composición de los distintos biotipos, pero solo de especies epifitas (no exclusivas). De esta forma, podemos comprobar lo expuesto en un estudio de especies epífitas realizado por Lohmus *et al.* (2018) en donde se menciona una posible sensibilidad mayor al fuego de los microlíquenes, como son denominados generalmente los líquenes crustáceos (CONAMA, 2006). Los biotipos crustáceos disminuyeron de 12 a 3 especies desde zonas NQ a S, lo que corresponde a una reducción del 75%, los fruticulosos de 5 a 1, disminuyendo así un 80% y los foliáceos de 19 a 12 (36,8%). Esto comprueba entonces lo expuesto por Lohmus *et al.* (2018) con respecto a la sensibilidad ante incendios de los líquenes crustosos y se agregan además los fruticulosos. Las especies más resistentes al fuego son las de biotipo foliáceo, por ende, estas últimas terminan aumentando su proporción en la composición de las zonas Severamente quemadas con relación a las zonas No Quemadas. En la Figura 14 se puede ver como la composición de líquenes foliosos aumentó desde las zonas NQ a S, mientras que los crustáceos y los fruticulosos disminuyeron. También se puede observar cómo al no tomar en cuenta las especies exclusivamente saxícolas, la reducción de especies de líquenes crustáceos (o microlíquenes) es claramente más notoria que cuando sí se incluían (Figura 13).

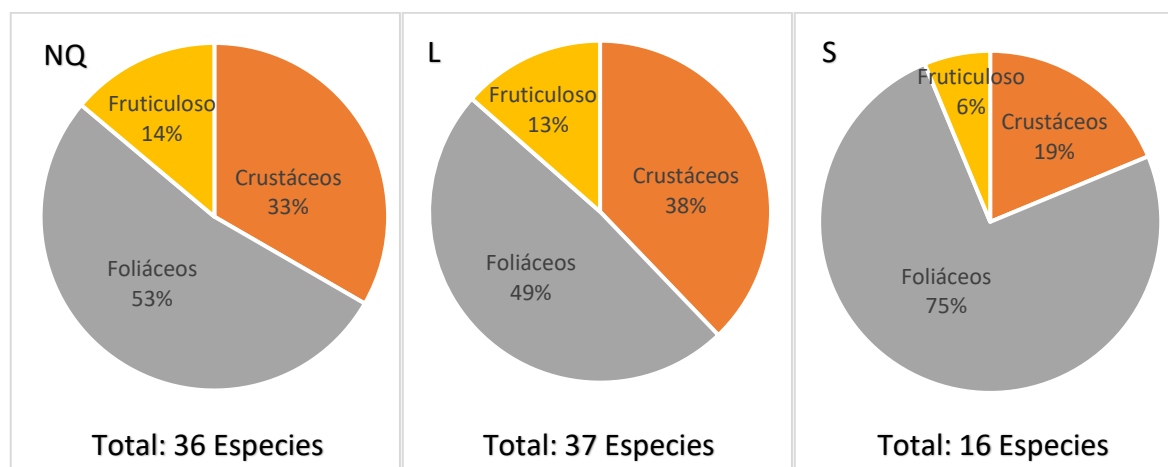


Figura 14. Composición de especies epífitas por zona*, según su biotipo. Bajo cada gráfico aparece además el número total de especies por cada zona.

(*) No Quemadas (NQ), Levemente quemadas (L), Severamente quemadas(S).

Del dendrograma creado con Jaccard (Figura 15) se puede ver que los sitios que comparten una mayor cantidad de especies comunes entre sí corresponden a NQB y LB con un porcentaje de similitud sobre el 52%. El siguiente sitio que tiene una relación más cercana a los dos anteriores es el NQM con un porcentaje de similitud cercano al 41%, luego viene SM con un porcentaje cercano al 32%, en tanto SB un poco menor (25%) y finalmente el sitio con menor similitud con respecto a los demás corresponde a LM con un porcentaje de similitud con respecto a los demás del 9%. En el Apéndice 10 se puede ver el porcentaje de similitud obtenido con Jaccard entre los pares de sitios. Finalmente, en el Apéndice 4 es posible visualizar las especies que comparten entre sí los distintos sitios, solo tomando en cuenta la presencia o ausencia de especies por sitio, sin importar en cuantas parcelas del mismo sitio se encontró cada especie.

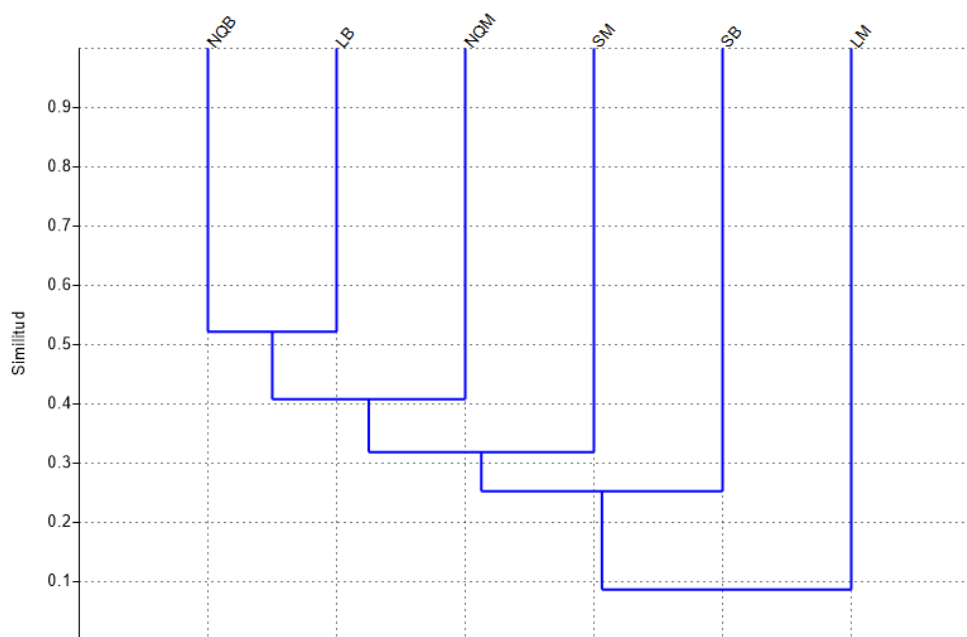


Figura 15. Dendrograma de similitud entre sitios* según composición específica, creado a partir del índice de Jaccard.

(*) No Quemados Bosque (NQB), Levemente quemados Bosque (LB), No Quemados Matorral (NQM), Severamente quemados Matorral (SM), Severamente quemados Bosque (SB), Levemente quemados Matorral (LM).

3. Abundancia de especies

Abundancia de especies de líquenes presentes en el SN Quebrada de La Plata

Las especies que presentaron una mayor cobertura específica fueron *Candelaria concolor* con un 3,7%, luego *Rinodina pyrina* con 1,8%, *Ramalina striatula* con 1,7%, *Punctelia subrudecta* con 1,1% y *Chrysothrix pavonii* con 1,1%, esto valores se puede visualizar en la última columna del Apéndice 7 llamada “Cobertura específica”.

La especie con mayor cobertura relativa fue *Candelaria concolor* con 14,4%, luego le siguen *Rinodina pyrina* con 6,3%, *Ramalina striatula* con 6%, y *Chrysothrix pavonii*, *Flavoparmelia caperata* y *Punctelia subrudecta* con 4,2% (Figura 16). Los resultados de la frecuencia relativa (no mostrados) arrojaron valores muy similares.

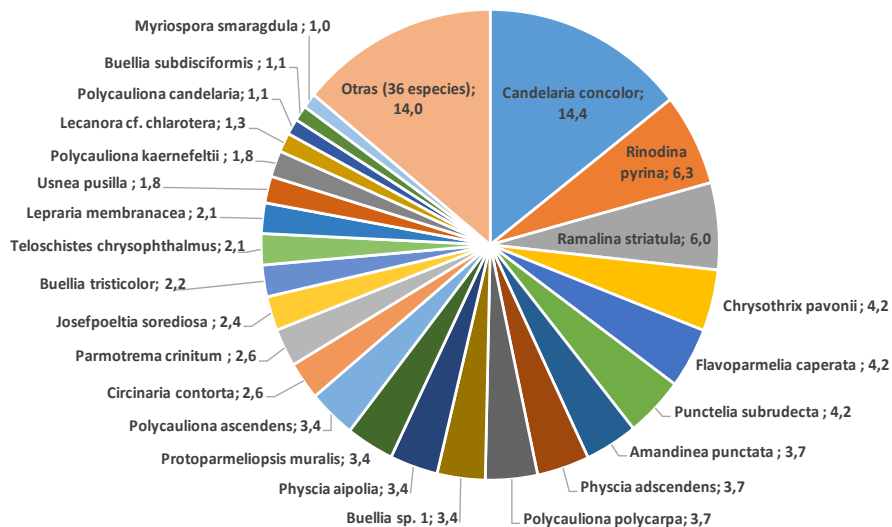


Figura 16. Abundancia relativa de las especies encontradas en el SN, expresada en porcentaje de cobertura.

Comparación entre sitios y zonas

En el Apéndice 11 se muestra la cobertura específica según el nivel de severidad de incendio. En ella se ve como algunas especies tales como *Candelaria concolor*, *Physcia adscendens*, *Physcia aipolia*, *Polycauliona ascendens*, *Ramalina Striatula* y *Teloschistes chrisophthalmus*, reducen notoriamente su porcentaje de cobertura en la medida que aumenta el nivel de severidad. También podemos observar especies que desaparecen en las zonas Severamente quemadas, como es el caso de *Amandinea punctata*, *Lecanora cf. chlarotera*, *Lecidella elaeochroma*; en estos casos también se verificó con la tabla Herbario que las especies se hubiesen colectado en dos o más puntos de muestreo y que no estuviesen presentes en las parcelas de las zonas Severas. En los casos más extremos se observan especies más sensibles que las demás, las cuales desaparecen en el mínimo nivel de severidad (Leve), como *Bulbothrix goebelii*, *Hypotrachyna sp.*, *Lepraria membranacea* y *Physcia caesia*. Esto también se verificó con ayuda de la tabla Herbario, para comprobar que tampoco existiera la presencia de estas especies en las zonas que presentarían algún nivel de severidad de incendio, ya fuese Levemente quemado o Severamente quemado, y además se verificó que dichas especies aparecieran en al menos dos parcelas. En el otro extremo tenemos casos como *Rinodina pyrina*, *Polycauliona polycarpa*, *Buellia tricolor* y *Acarospora xanthopana* que parecieran no ser afectados en lo más mínimo por el fuego, independientemente de su grado de severidad.

Con respecto a la abundancia relativa, en la Figura 17 se ve como, para las zonas NQ, *Candelaria concolor* es la especie con mayor cobertura relativa, con un porcentaje de 14,4%, luego le siguen *Ramalina striatula* con 7,1%, *Punctelia subrudecta* con 5,4%, *Parmotrema crinitum* con 5%, *Chrysothrix pavonii* con 4,5%, *Lepraria membranacea* con 4,4% y *Physcia adscendens* con 4%. La especie con mayor cobertura relativa en las zonas L también fue *Candelaria concolor* con un 14,6%, luego *Ramalina striatula* con 6,9%, *Amandinea punctata* con 6,7%, *Flavoparmelia caperata* con 6%, *Chrysothrix pavonii* con 5,6% y *Rinodina pyrina* y *Josefpoeltia solediosa* ambas con 5,3%. En el caso de las zonas Severamente quemadas esto cambia drásticamente siendo *Rinodina pyrina* y *Polycauliona polycarpa* las especies con mayor cobertura relativa, con un 24% y 13,7% respectivamente, siendo desplazada al tercer lugar *Candelaria concolor* con una cobertura del 12,1%, y haciéndose más notoria la presencia de otras especies no mencionadas en este acápite como *Circinaria contorta* con un 7,8%, *Protoparmeliopsis muralis* con un 6,1% y *Acarospora xanthophana* con un 5,9%. Este aumento para las especies nombradas en Severo solo demuestra que la cobertura específica de las demás especies disminuye, y como se había mencionado anteriormente, justamente *Rinodina pyrina* y *Polycauliona polycarpa* no son afectadas por el fuego manteniendo su cobertura específica prácticamente intacta, lo cual genera un aumento de la cobertura relativa. También se puede observar que *Ramalina striatula* fue abundante en zonas NQ y L pero no en zonas S, lo que concuerda, ya que es un líquen fruticuloso, biotipo altamente sensible a incendios severos. Los resultados de la frecuencia relativa (no mostrados) fueron bastante similares, pero en zonas S *Candelaria concolor* fue mínimamente superior a *Polycauliona polycarpa*. En términos generales los datos muestran una significativa abundancia de *Candelaria concolor* y un dato no menor, la resistencia al fuego de especies como *Rinodina pyrina* y *Polycauliona polycarpa*. De los resultados ya mencionados, se puede desprender entonces que, algunos indicadores de incendios severos (al menos recientes) podrían ser: una abundancia de *Rinodina pyrina* muy superior a las demás especies; porcentajes de coberturas importantes de *Polycauliona polycarpa* y posiblemente parecidos a los de *Candelaria concolor*; y casi una ausencia de especies generalmente abundantes como *Ramalina striatula* y *Chrysothrix pavonii*.

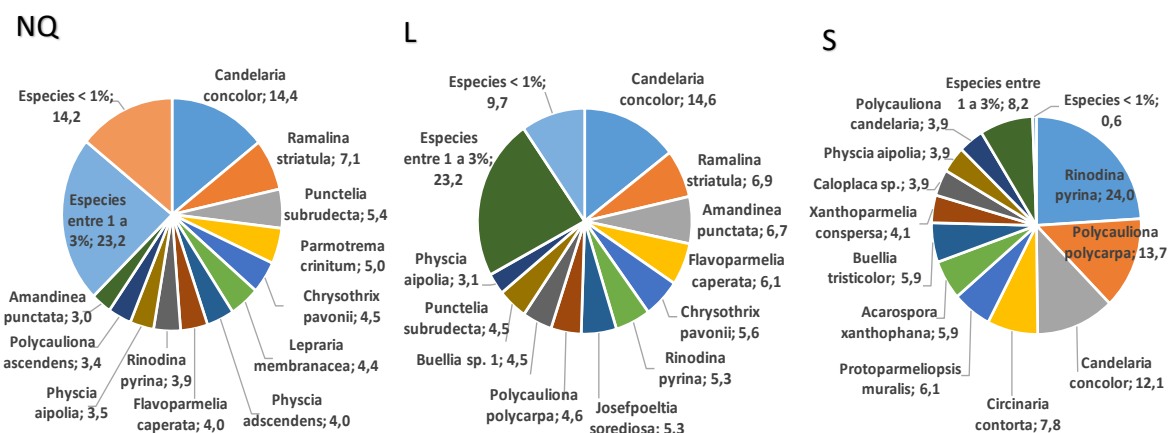


Figura 17. Abundancia relativa de especies por zona* expresada en porcentaje de cobertura. (*) No Quemadas (NQ), Levemente quemadas(L), Severamente quemadas(S).

Candelaria concolor ha sido descrita como una especie de distribución cosmopolita, extremadamente común y abundante, con una gran capacidad para reproducirse de forma vegetativa (reproducción clonal), y sus poblaciones crecen generalmente en zonas donde escurre agua (microtopografías del sustrato, cerca de desagües de agua lluvia, etc.). Dichos factores favorecen su dispersión y colonización. Además, esta especie resiste la contaminación ambiental de carácter urbano (Vargas *et al.*, 2017). Asimismo, Fos *et al.* (2001) mencionan que “la sucesión secundaria está dominada por especies de amplia tolerancia ecológica que poseen estructuras de multiplicación vegetativa”. Se puede deducir entonces que, los microclimas más secos producto del incendio reduzcan las condiciones de humedad de dicha especie, afectando por ende su abundancia, lo cual explicaría la disminución de esta variable en zonas S. Sin embargo, debido a sus mecanismos de reproducción y alta tolerancia, esta especie tiene la capacidad de sobrevivir y recolonizar sustratos de manera bastante eficiente, lo cual explicaría que siga ocupando los primeros lugares tanto de frecuencia como de cobertura inclusive en zonas Severamente quemadas. Por otra parte, *Rinodina pyrina* también presentan reproducción de tipo vegetativa, además de una amplia distribución geográfica, pasando desde regiones templadas hasta boreales (Barreno y Pérez-Ortega, 2003; Vargas *et al.*, 2013). Esto indica que presenta una gran tolerancia a temperaturas y climas muy distintos. Además, habita también en zonas mediterráneas con históricos regímenes de incendios forestales, por lo que se presume puedan estar adaptadas a este tipo de perturbaciones, motivos a los cuales se podría atribuir su sobrevivencia (Pickering *et al.*, 2006). Por otra parte, en los resultados presentados por Fos *et al.* (2001), también se documenta una destacada frecuencia de esta especie en los perímetros de zonas afectadas por el fuego. Además, un estudio realizado por Aragón *et al.* (2008), en donde se analizaron zonas con distintos niveles de diversidad de líquenes producto de fuertes perturbaciones antrópicas, encontró que en las zonas de mayor impacto (y menor diversidad), tanto *Candelaria concolor* como *Rinodina pyrina* presentaban una alta frecuencia, demostrando así que se trata de especies altamente tolerantes a distintos tipos de perturbaciones.

Posteriormente, se calculó el índice de Bray Curtis utilizando los valores de las coberturas específicas por sitio. En el Apéndice 12 aparece en detalle el porcentaje de similitud entre cada par de sitios y en la Figura 18 se ve el dendrograma derivado de dicho índice. En esta figura se pueden distinguir dos grupos separados según sus porcentajes de similitud. Siendo los sitios NQM, LB y NQB los más parecidos entre sí (aproximadamente un 54% de similitud). En el otro grupo tenemos a los sitios LM, SM y SB con un porcentaje de similitud cercano al 27%. Dichos agrupamientos concuerdan con los resultados obtenidos hasta ahora de los análisis estadísticos por sitios para riqueza y también con los resultados obtenidos para abundancia que se mostraran más adelante.

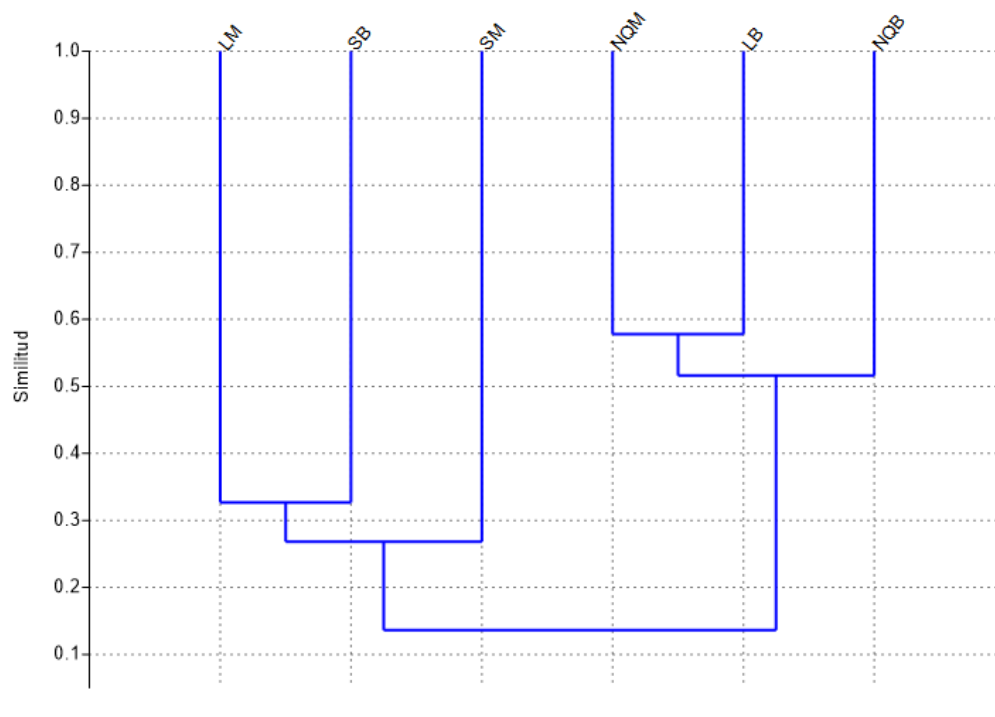


Figura 18. Dendrograma de similitud entre sitios* según cobertura específica, generado en base al método de Bray Curtis.

(*) Levemente quemados Matorral (LM), Severamente quemados Bosque (SB), Severamente quemados Matorral (SM), No Quemados Matorral (NQM), Levemente quemados Bosque (LB), No Quemados Bosque (NQB).

La cobertura total de cada parcela aparece en la última fila del Apéndice 7. Con dichos valores se aplicó el test de Kruskal-Wallis y se demostró que tanto la severidad como los sitios (combinación severidad/vegetación) presentaron diferencias estadísticamente significativas, por ende, si influyen sobre la abundancia de especies, no así la variable tipo de vegetación. Los sitios que presentaron mayor porcentaje de cobertura fueron NQB con un $68,1 \pm 12,2$ % y NQM con $67,5 \pm 17,7$ %, además el sitio LB también arrojó un porcentaje de cobertura bastante alto con un $41,1\% \pm 8,6$ %, sin embargo y gracias a los resultados obtenidos con el test de Mann-Whitney, se obtuvo que estos tres sitios son estadísticamente iguales entre sí (Figura 19). Muy por debajo de estos valores se encuentran los sitios SM con un $12,3 \pm 5,2$ %, SB con $4,7 \pm 2,8$ % y nuevamente en último lugar el sitio LM con $3,4 \pm 1,3$ %. A pesar de estas diferencias estos tres sitios resultaron ser estadísticamente iguales entre sí, pero presentaron diferencias significativas con los sitios NQB, NQM y LB. En cuanto a los errores estándar asociados a cada sitio, es posible ver que los sitios NQB y NQM, presentan un mayor error estándar, esto puede deberse a que el error estándar tiende a disminuir en la medida que aumentan los datos de las muestras, y justamente son estos sitios los que presentan un menor número de mediciones (la mitad que el resto de los sitios). Con respecto a los sitios LB, aquí también se ve un alto error estándar, sin embargo, y a diferencia de los sitios no quemados, aquí no existe un menor número de mediciones, por lo que este error nos indicaría que los datos de LB

presentan una mayor variabilidad que los datos de los otros sitios. Cabe mencionar que es posible observar un comportamiento que podría ser poco esperable, ya que no es posible ver una clara tendencia considerando los dos tipos de vegetación evaluados (Matorral y Bosque). Por ejemplo, en sitios no quemados, se presenta una mayor cobertura en Bosque que en Matorral, mientras que en sitios levemente quemados esta diferencia se incrementa, no obstante, se invierte en los sitios severamente quemados, lo cual da cuenta de la dificultad de establecer una diferenciación a nivel de matorral y bosque. Además, se presenta una tendencia similar a lo ocurrido con los datos de la variable riqueza, es decir, se muestran valores extremos para sitios (LB y LM) que debiesen presentar valores intermedios. Este comportamiento podría deberse a una falla en la representatividad a la hora de elegir las parcelas a estudiar. Es por esto que se recomienda para futuros estudios incluir también otras variables, como la exposición, y como se mencionó anteriormente, no necesariamente para incluirlas dentro del análisis estadístico, sino que principalmente para que la elección de las parcelas sea aún más representativa, incluyendo por ejemplo una distribución homogénea de las parcelas en exposiciones norte y sur. Cabe señalar que todas las parcelas de los sitios LB se encontraban en la ladera de exposición sur y todas las parcelas de LM, a excepción de la parcela 14, estaban en la ladera de exposición norte.

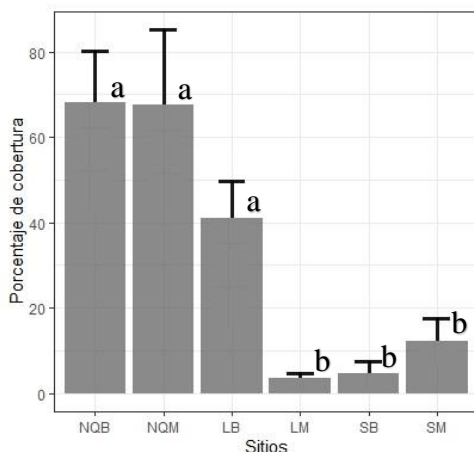


Figura 19. Porcentaje de cobertura por sitios*.

(*) No Quemados Bosque (NQB), No Quemados Matorral (NQM), Levemente quemados Bosque (LB), Levemente quemados Matorral (LM), Severamente quemados Bosque (SB), Severamente quemados Matorral (SM). Columnas con la misma letra indican diferencias no significativas de acuerdo con el test de Mann-Whitney ($p \leq 0,05$)

En la Figura 20 se puede apreciar que la abundancia de líquenes en las zonas NQ es significativamente distinta a la abundancia de las zonas L y S, las cuales a su vez son estadísticamente iguales. Además, la mayor abundancia de líquenes se da en zonas NQ con un porcentaje estimado de cobertura de $67,8 \pm 9,6\%$. Luego se puede ver una fuerte disminución de la abundancia producto del incendio tanto en zonas L como S. En las zonas L el porcentaje de cobertura fue de $22,3 \pm 7\%$ y en las zonas S de $8,5 \pm 3\%$.

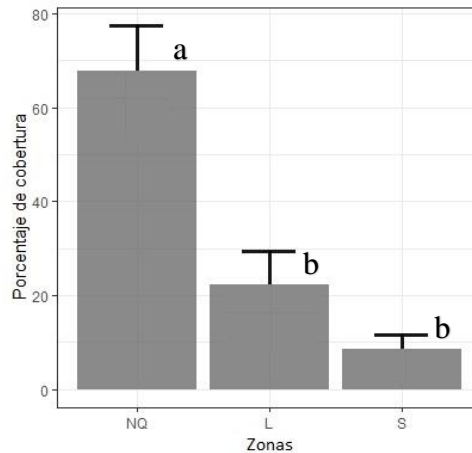


Figura 20. Porcentaje de cobertura por zonas*.

(*) No Quemadas (NQ), Levemente quemadas (L), Severamente quemadas(S). Columnas con la misma letra indican diferencias no significativas de acuerdo con el test de Mann-Whitney ($p \leq 0,05$)

En la Figura 21 se presenta una regresión entre las variables riqueza y abundancia (cobertura) de cada una de las 30 parcelas. En dicha figura se logra ver una correlación aceptable entre ambas variables ($R^2: 0,75$) y una tendencia positiva entre los datos. De la ecuación de la recta se desprende que cuando aumenta la riqueza en una especie, la cobertura crece en aproximadamente un 4,4% y viceversa, ya que ambas variables son independientes entre sí. Esta independencia nos indica además una relación de correlación, y no de causalidad, entre ambas variables.

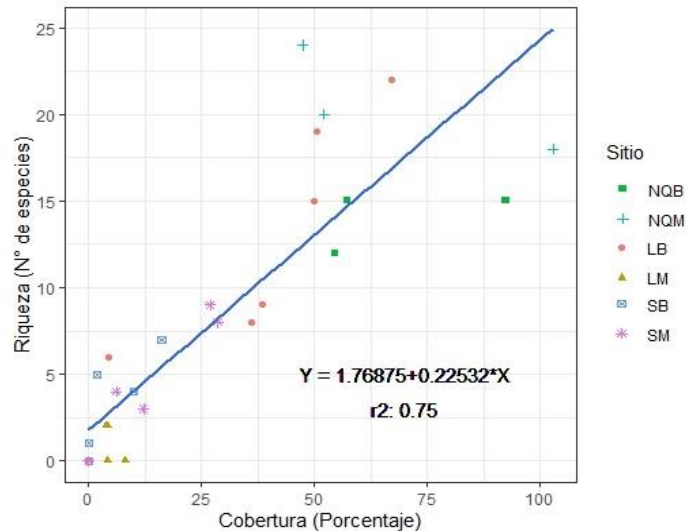


Figura 21. Gráfico de dispersión de riqueza y cobertura de especies de las 30 parcelas de muestreo diferenciadas por sitio*.

(*) No Quemados Bosque (NQB), No Quemados Matorral (NQM), Levemente quemados Bosque (LB), Levemente quemados Matorral (LM), Severamente quemados Bosque (SB), Severamente quemados Matorral (SM).

Con relación a los resultados obtenidos tanto de riqueza como de abundancia, es posible comentar sobre un intenso estudio, llevado a cabo en California, donde se evaluaron 104 zonas afectadas por incendios (considerando eventos pasados de 4 a 16 años), con el fin de analizar el efecto de la severidad de estos sobre las comunidades de líquenes epífitos. Las áreas consideradas con moderada y alta severidad presentaron significativa y progresivamente menor riqueza y abundancia. Además, se observó una muy baja recolonización de líquenes en sustratos quemados posterior a incendios, incluso en zonas con 15 años desde el evento de incendio (Miller *et al.*, 2018). El modelo multivariado utilizado sugiere que, al removerse el dosel de los árboles, aumentan las temperaturas y se generan microclimas más secos limitando el restablecimiento de líquenes, dando cuenta que éstos probablemente no puedan recolonizar hasta que exista una madura regeneración de árboles. Estos hechos sugieren que alteraciones en los regímenes naturales de incendio pueden causar una amplia y persistente pérdida de biodiversidad a largo plazo, que puede a su vez impactar múltiples niveles tróficos.

4. Diversidad de especies

Los valores de diversidad (índice de Shannon-Wiener) de los sitios cumplieron con el supuesto de normalidad, por lo que se realizó el test ANOVA, el cual arrojó que existen diferencias estadísticamente significativas entre los sitios. El índice de Shannon-Wiener arrojó que el sitio NQM sería el más diverso de todos, luego le seguirían el sitio NQB y luego LB, sin embargo y según el test de Tukey-Kramer, tanto NQM como NQB y LB son estadísticamente iguales entre sí. En el otro extremo tenemos a los sitios con menor diversidad los cuales son en orden descendente: SM, LM y SB, estos tres sitios también son estadísticamente iguales, pero significativamente distintos a NQM, NQB y LB (Figura 22).

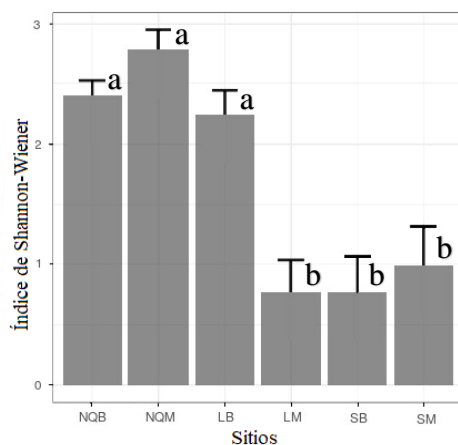


Figura 22. Diversidad (índice de Shannon-Wiener) promedio por sitio*.

(*) No Quemados Bosque (NQB), No Quemados Matorral (NQM), Levemente quemados Bosque (LB), Levemente quemados Matorral (LM), Severamente quemados Bosque (SB), Severamente quemados Matorral (SM). Columnas con la misma letra indican diferencias no significativas de acuerdo con el test de Tukey-Kramer ($p \leq 0,05$)

Los valores de diversidad coinciden a su vez con los datos de cobertura y riqueza promedio de los cuadrantes (Cuadro 3).

Cuadro 3. Índice de Shannon-Wiener, riqueza y porcentaje de cobertura para los distintos sitios estudiados*.

Sitio*	Shannon-Wiener H	Riqueza Promedio de los Cuadrantes	Porcentaje de Cobertura
NQB	2,40	15	68,13
NQM	2,79	20	67,47
LB	2,25	13	41,10
LM	0,77	2	3,43
SB	0,77	2	4,73
SM	0,99	4	12,33

(*) No Quemados Bosque (NQB), No Quemados Matorral (NQM), Levemente quemados Bosque (LB), Levemente quemados Matorral (LM), Severamente quemados Bosque (SB), Severamente quemados Matorral (SM).

Debido a que se rechazó el supuesto de normalidad tanto para severidad como para vegetación, se realizó el test de Kruskal – Wallis, el que arrojó que sí existen diferencias significativas en cuanto a los niveles de severidad, pero no según los tipos de vegetación. Finalmente se utilizó el test de Mann - Whitney para encontrar los grupos de similitud según severidad (Figura 23). Las zonas NQ arrojaron diferencias estadísticamente significativas en cuanto a diversidad con las zonas S, y las zonas L resultaron ser estadísticamente similares a las zonas NQ y a las zonas S, dicho de otra forma, existe una disminución significativa y progresiva de la diversidad en la medida que la severidad de incendio aumenta.

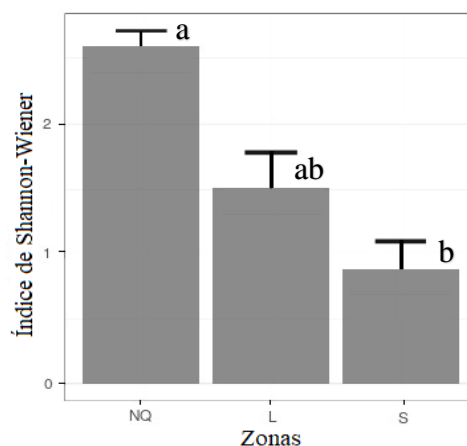


Figura 23. Diversidad (índice de Shannon-Wiener) promedio por zonas*.

(*) No Quemadas (NQ), Levemente quemadas (L), Severamente quemadas(S). Columnas con la misma letra indican diferencias no significativas de acuerdo con el test de Mann-Whitney ($p \leq 0,05$)

En el trabajo de Miller *et al.* (2018) se indica que, si bien hay estudios sobre zonas que han experimentado de forma frecuente incendios de baja severidad, y que estos han sido generalmente compatibles con la persistencia de líquenes en el largo plazo, se apoya la hipótesis de que áreas afectadas con incendio de alta severidad generan un mayor decrecimiento en la diversidad de líquenes. Se indica además que los incendios de alta severidad parecen afectar a los líquenes de forma directa (consumiéndolos), como también indirectamente, reduciendo el dosel, removiendo los árboles más grandes, cambiando las condiciones de temperatura y humedad, generando microclimas en estos sitios, lo que apoya la teoría de que los líquenes son altamente sensibles a las variaciones causadas por incendios. Adicionalmente, se detecta que el incremento de temperatura y la radiación solar, posterior a la remoción del dosel de los árboles, crean una inhóspita condición para el establecimiento de líquenes, los cuales se encontraban cerca del límite de su tolerancia ambiental.

Por otra parte, cabe destacar el trabajo de Fos *et al.* (2001), en el cual se llevó a cabo un estudio sobre la recolonización de especies epífitas en cortezas carbonizadas de *Quercus suber L.* también en zonas de clima mediterráneo afectadas por incendios (7 a 14 años de antigüedad). Éste estudio arrojó distintos resultados de riqueza específica y cobertura para las distintas zonas, atribuyendo tales diferencias a las características bioclimáticas de cada territorio y a la proximidad de zonas inalteradas, que actuarían a modo de inóculos, pero no se logró encontrar ninguna correlación significativa atribuible a las características del arbolado (como densidad de la copa). Sin embargo, mencionan que se encontró mayor diversidad en una zona que fue afectada por un incendio de menor severidad y que las características del incendio posibilitaron la conservación de árboles que mantienen coberturas muy elevadas en las ramas altas, coincidiendo en este sentido con lo propuesto por Miller *et al.* (2018). Además, se mencionan otras posibles causas para un aumento de la diversidad y cobertura, como por ejemplo, que esta se incrementa cuando hay una mayor inclinación de los troncos, esto coincide con lo reportado por Nash (2008) quién menciona que los líquenes al crecer en superficies inclinadas se benefician del flujo de agua superficial, también se veía un aumento de cobertura y riqueza de líquenes en las grietas e irregularidades por las que circula el agua después de la lluvia. También se menciona en otro estudio de similares características (Fos, 1998), pero en zonas no afectadas, que la riqueza del área de estudio fue similar a la de Fos *et al.* (2001), sugiriendo que la recolonización de especies se puede producir de forma bastante rápida.

En el trabajo de Martínez (2018) sobre la regeneración de herbáceas post-incendio, también realizada en el Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata, se obtuvo como resultado un aumento de especies autóctonas. Esto podría deberse a que estas especies ya estaban adaptadas a regímenes de incendio, ya que existen indicios de regímenes de incendios recurrentes hasta antes de la formación de la Cordillera de los Andes (Abarzúa *et al.*, 2016; Montenegro *et al.*, 2004; Rundel *et al.*, 2016). Con respecto a las especies leñosas, Sandoval (2016) realizó un estudio sobre la regeneración post- incendio del bosque esclerófilo, con una variable temporal mayor (30 años) al resto de los estudios de similares características, de lo cual se concluye que la vegetación presente en este tipo de formaciones efectivamente se recupera. La abundancia y riqueza aumentan para las

especies arbóreas a mayor tiempo de recuperación post-incendio y menor frecuencia de incendios, pero para las especies arbustivas existe una mayor abundancia de individuos en sitios con mayor frecuencia de incendios y menor tiempo de recuperación. Esto indicaría que, a diferencia de estudios anteriores realizados a menores escalas de tiempo, las formaciones de tipo matorral y bosque esclerófilo pueden recuperarse aunque tarden varias décadas para llegar a un estado similar al original. Por otra parte, Montenegro *et al.* (2003) plantean que muchas especies leñosas del matorral presentan tallos y raíces que rebrotan post- incendio. De lo anteriormente expuesto, se podrían esperar que también las especies de líquenes presenten mecanismos para su regeneración post incendio, siempre y cuando la regeneración de especies leñosas ocurra en condiciones óptimas. Por otra parte, sabemos que la capacidad de regeneración del bosque esclerófilo es bastante lenta (Schulz *et al.*, 2010), por lo que se esperaría esta misma lentitud en la recolonización de líquenes, al menos para alcanzar una riqueza y abundancias similares a las de las zonas testigo. Dichos supuestos se basan principalmente en lo propuesto por los autores mencionados, es decir, la fuerte relación que presenta la recolonización de las comunidades de líquenes con la regeneración del bosque. Esto debido a que la regeneración devuelve las condiciones originales e ideales para estos organismos, al menos de sombra, humedad, y otras variables microclimáticas otorgadas principalmente por el dosel de las especies leñosas. Cabe señalar que *Acacia caven* (Mol.) Mol. (Espino) fue el forófito que a simple vista presentaba mayor riqueza y abundancia de líquenes, además, esta especie cuenta con mecanismos de resistencia al fuego, ya que la exposición de dicha especie al humo tiene un comportamiento positivo en la germinación de sus semillas, atributos no menores a la hora de considerarlos para reforestación (Gómez-González *et al.*, 2008). Sin embargo, el éxito para la recolonización está también sujeto a la severidad del incendio, es decir se espera que, a mayor severidad, más tiempo transcurra para conseguir condiciones similares a las originales, y que probablemente haya especies que desaparezcan del todo por ser extremadamente sensibles a este tipo de perturbaciones, o por no contar con bancos de semillas debido a una mayor extensión del área quemada. A pesar de saber que existen estudios que demuestran una relativamente rápida recolonización como lo presentado por Fos *et al.* (2001), también hay registros de comunidades de líquenes que pueden tardar 100 años o más en retornar a la composición que existía antes de un incendio de alta severidad (Boudreault *et al.*, 2009).

CONCLUSIONES

En el presente trabajo se encontraron valores de riqueza de líquenes sin precedentes para el SN Quebrada de La Plata, aumentando de 8 especies, según lo estipulado en el Decreto N°44 (2017) a 100 especies. La familia con mayor riqueza de especies y géneros fue Parmeliaceae. La mayoría de las especies correspondían a epífitas y al biotipo crustoso, y las especies epífitas a su vez presentaron una mayor diversidad de biotipos que las saxícolas. La especie más abundante fue *Candelaria concolor*.

Las especies de hábito saxícola y las especies de biotipo folioso presentaron mayor resistencia a incendios severos. La especie más abundante en zonas NQ y L fue *Candelaria concolor*, pero en zonas S fue *Rinodina pyrina*. Cabe señalar que algunas especies que mostraban un porcentaje de cobertura no menor en zonas NQ como *Bulbothrix goebelii*, *Hypotrachyna sp.*, *Lepraria membranacea* demostraron ser muy sensibles al fuego, ya que desaparecieron de las zonas L y S, por el contrario, otras especies mostraron una gran tolerancia a este tipo de perturbaciones, como *Polycauliona polycarpa*, *Rinodina pyrina* y *Candelaria concolor*. Estas dos últimas especies están documentadas como resistentes a variados tipos de perturbaciones, es decir, y corroborando con el presente estudio, parecen ser especies altamente tolerantes a perturbaciones tan fuertes como los incendios. A modo global, y en concordancia también con la bibliografía consultada, no se puede establecer un patrón general sobre la influencia del fuego para todas las especies de líquenes por igual. Sin embargo, existen antecedentes bibliográficos que responsabilizan a la alta severidad de los incendios (más que al fuego en sí) como la causante principal de la pérdida de diversidad líquénica, tanto en el largo como en el corto plazo.

Del análisis estadístico se concluye que la severidad de incendio sí influye sobre la riqueza abundancia y diversidad de especies líquénicas, disminuyendo en la medida que aumenta la severidad. Por el contrario, no se encontraron diferencias significativas entre Matorral y Bosque, lo que indicaría que la variable “tipo de vegetación” no influye sobre las variables dependientes.

Podemos concluir, que al menos en el SN Quebrada de La Plata y en el corto plazo, los incendios afectan de forma directa las comunidades de líquenes reduciendo su riqueza, abundancia y diversidad. También se ve afectada la composición de especies en zonas severamente quemadas.

Es necesaria la realización de un próximo estudio en esta misma área y de similares características, pero en bastantes años más (al menos una década), para saber si la riqueza, abundancia, diversidad y composición de especies de líquenes son recuperables en el tiempo y así saber el daño a largo plazo que provocan los distintos niveles de severidad de incendio en zonas mediterráneas de matorral y bosque esclerófilo.

BIBLIOGRAFÍA

- Abarzúa, A.; C. Vargas; L. Jarpa; N. Gutiérrez; L. Hinojosa and S. Paula. 2016. Evidence of Neogene wildfires in central Chile: Charcoal records from the Navidad Formation. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 459: 76-85.
- Ahmadjian, V. 1993. *The Lichen Symbiosis*, John Wiley y Sons, Inc., New York. 250p.
- Aragón, G.; R. Belinchón; y P. Izquierdo. 2008. Valoración de la diversidad de líquenes epífitos en bosques de quercíneas mediante un nuevo índice liquénico (IDLE). Aplicación a la Red Natura 2000. *Botánica Complutensis*. 32:37-48.
- Awasthi, D. D. 2000. *A Handbook of Lichens*. Bishen Singh Mahendra Pal Singh, Dehra Dun, India. 157p.
- Barreno, E. y S. Pérez-Ortega. 2003. Líquenes de La Reserva Natural Integral de Muniellos. [en línea]. Volumen 5. KRK Ediciones. 592p. Recuperado en: <https://www.uv.es/barreno/Liquenes_Muniellos.pdf> Consultado el: 17 de abril de 2012.
- Bermúdez, F; Muller, A. y M. F. Schmitz. 1990. Líquenes fijadores de nitrógeno atmosférico. ICONA. Madrid, España.
- Boudreault, C.; Y. Bergeron y D. Coxson. 2009. Factors controlling epiphytic lichen biomass during postfire succession in black spruce boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research*. 39: 2168–2179.
- Castillo, M.; R. Garfias; G. Julio y L. González. 2012. Análisis de grandes incendios forestales en la Vegetación nativa de Chile. [En línea]. *Interciencia: Revista de Ciencia y Tecnología de América*, 37(11): 796-804.
- CI (Conservation International), 2019. Biodiversity Hotspots. Recuperado en: <<https://www.conservation.org/priorities/biodiversity-hotspots>> Consultado el: 20 de noviembre de 2019.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal), Chile. 2011. Manual con medidas para la prevención de incendios forestales. Región Metropolitana. 1ª Edición. Región Metropolitana, Chile. 73p.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal), Chile. 2016. Incendio forestal Cuesta Lo Prado.

Efecto sobre la vegetación y análisis de severidad. Santiago, Chile. 23 p.

CONAF (Corporación Nacional Forestal), Chile. 2017, abr. Análisis de la afectación y severidad de los incendios forestales ocurridos en enero y febrero de 2017 sobre los usos de suelo y los ecosistemas naturales presentes entre las regiones de Coquimbo y La Araucanía de Chile. (Inf. Tec.). [En línea]. Santiago, Chile: CONAF. 56 p. Recuperado en: <http://www.conaf.cl/tormenta_de_fuego-2017/INFORME-AFECTACION-Y_SEVERIDAD-DE-INCENDIOS-FORESTALES-VERANO-2017-SOBRE-ECOSISTEMAS-VEGETACIONALES-CONAF.pdf>. Consultado el: 10 de septiembre de 2017.

CONAFOR (Comisión Nacional Forestal), México. 2010. Incendios forestales Guía práctica para comunicadores. [En línea]. Guadalajara, México. 56p. Recuperado en: <<http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/10/236Gu%C3%ADa%20pr%C3%A1ctica%20para%20comunicadores%20-%20Incendios%20Forestales.pdf>>. Consultado el: 17 de septiembre de 2017.

CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente), Chile. 2006. Sitio prioritario el Roble. Guía educativa para la conservación de la biodiversidad. Santiago, Chile. 85p.

Coxson, D. S.; y J. Marsh. 2001. Lichen chronosequences (postfire and postharvest) in lodgepole pine (*Pinus contorta*) forests of northern interior British Columbia. *Canadian Journal of Botany*. 79: 1449–1464.

De Wit, T. 1983. Epiphytic lichens and air pollution in the Netherlands, *Bibliotheca Lichenologica*. 5: 1-227.

Decreto N°44. Declara Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata, comuna de Maipú, Región Metropolitana. [En línea]. 19 de diciembre de 2016. Santiago, Chile: 17 de mayo de 2017. Recuperado en: <<https://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=1102995>>. Consultado el: 10 de septiembre de 2017.

Denison, W. C. 1973. Life in tall trees. *Scientific American*, 228(6): 74–81p.

Fernández, I.; N. Morales; L. Olivares; M. Gómez y G. Montenegro. 2010. Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales. Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile. 163p.

Fos, S. 1998. Líquenes epífitos de los alcornocales ibéricos. Correlaciones bioclimáticas, anatómicas y densimétricas con el corcho de reproducción. *Guineana*, 4: 1-507.

Fos, S.; A. Calatayud y E. Barreno. 2001, ene. Diversidad liquénica asociada a fenómenos post-incendio en los alcornoques Valenciano-Castellonenses. [En línea]. *Botánica Complutensis*, 25: 103-113. Recuperado en: <<http://revistas.ucm.es/index.php/BOCM/article/view/BOCM0101110103A/6380>>. Consultado el: 10 de septiembre de 2017.

Gauslaa, Y. 2014. Rain, dew, and humid air as drivers of morphology, function and spatial distribution in epiphytic lichens. *Lichenologist*. 46, 1–16.

Gajardo, R. 1994. Región del matorral y del bosque esclerófilo. (cap. 5, pp. 43-59). En: La vegetación natural de Chile: clasificación y distribución geográfica. Santiago, Chile: Editorial Universitaria. 165p.

Gallardo, M. 1993. Proposición de un modelo y evaluación de variables para estimar el potencial melífero y polinífero de la vegetación para la apicultura. Memoria Ingeniero Agrónomo. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Santiago, Chile. 68 p.

Gamboa, J. P.; A. Lago; J. Nieto; B. Núñez y C. González. 2017. Los líquenes y la degradación/conservación del patrimonio arquitectónico. *Revista de Biología*. UVIGO. 9:76 - 88.

Gómez-González, S.; A. Sierra-Almeida y L. A. Cavieres. 2008. Does plant-derived smoke affect seed germination in dominant woody species of the Mediterranean matorral of central Chile?. *Forest Ecology and Management*, 255(5-6): 1510–1515.

González-Ortega, J. A. 2012. Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta Zoológica Lilloana* 56(1-2):3-14.

Grassi, M. M. 1949. Monografía genérica de los líquenes foliosos y fruticulosos de Tucumán. Tesis de Doctor en Ciencias Naturales. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. 144h. Recuperado en: <https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/download/tesis/tesis_n0585_Grassi.pdf> Consultado el: 20 de agosto de 2019.

IDOM Ingeniería y Consultoría. 2017. Consultoría sobre dimensionamiento del mercado de desastres naturales: Impacto y tamaño en Chile y el mundo. Informe Final. Subsecretaría de Economía y Empresas de Menor Tamaño. 154p.

INE (Instituto Nacional De Estadísticas), Chile. 2016. Medio Ambiente, Informe Anual 2016 Chile. [En línea]. Recuperado en: <http://www.ine.cl/docs/default-source/publicaciones/2016/medio_ambiente_2016.pdf?sfvrsn=6>. Consultado el: 10 de septiembre de 2017.

Johnson, E. A. 1981. Vegetation organization and dynamics of lichen woodland communities in the Northwest Territories, Canada. *A. Ecology*. 62: 200–215.

Klein, D. R. 1982. Fire, lichens and caribou. *Journal of Range Management*. 35: 390–395.

Lohmus, P.; A. Lohmus y A. Hamalainen. 2018. Rapid legacy-dependent succession of lichen assemblages after forest fires: Insights from two boreal regions. *Journal of Vegetation Science*. 29(2): 200 – 212.

Longton, R. E. 1988. Biology of polar bryophytes and lichens. Cambridge University Press.

López, M. J. y V. Caselles. 1991. Mapping burns and natural reforestation using thematic Mapper data. *Geocarto International*. 6: 31-37.

Martínez, T. 2018. Análisis de la regeneración de especies herbáceas una temporada después de un incendio en el Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata. Tesis Ingeniera en Recursos Naturales Renovables. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 51p.

Mejia, Z.; L. Serrano-Grijalva; O. Peñuelas-Rubio; E. Pérez y E. García-Calleja. 2007. Composición florística y estructura de la comunidad vegetal del límite del desierto de Sonora y la selva baja caducifolia (Noroeste de México). *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*. 3:74-83.

Mendoza, Z. A. 2013. Guía de métodos para medir la biodiversidad. Área gropecuaria y de Recursos Naturales Renovables. Universidad Nacional de Loja. Loja, Ecuador. 82p.

Miller, J; H. Root y H. Safford. 2018. Altered fire regimes cause long-term lichen diversity losses. *Global Change Biology*. 24(10): 4909 – 4918.

MMA (Ministerio del Medio Ambiente), Chile. 2016. Autoridades dan a Conocer Daño Ecológico por Incendio en Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata. [En línea]. Recuperado en: <<http://portal.mma.gob.cl/autoridades-dan-a-conocer-dano-ecologico-por>>

incendio-en-santuario-de-la-naturaleza-quebrada-de-la-plata/>. Consultado el: 10 de septiembre de 2017.

Molina, M. y J. Llinares. 2000, jun. Comportamiento del fuego, intensidad y efectos sobre el suelo en quemas controladas de matorral Valenciano en verano y otoño. [En línea]. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, 9: 155-161. Recuperado en: <http://secforestales.org/publicaciones/index.php/cuadernos_secf/article/view/9193/9111>. Consultado el: 10 de septiembre de 2017.

Montenegro, G.; M. Gómez; F. Díaz y R. Ginocchio. 2003. Regeneration potential of Chilean matorral after fire: An updated view. En: Veblen T.T., Baker W.L., Montenegro G. y T.W. Swetnam. Fire and Climatic Change in Temperate Ecosystems of the Western Americas. [en línea]. Ecological Studies (Analysis and Synthesis), vol 160. Springer, New York. Recuperado en: <<https://link.springer.com/book/10.1007/b97443>> Consultado el: 28 de Octubre de 2019.

Montenegro, G.; R. Ginocchio; A. Segura; J. Keely and M. Gómez. 2004. Fire regimes and vegetation responses in two Mediterranean-climate regions. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77(3): 455-464.

Moreno, E.; A. Sánchez y J. Hernandez. 2007. Guía ilustrada de hongos liquenizados de Venezuela. [En línea]. Caracas, Venezuela: Departamento de Publicaciones, Fundación Instituto Botánico de Venezuela. 94p. Recuperado en: <https://www.researchgate.net/publication/207183702_Guia_Ilustrada_de_liquenes_de_Venezuela>. Consultado el: 12 de septiembre de 2017.

Mota, J.; J. A. Garrido; F. Martínez-Hernández; J. M. Medina-Cazorla; E. D. Dana y M. L. Rodríguez-Tamayo. 2004. Fitosociología y series de vegetación. Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Almería. 41p.

Nash, III. T. H. 2008. Lichen Biology. 2nd edition. Cambridge: Cambridge University Press.

Oyarce, J. 2019. Representaciones comunitarias sobre incendios forestales. Comunidades Docentes y las Particularidades Territoriales como Herramienta de Prevención. CONAF (Corporación Nacional Forestal). 68 p.

Pickering, J.; K. Smith; G. Cotter; A. B. Simpson; A. B. Magill y E. McNierney. 2006. Global Biodiversity Information Facility. [en línea]. Recuperado en:

<<https://www.discoverlife.org/20/m?kind=Rinodina+pyrina>> Consultado el: 20 de Octubre de 2019.

Reyes, P. R. y J. P. Torres-Florez. 2009. Diversidad, distribución, riqueza y abundancia de condrictios de aguas profundas a través del archipiélago patagónico austral, Cabo de Hornos, Islas Diego Ramírez y el sector norte del paso Drake. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 44(1), 243-251.

Riquelme, F. 2008. Evaluación del uso de líquenes como indicadores biológicos de contaminación atmosférica en la Quebrada de La Plata. Tesis Ingeniero Forestal. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile. 57p.

Rodríguez, J. M.; C. Estrabou; R. Fenoglio; F. Robbiati; M. C. Salas y G. Quiroga. 2009. Recuperación post-fuego de la comunidad de líquenes epífitos en la provincia de Córdoba, Argentina. [En línea]. Córdoba, Argentina: Universidad Nacional de Córdoba, 23(3): 854-859. Recuperado en: <<http://www.scielo.br/pdf/abb/v23n3/v23n3a26>>. Consultado el: 5 de septiembre de 2017.

Romagni, D. y Gries, C. 2000. Post-fire recolonization of dominant epiphytic lichen species on *Quercus hypoleucoides* (Fagaceae). *American Journal of Botany*, 87, 1815–1820.

Romero, X.; J. Cuvertino; G. Furci y I. Pereira. 2012. Guía de reconocimiento los microbosques de Altos de Cantillana. [En línea]. Chile. 62p. Recuperado en: <<https://www.altosdecantillana.org/wp-content/uploads/pdf/guia-de-reconocimiento.pdf>> Consultado el: 20 de septiembre de 2018.

Rundel, P.; M. Arroyo; R. Cowling; J. Keeley; B. Lamont and P. Vargas. 2016. Mediterranean biomes: evolution of their vegetation, floras, and climate. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 47: 383-407.

Sandoval, N. 2016. Capacidad de regeneración natural del bosque esclerófilo de Chile central después de distintas frecuencias de incendios. Trabajo de Titulación para optar al Título de Ingeniera en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia, Chile: Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 81p.

Schlegel, F. 1963. Estudio florístico y fitosociológico de la Quebrada de La Plata, Hacienda Rinconada de Lo Cerda, Maipú. Tesis Ingeniero Forestal Universidad de Chile. Facultad de Agronomía. Santiago, Chile. 221 p.

Schulz J.; L. Cayuela; C. Echeverría; J. Salas y J. Rey Benayas. 2010. Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975–2008). *Applied Geography* 30: 436–447.

Sen, U. K. 2014. Assessment of lichens in selected sacred groves of West Midnapore district, West Bengal, India. *International Journal of Conservation Science*. 5, 85-94.

Smith, T. M. y R. L. Smith. 2007. Ecología. 6a. ed. Madrid, España: Pearson Educación. 664p.

Universidad de Chile. 2017. Plan de restauración socio-ecológica del Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata. Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. Santiago, Chile. 141p.

Upreti, D; P. Divakar y S. Nayaka. 2005. Commercial and ethnic use of lichens in India. *Economic Botany*. 59: 269-273.

Uribe, J. M; R. Cabrera; A. De la Fuente y M. Paneque. 2012. Atlas Bioclimático de Chile. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. Esc. 1: 250.000. 232p. Color.

Vargas, R.; C. Díaz y L. López 2017. Ficha de Antecedentes de especies. Candelaria concolor. 14° Proceso RCE. Departamento de Biología, Universidad Metropolitana de Ciencias de la Educación.

Vargas, R.; A. Ibaceta y E. Vergara. 2013. *Rinodina pyrina* (phyciaceae, Ascomycota) new to Chile. *Gayana Bot.* 70(2): 399-401.

Vita, A. 2013. Establecimiento de Modelos de Intervenciones Silviculturales para Formaciones Xerofíticas y Bosques Nativos de la Región Mediterránea Árida. Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Forestales y de La Conservación de La Naturaleza. Corporación Nacional Forestal (CONAF). 110p.

Zarco-Espinosa, V. M.; Valdez-Hernández, J. I; Ángeles-Pérez, G. y O. Castillo-Acosta. 2010. Estructura y Diversidad de la Vegetación Arbórea del Parque Estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco. Universidad y Ciencia. *Trópico Húmedo*. 26(1):1-17.

APÉNDICES

Apéndice 1. Definición de sitios utilizados en el Plan de Restauración del Santuario.

Severidad de Incendio	No Quemado (NQ)		Levemente quemado (L)		Severamente quemado (S)	
Vegetación	Bosque (B)	Matorral (M)	Bosque (B)	Matorral (M)	Bosque (B)	Matorral (M)
Pendiente	NQB	NQM	LLB (5)	LLM (5)	LSB (5)	LSM (5)
Levemente empinado (L)	(5 puntos)	(5)	MLB	MLM (5)	MSB (5)	MSM (5)
Muy empinado (M)			(5)			

NQB: No Quemado Bosque, NQM: No Quemado Matorral, LLB: Levemente empinado - Levemente quemado Bosque, MLB: Muy empinado - Levemente quemado Bosque, LLM: Levemente empinado - Levemente quemado Matorral, MLM: Muy empinado - Levemente quemado Matorral, LSB: Levemente empinado - Severamente quemado Bosque, MSB: Muy empinado - Severamente quemado Bosque, LSM: Levemente empinado - Severamente quemado Matorral, MSM: Muy empinado - Severamente quemado Matorral.

Apéndice 2. Tipo de sitio, coordenadas geográficas y altitud (msnm) de cada Parcela.

Parcela	Sitio*	Longitud	Latitud	Altitud	Parcela	Sitio*	Longitud	Latitud	Altitud
P02	LB	-70.9008	-33.4940	605	P26	SM	-70.9056	-33.4985	718
P03	LB	-70.9055	-33.4961	650	P27	SB	-70.8833	-33.4868	538
P07	SB	-70.9151	-33.4972	769	P30	SM	-70.8880	-33.4869	588
P08	NQB	-70.8915	-33.4942	546	P31	LM	-70.8903	-33.4974	653
P09	SB	-70.9235	-33.4917	932	P32	LB	-70.9084	-33.4967	678
P10	SB	-70.9053	-33.4954	655	P33	LM	-70.8907	-33.4968	610
P14	LM	-70.8900	-33.4930	536	P36	SM	-70.8999	-33.4956	614
P15	SB	-70.8978	-33.4938	589	P37	SB	-70.8894	-33.4930	529
P16	NQB	-70.9234	-33.4924	920	P39	SM	-70.9039	-33.5012	753
P17	NQM	-70.9256	-33.5018	836	P40	SM	-70.8887	-33.4903	549
P18	NQM	-70.9200	-33.5023	790	P42	NQM	-70.8782	-33.4878	496
P19	LB	-70.8985	-33.4943	582	P44	NQB	-70.9191	-33.4972	792
P22	LM	-70.8957	-33.4964	603	P47	LM	-70.8917	-33.4977	629
P24	LB	-70.8993	-33.4935	601	P48	SM	-70.9010	-33.4960	632
P25	LB	-70.8843	-33.4871	530	P50	LM	-70.8790	-33.4890	592

(*) No Quemados Bosque (NQB), No Quemados Matorral (NQM), Levemente quemados Bosque (LB), Levemente quemados Matorral (LM), Severamente quemados Bosque (SB), Severamente quemados Matorral (SM).

Apéndice 3. Listado florístico de las especies de líquenes encontradas en el SN Quebrada de La Plata.

Especie
Acarospora lorentzii (Müll. Arg.) Hue
Acarospora rhabarbarina Hue
Acarospora xanthophana (Nyl.) Jatta
Alyxoria varia (Pers.) Ertz y Tehler
Amandinea punctata (Hoffm.) Coppins y Scheid
Amandinea sp.
Amygdalaria sp.
Arthonia sp.
Aspicilia cinerea (L.) Körb
Aspicilia sp.
Buellia disciformis (Fr.) Mudd
Buellia jorgensis Zahlbr
Buellia sp. 1
Buellia sp. 2
Buellia sp. 3
Buellia subdisciformis (Leight.) Jatta
Buellia tricolor Zahlbr.
Bulbothrix goebelii (Zenker) Hale
Caloplaca cerina (Hedw.) Th. Fr.
Caloplaca chilensis Kärnefelt, S.Y. Kondr., Frödén y Arup
Caloplaca pergracilis Zahlbr
Caloplaca sp.
Caloplaca tucumanensis H. Magn.
Candelaria concolor (Dicks.) Arnold
Candelariella cf. reflexa (Nyl.) Lettau
Candelariella vitellina (Hoffm.) Müll. Arg.
Canoparmelia austroamericana Adler
Chrysothrix granulosa G. Thor
Chrysothrix pavonii (Fr.) J.R. Laundon
Circinaria calcarea (L.) A. Nordin, Savić y Tibell
Circinaria contorta (Hoffm.) A. Nordin, Savić y Tibell
Flavoparmelia caperata (L.) Hale
Flavoplaca flavocitrina (Nyl.) Arup, Frödén y Søchting
Flavopunctelia flaventior (Stirt.) Hale
Heterodermia follmannii Sipman
Hypotrachyna sp.
Josefpoeltia solediosa S.Y. Kondr. y Kärnefelt
Lecanora albella (Pers.) Ach
Lecanora cf. chlarotera Nyl.
Lecanora sp.
Lecidea atrobrunnea (DC.) Schaer
Lecidella elaeochroma (Ach.) M. Choisy
Lecidella sp.
Lepraria cf. borealis Loht. y Tønsberg
Lepraria membranacea (Dicks.) Vain
Lepraria sp.
Melanohalea sp.
Melanohalea subelegantula (Essl.) O. Blanco, A. Crespo, Divakar, Essl., D. Hawksw. y Lumbsch
Melanohalea subolivacea (Nyl. ex Hasse) O. Blanco, A. Crespo, Divakar, Essl., D. Hawksw. y Lumbsch subelegantula (Essl.) O. Blanco, A. Crespo, Divakar, Essl., D. Hawksw. y Lumbsch
Myriolecis dispersa (Pers.) Sliwa, Zhao Xin y Lumbsch

Especie
Myriolecis zosteræ (Ach.) Šliwa, Zhao Xin y Lumbsch
Myriospora smaragdula (Wahlenb.) Nägeli
NN1
NN2
NN3
NN4
Normandina pulchella (Borrer) Nyl
Parmelia saxatilis (L.) Ach
Parmelina pastillifera (Harm.) Hale
Parmotrema crinitum (Ach.) M. Choisy
Parmotrema perlatum (Huds.) M. Choisy
Parmotrema sp.
Physcia adscendens H. Olivier
Physcia aipolia (Ehrh. ex Humb.) Fürnr
Physcia caesia (Hoffm.) Hampe ex Fürnr
Physcia dubia (Hoffm.) Lettau
Physcia sp.
Physcia stellaris (L.) Nyl
Placomaronea candelarioides Räsänen
Placomaronea minima M. Westb. y Frödén
Polycauliona ascendens (S.Y. Kondr.) Frödén, Arup y Søchting
Polycauliona candelaria (L.) Frödén, Arup y Søchting
Polycauliona kaernefeltii (S.Y. Kondr., D.J. Galloway y Goward) Frödén, Arup y Søchting
Polycauliona polycarpa (Hoffm.) Frödén, Arup y Søchting
Porina sp.
Protoparmeliopsis muralis (Schreb.) M. Choisy
Punctelia reddenda (Stirt.) Krog
Punctelia subrudecta (Nyl.) Krog
Pyrenula sp.
Ramalina chilensis Bertero ex Nyl.
Ramalina farinacea (L.) Ach
Ramalina striatula Nees y Flot
Rhizocarpon sp.
Rinodina pyrina (Ach.) Arnold
Rinodina sophodes (Ach.) A. Massal.
Roccellina chalybea Tehler
Scythioria phlogina (Ach.) S.Y. Kondr., Kärnefelt, Elix, A. Thell y Hur
Teloschistes chrysophthalmus (L.) Norman ex Tuck
Tephromela atra (Huds.) Hafellner
Usnea poliothrix Kremp
Usnea pusilla (Räsänen) Räsänen
Usnea sp.
Verrucaria sp.
Xanthoparmelia conspersa (Ehrh. ex Ach.) Hale
Xanthoparmelia farinosa (Vain.) T.H. Nash, Elix y J. Johnst.
Xanthoparmelia pustulescens T.H. Nash y Elix
Xanthoparmelia sorediata (Elix y P. Child) O. Blanco, A. Crespo, Elix y Lumbsch
Xanthoria cf. ulophylloides Räsänen
Xanthoria parietina (L.) Th. Fr
Xanthoria sp.

Apéndice 4. Síntesis de tabla “Herbario” de las especies presentes dentro (D) de las parcelas.

Especies	Leve										No quemado						Severa													
	Bosque					Matorral					Bosque			Matorral			Bosque				Matorral									
	P02	P03	P19	P24	P25	P32	P14	P22	P31	P33	P47	P50	P08	P16	P44	P17	P18	P42	P07	P09	P10	P15	P27	P37	P26	P30	P36	P39	P40	P48
Acarospora lorentzii														X															X	
Acarospora xanthophana																	X							X			X			
Amandinea punctata					X	X							X																	
Amygdalaria sp.																													X	
Arthonia sp.	X																													
Buellia disciformis					X																									
Buellia sp. 1					X	X						X		X		X				X							X			
Buellia subdisciformis						X																								
Buellia tricolor					X																									
Bulbothrix goebelii				X										X		X														
Caloplaca cerina																														
Caloplaca chilensis					X	X						X				X														
Caloplaca sp.															X															
Caloplaca tucumanensis															X								X							
Candelaria concolor	X	X	X	X	X	X						X	X	X	X	X	X				X			X		X	X	X		
Candelariella vitellina				X									X	X			X					X								
Canoparmelia austroamericana				X	X							X													X					
Chrysothrix pavonii		X	X	X	X	X						X	X	X		X	X													
Circinaria calcarea									X																					
Circinaria contorta	X							X							X	X					X			X		X	X			
Flavoparmelia caperata					X	X						X	X	X	X	X								X		X	X			
Flavoplaca flavocitrina			X	X										X	X						X									
Heterodermia follmannii			X																											
Hypotrachyna sp.													X	X																
Josefpoeltia solediosa			X	X	X									X	X	X													X	
Lecanora albella														X	X															
Lecanora cf. chlarotera					X																									
Lecanora sp.			X																											
Lecidea atrobrunnea																	X													
Lecidella elaeochroma																X														
Lepraria membranacea													X																	
Lepraria sp.				X										X																
Melanohalea subelegantula				X																			X							
Melanohalea subolivacea																	X													
Myriospora smaragdula								X								X							X							
NN4			X																											
Normandina pulchella													X																	
Parmelina pastillifera														X																
Parmotrema crinitum						X							X	X	X	X														
Physcia adscendens	X			X	X	X							X	X	X	X				X		X								
Physcia aipolia		X	X			X							X	X	X	X													X	
Physcia stellaris				X	X							X																		
Placomaronea candelarioides																X														
Polycauliona ascendens		X		X	X	X								X	X	X	X												X	
Polycauliona candelaria				X								X					X								X					
Polycauliona kaernefeltii	X				X											X					X									
Polycauliona polycarpa					X											X						X			X				X	
Protoparmeliopsis muralis	X							X							X	X	X			X	X		X					X		
Punctelia reddenda													X																	
Punctelia subrudecta			X										X	X	X	X														
Ramalina chilensis					X																									
Ramalina farinacea		X	X	X										X																
Ramalina striatula		X	X	X	X							X	X	X	X	X	X													
Rinodina pyrina		X		X	X									X		X	X					X			X				X	
Scythioria phlogina		X																												
Teloschistes chrysophthalmus	X				X	X						X	X	X	X	X								X						
Usnea pusilla					X	X						X				X														
Usnea sp.																													X	
Xanthoparmelia conspersa															X	X					X	X								
Xanthoparmelia solediosa																X														
Xanthoria parietina				X	X								X																	
Xanthoria sp.						X							X																	
Riqueza por Parcela	6	8	9	19	22	15	0	2	2	0	0	0	12	15	15	20	18	24	0	0	5	1	7	4	3	8	0	4	9	0

Apéndice 8. Índice de Shannon-Wiener para cada una de las parcelas de muestreo.

Índice	Leve						No quemado						Severa																	
	Bosque			Matorral			Bosque			Matorral			Bosque			Matorral														
Diversidad	P02	P03	P19	P24	P25	P32	P14	P22	P31	P33	P47	P50	P08	P16	P44	P17	P18	P42	P07	P09	P10	P15	P27	P37	P26	P30	P36	P39	P40	P48
Shannon_H	1.40	2.05	2.18	2.51	2.62	2.72	1.61	1.21	1.10	0.00	0.00	0.69	2.48	2.15	2.58	2.61	3.11	2.64	0.00	0.00	0.69	0.69	1.71	1.55	1.61	1.49	0.00	1.13	1.72	0.00

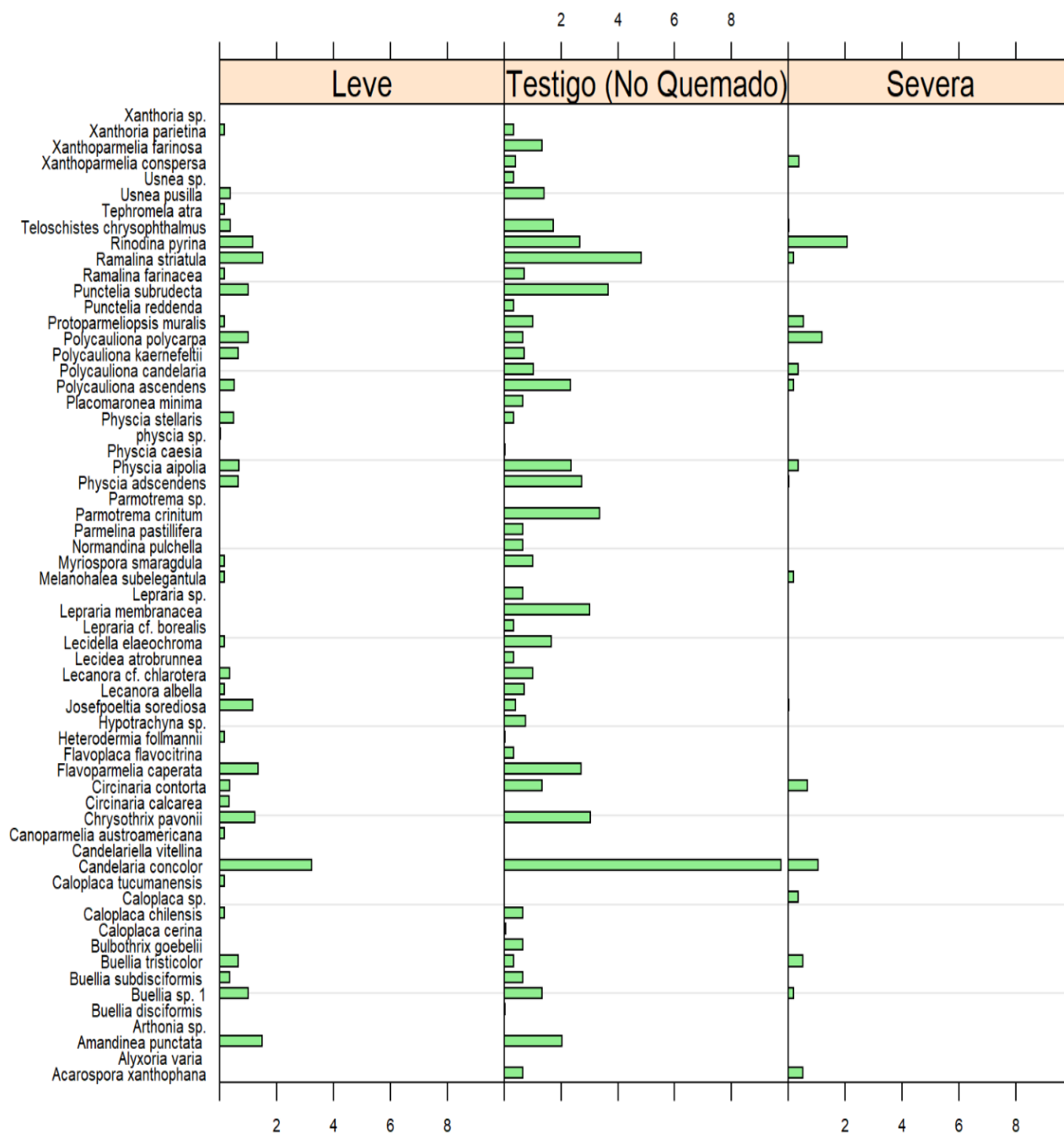
Apéndice 9. Listado taxonómico de los líquenes del SN Quebrada de La Plata.

Reino/Phylum/Su	Clase	Orden	Familia	Genero	Especie			
Fungi Ascomycota Pezizomycotina	Arthoniomycetes	Arthoniales	Arthoniaceae	Arthonia	Arthonia sp.			
			Chrysothrixaceae	Chrysothrix	Chrysothrix granulosa Chrysothrix pavonii			
			Lecanographaceae	Alyxoria	Alyxoria varia			
			Roccellaceae	Roccellina	Roccellina chalybea			
	Candelariomycetes	Candelariales	Candelariaceae	Candelaria	Candelaria	Candelaria concolor		
				Candelariella	Candelariella	Candelariella cf. reflexa Candelariella vitellina		
				Placomaronea	Placomaronea	Placomaronea candelarioides Placomaronea minima		
	Eurotiomycetes	Pyrenulales	Pyrenulaceae	Pyrenula	Pyrenula	Pyrenula sp.		
		Verrucariales	Verrucariaceae	Catapyrenium	Catapyrenium	NN1		
				Normandina	Normandina	Normandina pulchella		
				Verrucaria	Verrucaria	Verrucaria sp.		
	Lecanoromycetes	Acarosporales	Acarosporaceae	Acarospora	Acarospora	Acarospora lorentzii Acarospora rhabarbarina Acarospora xanthophana		
				Myriospora	Myriospora	Myriospora smaragdula		
				Caliciales	Caliciaceae	Amandinea	Amandinea	Amandinea punctata Amandinea sp.
						Buellia	Buellia	Buellia
		Heterodermia	Heterodermia				Heterodermia follmannii	
		Physcia	Physciaceae	Physcia	Physcia		Physcia adscendens Physcia aipolia Physcia caesia Physcia dubia Physcia sp. Physcia stellaris	
				Rinodina	Rinodina		Rinodina pyrina Rinodina sophodes	
				Incertae sedis	Incertae sedis		Scythioria	Scythioria phlogina
				Lecanorales	Lecanoraceae	Lecanora	Lecanora	Lecanora sp. Lecanora albella Lecanora cf. chlarotera NN2
		Lecidella	Lecidella			Lecidella sp. Lecidella elaeochroma		
		Myriolecis	Myriolecis			Myriolecis dispersa Myriolecis zosteriae		
		Protoparmeliopsis	Protoparmeliopsis			Protoparmeliopsis muralis		

Reino/Phylum/Su	Clase	Orden	Familia	Genero	Especie
Fungi Ascomycota Peizizomycotina	Lecanoromycetes	Lecanorales	Parmeliaceae	Bulbothrix	Bulbothrix goebelii
				Canoparmelia	Canoparmelia austroamericana
				Flavoparmelia	Flavoparmelia caperata
				Flavopunctelia	Flavopunctelia flaventior
				Hypotrachyna	Hypotrachyna sp.
				Melanohalea	Melanohalea sp.
					Melanohalea subelegantula
					Melanohalea subolivacea
				Parmelia	Parmelia saxatilis
				Parmelina	Parmelina pastillifera
				Parmotrema	Parmotrema crinitum
					Parmotrema perlatum
					Parmotrema sp.
				Punctelia	Punctelia reddenda
					Punctelia subrudecta
				Usnea	Usnea poliothrix
					Usnea pusilla
					Usnea sp.
				Xanthoparmelia	Xanthoparmelia conspersa
					Xanthoparmelia farinosa
		Xanthoparmelia pustulescens			
		Xanthoparmelia sorediata			
		Ramalinaceae	Ramalina	Ramalina chilensis	
				Ramalina farinacea	
				Ramalina striatula	
		Stereocaulaceae	Lepraria	Lepraria cf. borealis	
				Lepraria membranacea	
				Lepraria sp.	
		Tephromelataceae	Tephromela	Tephromela atra	
		Lecideales	Lecideaceae	Amygdalaria	Amygdalaria sp.
				Lecidea	NN3
				Lecidea	Lecidea atrobrunnea
		Ostropales	Porinaceae	Porina	Porina sp.
		Pertusariales	Megasporeaceae	Aspicilia	Aspicilia cinerea
					Aspicilia sp.
				circinaria	Circinaria calcarea
					Circinaria contorta
		Rhizocarpales	Rhizocarpaceae	Rhizocarpon	Rhizocarpon sp.
		Teloschistales	Teloschistaceae	Caloplaca	Caloplaca cerina
					Caloplaca chilensis
					Caloplaca pergracilis
Caloplaca sp.					
Caloplaca tucumanensis					
Flavoplaca	Flavoplaca flavocitrina				
Josefpoeltia	Josefpoeltia sorediata				
Polycauliona	Polycauliona ascendens				
	Polycauliona candelaria				
	Polycauliona kaernefeltii				
	Polycauliona polycarpa				
Teloschistes	Teloschistes chrysophthalmus				
Xanthoria	Xanthoria cf. ulophyllodes				
	Xanthoria parietina				
	Xanthoria sp.				

Apéndice 10. Resultados obtenidos del índice de Jaccard entre los sitios evaluados.

Sitios	LB	LM	NQB	NQM	SB	SM
LB	100.00	4.65	52.17	42.86	25.00	29.55
LM	4.65	100.00	0.00	7.50	20.00	11.11
NQB	52.17	0.00	100.00	38.78	13.16	28.57
NQM	42.86	7.50	38.78	100.00	32.50	37.50
SB	25.00	20.00	13.16	32.50	100.00	30.44
SM	29.55	11.11	28.57	37.50	30.44	100.00

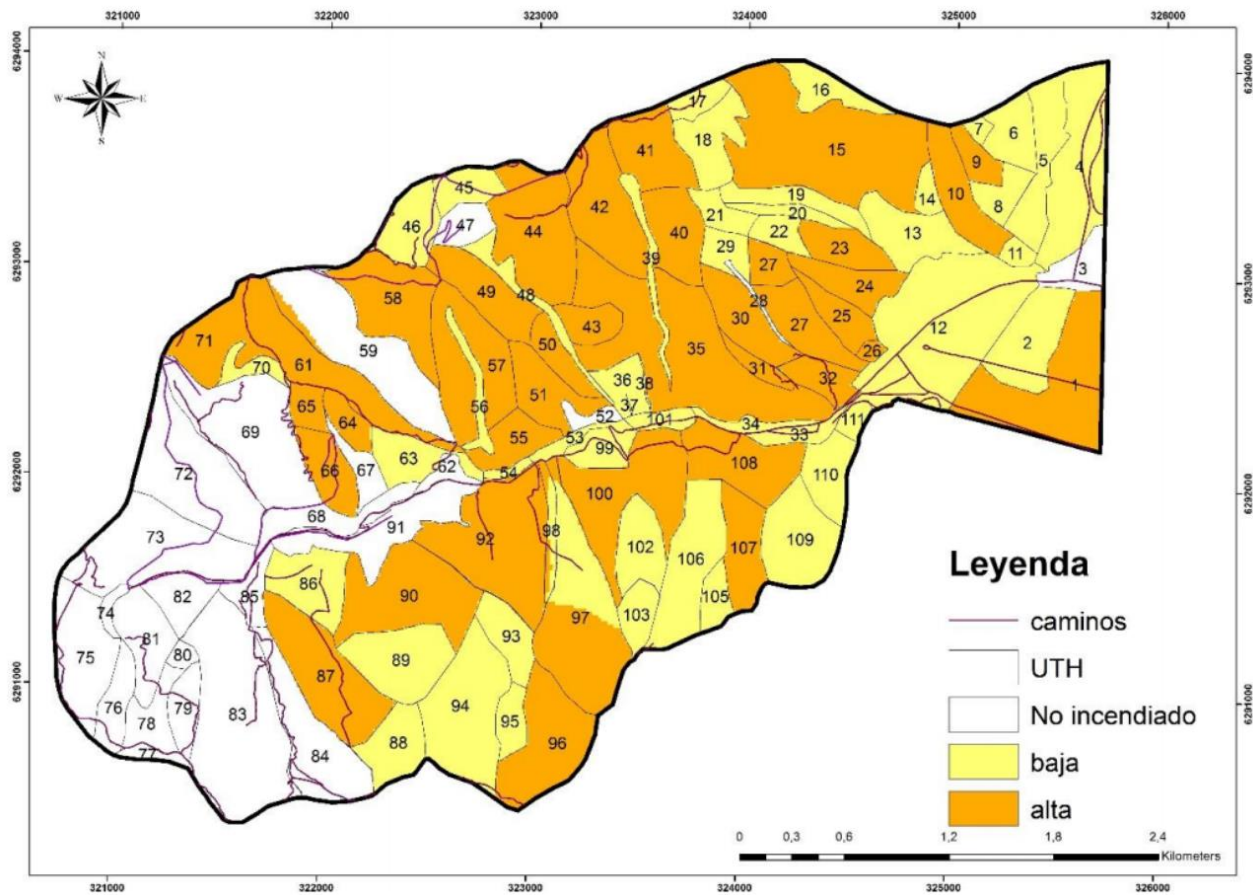
Apéndice 11. Porcentaje de cobertura específica por zona.

Apéndice 12. Resultados obtenidos con el método de Bray Curtis utilizando los valores de coberturas específicas.

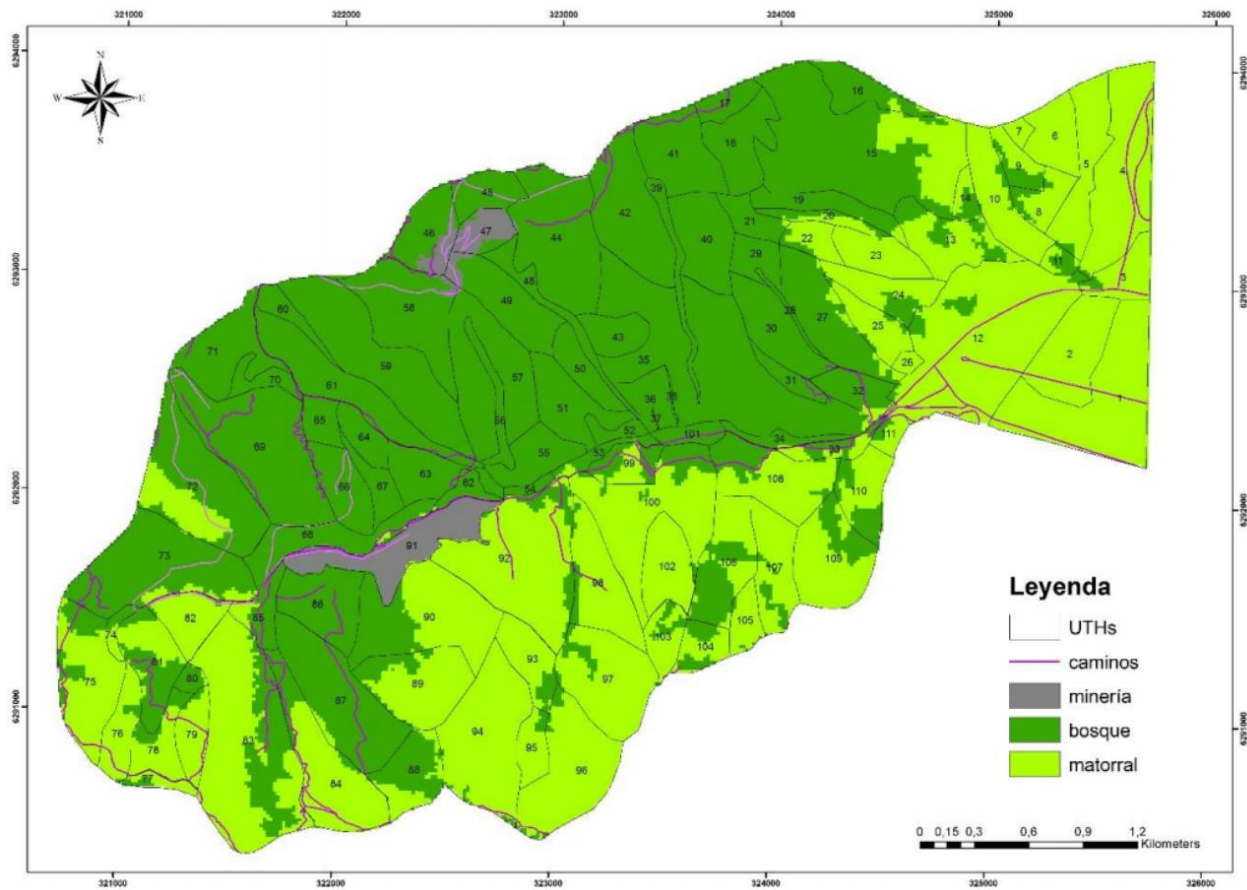
Sitios	NQB	NQM	LB	LM	SB	SM
NQB	100.00	49.36	53.89	4.84	6.68	18.14
NQM	49.36	100.00	57.78	6.77	12.19	23.31
LB	53.89	57.78	100.00	6.14	16.15	28.45
LM	4.84	6.77	6.14	100.00	32.65	21.99
SB	6.68	12.19	16.15	32.65	100.00	31.64
SM	18.14	23.31	28.45	21.99	31.64	100.00

ANEXOS

Anexo 1. Niveles de severidad de incendio detectados en el SN Quebrada de La Plata (cartografía adaptada a partir de CONAF (2016)). Fuente: Universidad de Chile, 2017.



Anexo 2. Tipos de vegetación identificados en el SN Quebrada de La Plata. Fuente: Universidad de Chile, 2017.



Anexo 3. Prioridad de revegetación, según severidad de incendio y tipo de vegetación identificados en el SN Quebrada de La Plata. Fuente: Universidad de Chile, 2017.

