

UNIVERSIDAD DE CHILE

Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza

Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

VARIACIÓN DEL ÍNDICE DE DIVERSIDAD FILOGENÉTICA (PD) DE FLORA TERRESTRE EN
RELACIÓN CON LA DEGRADACIÓN DE SUELO EN ALTOS DE CANTILLANA, REGIÓN
METROPOLITANA, CHILE

Proyecto de grado presentado como parte de
los requisitos para optar al título de Ingeniera
Forestal y al grado de Magíster en Áreas
Silvestres y Conservación de la Naturaleza.

CONSTANZA PAZ GATICA ORTEGA

Licenciada en Ciencias Forestales

Santiago, Chile

2020

Proyecto de grado presentado como parte de los requisitos para optar al título de Ingeniera Forestal y al grado de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

Profesora Guía

Nombre Rosa Scherson V. _____

Nota _____

Firma _____

Profesor Consejero

Nombre Nicolás García B. _____

Nota _____

Firma _____

Profesor Consejero

Nombre Horacio Bown I. _____

Nota _____

Firma _____

ÍNDICE

RESUMEN	8
SUMMARY	9
1. INTRODUCCIÓN	10
1.1 Conservación y valor evolutivo en taxa y ecosistemas	10
1.2 Amenazas y riqueza evolutiva en ecosistemas de montaña	11
1.3 Importancia y degradación de ecosistemas en la zona central de Chile	12
1.4 Altos de Cantillana: conservación de ecosistemas de la zona central de Chile ...	15
1.5 Importancia del estrato herbáceo en estudios de diversidad filogenética	16
2. MATERIAL Y MÉTODOS	18
2.1 Material	18
2.1.1 Área de estudio	18
2.2 Método	19
2.2.1 Sistema de muestreo	19
2.2.2 Estimación de los niveles de degradación a nivel de suelo	20
2.2.3 Caracterización de flora y colecta del material	21
2.2.4 Elaboración de la filogenia	22
2.2.5 Cálculo del índice de Diversidad Filogenética (PD) para cada nivel de degradación	
24	
2.2.6 Análisis estadístico.....	24
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	25
3.1 Estimación de los niveles de degradación a nivel de suelo	25
3.2 Caracterización de la flora	27
3.2.1 Pisos de vegetación	27
3.2.2 Riqueza y composición florística total.....	27
3.2.3 Flora terrestre de La Cayetana.....	30
3.2.4 Flora terrestre de Los Hornos.....	30

3.2.5	Categorías de conservación.....	31
3.3	Cálculo del Índice de Diversidad Filogenética (PD) por nivel de degradación	33
3.4	Correlación del índice de PD con la riqueza de especies, nivel de degradación y proporción entre especies nativas/exóticas.....	38
4.	CONCLUSIONES.....	42
5.	BIBLIOGRAFÍA.....	44
6.	APÉNDICES.....	57
	Apéndice 1. Diseño de muestreo, mostrando las parcelas situadas en el sitio “La Cayetana 1”, Reserva Natural Altos de Cantillana, Chile.	57
	Apéndice 2. Diseño de muestreo, mostrando las parcelas situadas en el sitio “La Cayetana 2”, Reserva Natural Altos de Cantillana, Chile.	58
	Apéndice 3. Diseño de muestreo, mostrando las parcelas situadas en el sitio “Los Hornos 1”, Reserva Natural Altos de Cantillana, Chile.	59
	Apéndice 4. Diseño de muestreo, mostrando las parcelas situadas en el sitio “Los Hornos 2”, Reserva Natural Altos de Cantillana, Chile.	60
	Apéndice 5. Pisos de vegetación presentes por nivel de degradación en la Reserva Natural Altos de Cantillana, Chile.	61
	Apéndice 6. Listado florístico de las plantas vasculares y briófitas registradas en el área de estudio, Reserva Natural Altos de Cantillana, Chile.	62
	Apéndice 7. Regresiones lineales entre PDcorr y las variables utilizadas para la establecer los niveles de degradación.	65
	Apéndice 8. Resultados del contraste de hipótesis con comparaciones múltiples entre los sitios y las distintas variables de degradación.....	66
	Apéndice 9. Resultados del contraste de hipótesis con comparaciones múltiples entre la PDcorr y los niveles de degradación.....	67
	Apéndice 10. Frecuencia de las familias de la flora terrestre total presente en La Cayetana (LC).	67
	Apéndice 11. Frecuencia de las familias de la flora terrestre total presente en Los Hornos (LH).	68

Apéndice 12. Frecuencia de los géneros, con respecto al total de parcelas (20), de la flora terrestre total presente en La Cayetana (LC)..... 69

Apéndice 13. Frecuencia de los géneros, con respecto al total de parcelas (20), de la flora terrestre total presente en Los Hornos (LH)..... 71

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ejemplo teórico del cálculo de Diversidad Filogenética (PD). La filogenia representa la relación hipotética entre los <i>taxa</i> A-J. Las barras rojas implican los cambios evolutivos propios de cada <i>taxon</i> o clado, y representan el largo de rama. En la tabla se observan cuatro zonas geográficas con diferentes <i>taxa</i> presentes en ellas; para calcular la PD de cada zona se suman los largos de rama de todos los <i>taxa</i> presentes en esa zona.....	10
Figura 2. Esquema hipotético de la degradación a nivel de suelo y vegetación en matorral y bosque esclerófilo en Chile central (basado en Whisenant, 1999).....	14
Figura 3. Mapa del área de estudio, mostrando los sitios de muestreo, los pisos vegetacionales existentes y las comunas que rodean Reserva Natural Altos de Cantillana, Chile. El archivo <i>shape</i> disponible de la Reserva tiene sólo los límites antiguos y actualmente ambos sitios de estudio se encuentran dentro de la Reserva.	18
Figura 4. Análisis de las variables usadas para establecer los niveles de degradación en el área de estudio en la Reserva Natural Altos de Cantillana, Chile.	25
Figura 5. Riqueza de especies vasculares y briófitas encontradas por nivel de degradación, Reserva Natural Altos de Cantillana, Chile.	30
Figura 6. Análisis de la variación del Índice de Diversidad Filogenética (PDcorr) en cuatro escenarios diferentes en la Reserva Natural Altos de Cantillana. Se presentan las siguientes divisiones: flora terrestre total (A), solo especies nativas (B), solo especies vasculares (C) y solo especies de briófitas (D).....	33
Figura 7. Filogenia de la flora terrestre total en el área de estudio, Reserva Natural Altos de Cantillana, Chile.	35
Figura 8. Filogenia de la flora terrestre total. Se marcan con rojo las ramas correspondientes a (a) <i>Taxa</i> presentes en La Cayetana (LC) y (b) <i>Taxa</i> presentes en Los Hornos (LH).	36
Figura 9. Regresión lineal entre diversidad filogenética (PD) y riqueza de especies en las unidades de muestreo de cada nivel de degradación. Los puntos naranjos representan a las parcelas ubicadas en LC (La Cayetana) y los puntos celestes las parcelas ubicadas en LH (Los Hornos).	39

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Especies en categorías de conservación de los sitios de estudio, Reserva Natural Altos de Cantillana, Chile.	32
Tabla 2. Familias más representativas presentes en La Cayetana (LC) y Los Hornos (LH). Frecuencia de cada familia (%) con respecto al total de parcelas (N) de LC (20 parcelas y total de 33 familias) y LH (20 parcelas y total de 27 familias).....	37

RESUMEN

Los problemas de conservación son de preocupación mundial, y la evaluación de *taxa* y ecosistemas con fines de conservación es fundamental a la hora de tomar decisiones. Se sabe que no se puede conservar toda la biodiversidad debido a los recursos limitados. Esto resalta la necesidad de realizar evaluaciones que maximicen la conservación de la biodiversidad, lo que muchas veces se dificulta al carecer de información básica de algunos *taxa*. Las perturbaciones antrópicas generan significativos problemas de degradación en los ecosistemas. Sin embargo, no se conoce cómo la degradación afecta a la Diversidad Filogenética (PD). Los ecosistemas de montaña son sectores frágiles con serios problemas de conservación. Chile es un país de montañas, donde el 64% del territorio continental se cubre de estos ecosistemas. La zona central, tanto en los valles como en las zonas montañosas, es la más densamente poblada del país, concentrándose aquí los mayores problemas de conservación y degradación. El presente estudio tuvo como objetivo analizar cómo la Diversidad Filogenética (PD) varía con la degradación de suelo en un ecosistema de montaña, con el fin de apoyar la toma de decisiones de conservación, complementando las medidas clásicas para evaluar *taxa* y ecosistemas con información evolutiva. Los resultados muestran que existen dos niveles de degradación, las variables determinantes fueron la biomasa de hojarasca, carbono del suelo (C), nitrógeno del suelo (N), NDVI y relación C/N, al contrario de la cobertura perenne. Se concluye que la PD disminuye a medida que aumenta la degradación y que los sitios con alta riqueza de especies no necesariamente tienen una mayor PD. Por otro lado, las briófitas tienen un impacto positivo en su aporte en PD y los resultados cambian al integrarlas en los análisis, visibilizando la importancia de considerar este grupo en futuras investigaciones. Finalmente, se destaca que la PD es una excelente herramienta de apoyo a las decisiones de conservación, contribuyendo a maximizar la protección de la biodiversidad. Al utilizarla en combinación con medidas clásicas de evaluación de la biodiversidad, se lograrán tomar decisiones con fines de conservación mejor informadas y más acertadas.

Palabras clave: *Diversidad Filogenética (PD), conservación, briófitas, gradiente de degradación, bosque esclerófilo, plantas terrestres, ecosistemas de montañas.*

SUMMARY

Conservation issues are of global concern, and taxa and ecosystem assessment for conservation purposes is central to decision making. It is known that it is not possible to conserve all biodiversity because of limited resources. This highlights the need for assessments that maximize biodiversity conservation, which is often difficult due to the lack of basic information on some taxa. Anthropogenic disturbances generate significant degradation problems in ecosystems. However, it is not known how degradation affects Phylogenetic Diversity (PD). Mountain ecosystems are fragile sectors with serious conservation problems. Chile is a country of mountains, where 64% of the continental territory is covered by these ecosystems. The central zone, its valleys and also mountains, is the most densely populated region of the country, concentrating many conservation and degradation problems. The aim of this study was to analyze how PD varies with soil degradation, to support conservation decision-making, complementing classical measures to assess taxa and ecosystems, with evolutionary information. The results show that there are two levels of degradation, the determining variables being litter biomass, soil carbon (C), soil nitrogen (N), NDVI and C/N ratio, as opposed to perennial cover. The study concluded that PD decreases as degradation increases and the sites with high species richness do not necessarily have higher PD. On the other hand, bryophytes have a positive impact on their contribution to PD and results change when they are integrated into the analyses, highlighting the importance of considering this group in future research. Finally, it should be noted that PD is an excellent tool for supporting conservation decisions, helping to maximize the protection of biodiversity. By using it in combination with classic biodiversity assessment measures, better informed and more accurate conservation decisions will be made.

Key words: *Phylogenetic Diversity (PD), conservation, bryophytes, degradation gradient, sclerophyllous forest, land plant, mountain ecosystems.*

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Conservación y valor evolutivo en taxa y ecosistemas

Los problemas de conservación son de preocupación mundial, y la evaluación de *taxa* y ecosistemas con fines de conservación es fundamental a la hora de tomar decisiones. Sin embargo, existen numerosas maneras de realizar estas evaluaciones.

Se estima que una evaluación con fines de conservación es más completa si se consideran los patrones evolutivos que han conformado la actual distribución de la biodiversidad. Para ello se han generado varias mediciones basadas en “índices evolutivos”. El más usado es el índice de Diversidad Filogenética (PD-*Phylogenetic Diversity* – Faith, 1992), el cual mide la acumulación de atributos o adaptaciones en un *taxon* o grupo de *taxa* en el tiempo, y entrega una idea cuantitativa de la cantidad de evolución contenida en ellos. La pregunta que se propone contestar es ¿cuánta evolución, es decir qué porcentaje del árbol de la vida, se perdería si ese *taxon*, o grupo de *taxa* no fuese conservado? (Forest *et al.*, 2007; Pio *et al.*, 2011; Mishler *et al.*, 2014). Se calcula como la suma de las longitudes de ramas en una filogenia que conecta un conjunto de *taxa*; el cálculo teórico se observa en la **Fig. 1**. Este índice es relativamente robusto a los cambios en el estado taxonómico y, lo que es más importante, permite realizar comparaciones directas entre áreas y diferentes grupos taxonómicos (Scherson *et al.*, 2017).

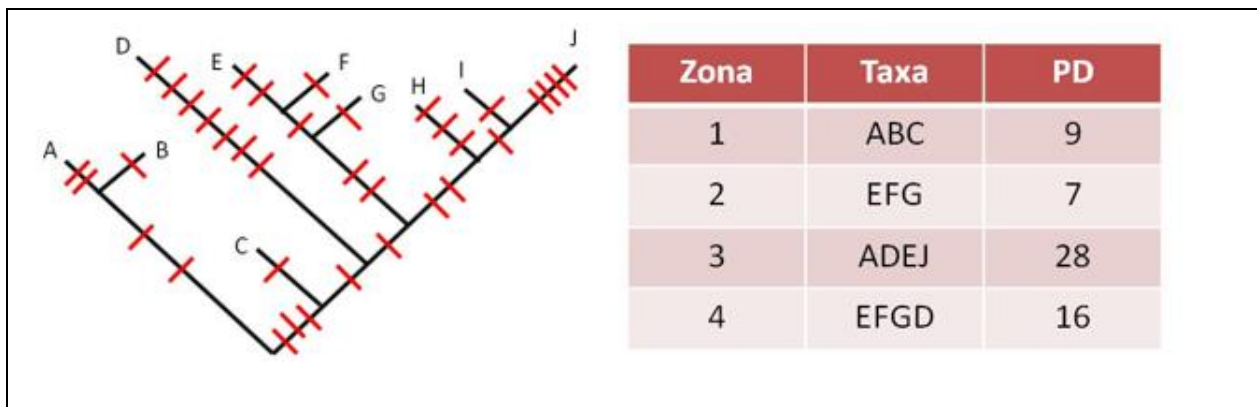


Figura 1. Ejemplo teórico del cálculo de Diversidad Filogenética (PD). La filogenia representa la relación hipotética entre los *taxa* A-J. Las barras rojas implican los cambios evolutivos propios de cada *taxon* o clado, y representan el largo de rama. En la tabla se observan cuatro zonas geográficas con diferentes *taxa* presentes en ellas; para calcular la PD de cada zona se suman los largos de rama de todos los *taxa* presentes en esa zona. Fuente: Scherson, 2013.

Se ha demostrado que la PD es un buen indicador del estado de un ecosistema, ya que está positivamente relacionado con su productividad primaria (Cadotte *et al.*, 2009). Recientemente, ha sido sugerido como el índice adecuado para medir el límite planetario de pérdida de biodiversidad (Mace *et al.*, 2014), y ha sido propuesto como índice de valor de opción de la biodiversidad por el Panel Intergubernamental de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES 2019). Una de las discusiones con respecto al índice de PD es su relación con la riqueza, ya que estudios iniciales indicaron que estaban altamente relacionados positivamente. Si este fuera el caso, entonces su uso tendría poca justificación, ya que bastaría con tener un conteo de especies para saber si una zona tiene mayor o menor diversidad evolutiva. Sin embargo, es cada vez más evidente que una medición no predice a la otra, dados los múltiples procesos que afectan la especiación, extinción y radiación de *taxa* en un área (Forest *et al.*, 2007; Scherson *et al.*, 2012).

Un ejemplo reciente sobre el uso de PD con fines de conservación es el estudio de Scherson *et al.* (2017) sobre cómo las características evolutivas de la flora vascular de Chile se distribuyen a través del paisaje, donde utilizaron el índice de PD para identificar áreas de interés evolutivo que pueden ser importantes de considerar para la conservación. Concluyeron que la zona central del país, que se ha reconocido durante mucho tiempo como un *hotspot* de biodiversidad, concentra la riqueza de géneros en el país y tiene también una alta PD. Sin embargo, también se encontraron otras áreas que emergen como concentraciones altamente significativas de diversidad y endemismo evolutivos que merecen ser preservadas, además del *hotspot*. Por lo tanto, en vista de estos resultados, investigaciones futuras pueden preguntarse si, actualmente, las áreas protegidas en Chile están cubriendo estas nuevas zonas que son interesantes para la conservación desde un punto de vista evolutivo.

1.2 Amenazas y riqueza evolutiva en ecosistemas de montaña

Los ecosistemas de montaña son sectores con alturas sobre los 300 msnm y pendientes abruptas, excluyendo las grandes mesetas. La importancia de este tipo de ecosistemas es trascendental, ya que ocupan aproximadamente un quinto de la superficie terrestre, más de un décimo de la población mundial habita en ellos y la mitad de la humanidad depende de sus recursos, en gran medida por el agua. Las montañas soportan aproximadamente un cuarto de la biodiversidad terrestre, y cerca de la mitad de los *hotspots* de biodiversidad están concentrados en ellas (Fredericksen *et al.*, 2011; FAO, 2014). De acuerdo con Hoffmann *et al.* (1998) y FAO

(2014), las montañas juegan un papel importante en la regeneración, nacimiento y protección de cuencas de ríos, disminuyendo las inundaciones y sedimentación en las zonas de altas pendientes.

Chile es un país de montañas, con una superficie montañosa de 47,8 millones de hectáreas, que corresponde al 63,8% del territorio nacional. La población de residentes en estas áreas alcanza los 3,6 millones de habitantes. Su mayor concentración se encuentra en la macrozona de montaña central (2,8 millones de habitantes), donde se presentan los mayores problemas de conservación y degradación. Estos problemas incluyen: extracción de tierra de hojas, sobrepastoreo, deforestación, incendios forestales, vertederos ilegales, caza, extracción de flora nativa, expansión urbana, turismo sin resguardo y explotación minera poco regulada, desencadenando la pérdida de sus características propias, lo que se traduce en altos niveles de degradación (Rodrigo *et al.*, 2010; Flores *et al.*, 2012; FAO, 2014).

1.3 Importancia y degradación de ecosistemas en la zona central de Chile

Las zonas con clima mediterráneo se encuentran en cinco regiones en el mundo (Chaparral de California, suroeste de Australia, Provincia del Cabo en Sudáfrica, Chile Central, región mediterránea del sur de Europa y norte de África). En conjunto, estas áreas ocupan un 3% de la superficie terrestre y se caracterizan por presentar veranos con una larga temporada de sequía e inviernos fríos y lluviosos. Un aspecto importante para considerar es que estas zonas, dado su alto grado de endemismo y riqueza de especies, han sido consideradas como *hotspots* de biodiversidad mundial (Myers *et al.* 2000; Hoffmann *et al.* 2012; Sánchez, 2011).

La Ecorregión Mediterránea de Chile se encuentra dentro del *hotspot* de biodiversidad llamado “*Chilean winter rainfall-Valdivian forests*” y ha sido clasificada como centro mundial para la diversidad de la flora, debido al alto grado de endemismo regional y riqueza de especies de flora vascular (Arroyo *et al.*, 2004; Magni *et al.*, 2015). Esta región se encuentra emplazada en la zona central de Chile, donde domina el matorral mediterráneo y bosque esclerófilo, los que se extienden desde la región de Coquimbo (IV) a Biobío (VIII) entre las latitudes 30°S-37°S. La vegetación presente se caracteriza por estar bien adaptada al clima mediterráneo (Chester, 2016). Sin embargo, a pesar de su importancia, la protección de sus ecosistemas es muy insuficiente. De hecho, la mayor parte de los ecosistemas terrestres sin protección oficial corresponden a formaciones de esta Ecorregión, junto con matorrales costeros e interiores de la

zona norte y estepas de la zona austral (Torres, 2009; Oltremari y Baldini, 2010; Pliscoff y Fuentes-Castillo, 2011).

La zona central de Chile es la región más densamente poblada del país, siendo el hogar de más de 10 millones de habitantes (Garreaud *et al.*, 2019). Esto ha sido la causa de una larga historia de degradación por incendios forestales, agricultura, extracción de madera y ganadería, dando paso a la dificultad de hallar vegetación sin alterar (Novoa y Matus, 2013; Bown *et al.*, 2014; Chester, 2016). De La Maza *et al.* (2014) indican que el pisoteo es una de las actividades que afectan de manera significativa al suelo y la flora, ya que produce la pulverización de la hojarasca y la desagregación de los primeros centímetros de suelo superficial rico en materia orgánica. Con el tiempo este material es extraído del sistema por procesos erosivos o simplemente por un aumento en los procesos de mineralización, desencadenando la degradación del sistema.

En la Región Metropolitana de Santiago, se han realizado estudios competentes a la degradación en ecosistemas esclerófilos. Pérez-Quezada y Bown (2015), realizaron un estudio sobre la restauración en ecosistemas andinos en los cajones del Maipo y Mapocho. Observaron que la degradación provoca un cambio estructural marcado en zonas con bosque esclerófilo, donde a medida que esta aumenta, la cobertura de especies arbóreas disminuye de un 55-85% hasta cubrir solo un 25% de la superficie. Dentro de las mediciones que realizaron, encontraron que el carbono total del suelo se reduce drásticamente con la degradación, perdiéndose cerca del 70% entre los niveles de degradación baja y alta. Sin embargo, la relación carbono (C) /nitrógeno (N) disminuye lentamente, ya que en sectores de alta degradación se encuentra una especie fijadora de N entre las más abundantes, como es el caso de *Acacia caven* (Molina) Molina, lo que implica que el C disminuye a una tasa más alta que el N.

Por otro lado, Pérez-Quezada y Bown (2015) observaron que hay especies que disminuyen su dominancia a medida que aumenta la degradación, como es el caso de la especie arbórea *Lithraea caustica* (Molina) Hook. & Arn., que da paso a especies arbustivas como *Colliguaja odorifera* Molina. Esta última especie es interesante, ya que su cobertura absoluta disminuye con la degradación, siendo más abundante en estados de perturbación intermedia, caracterizada por ser un estado de transición entre una comunidad dominada por especies arbóreas en baja perturbación y otra dominada por especies herbáceas o arbóreas rústicas, siendo el caso de *A. caven* dominando en estados de alta degradación. También destacan que la biomasa de hojarasca sólo es importante en sitios con vegetación arbórea, donde decrece con la degradación.

Finalmente, concluyen que los mejores indicadores de degradación son la cobertura de plantas y el carbono total en el suelo, recomendando elegir más de una variable para corroborar el estado de degradación.

Otro estudio destacado, es el realizado por Bown *et al.* (2014), donde analizaron la variación de la respiración del suelo a través de un gradiente de perturbación en el ecosistema esclerófilo de la Reserva Nacional Roblería del Cobre de Loncha. Lo interesante de este estudio fue que establecieron un esquema con 4 niveles de perturbación (**Fig. 2**). La condición D1, corresponde a bosque esclerófilo catalogado como ligeramente perturbado, caracterizado por presentar aproximadamente la mitad de los árboles regenerados por semillas y la mitad de crecimiento secundario (por extracción de leña y fuego de baja intensidad), presentando una cobertura mayor al 75%. La condición D2, corresponde a bosque esclerófilo y es el nivel moderadamente perturbado, donde todos los árboles son de crecimiento secundario, presentando una cobertura entre 50-70%. La condición D3, corresponde a matorral espinoso y es el nivel fuertemente perturbado, presentando una cobertura arbórea menor al 15% y una cobertura de arbustos del 50%, aproximadamente. La condición D4, corresponde a sabana de *A. caven* y es el nivel mayormente perturbado, presentando densa cobertura de herbáceas y un bosque abierto xerófilo dominado por *A. caven* con baja frecuencia de árboles de *Quillaja saponaria* Molina, *Cryptocarya alba* (Molina) Looser y *Lithraea caustica*.

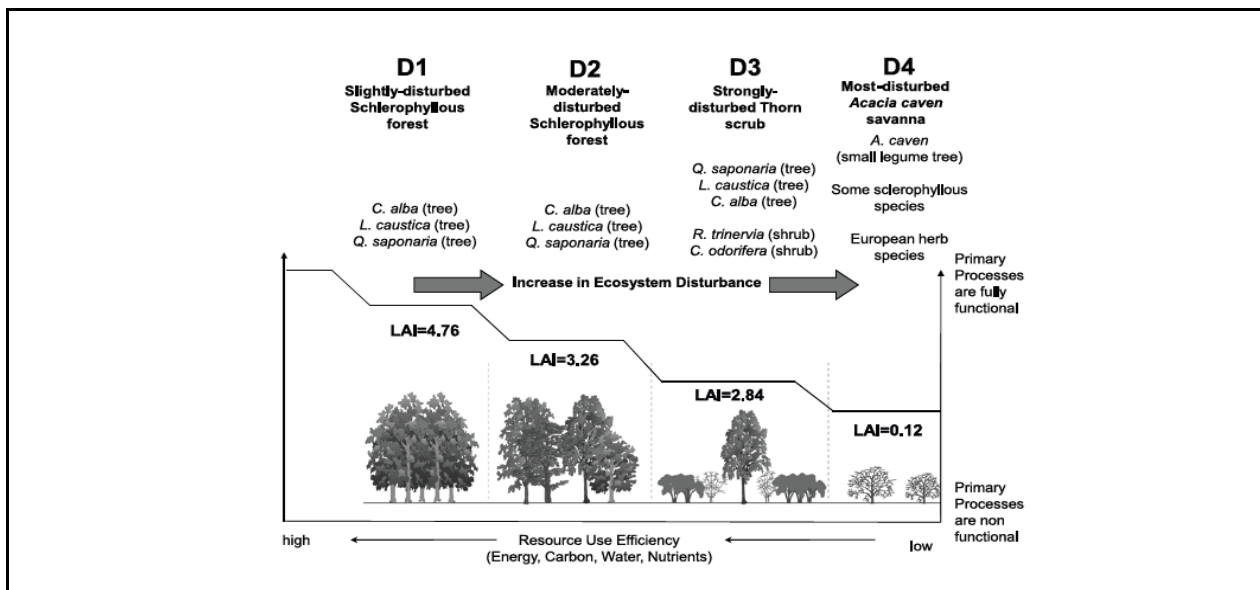


Figura 2. Esquema hipotético de la degradación a nivel de suelo y vegetación en matorral y bosque esclerófilo en Chile central (basado en Whisenant, 1999). Fuente: Bown *et al.* (2014).

1.4 Altos de Cantillana: conservación de ecosistemas de la zona central de Chile

En la Región Metropolitana el 65% del territorio corresponde a sistemas de montañas (Teillier *et al.*, 2011), un ejemplo es el macizo montañoso Altos de Cantillana localizado en las provincias de Maipo y Melipilla, abarcando territorios de cinco comunas (Melipilla, San Pedro, Alhué, Isla de Maipo y Paine) con alturas de hasta más de 2.000 m.s.n.m. Esta área mantiene muestras bien conservadas de la Ecorregión Mediterránea de Chile (Arroyo *et al.*, 2004; Magni *et al.*, 2015).

Dada la importancia de Altos de Cantillana y de la formación esclerófila que lo domina, en el año 1988 fue declarado Área Prohibida de Caza y en el año 2015 se declara al “Cordón montañoso”, en la Estrategia Regional para la Conservación de la biodiversidad, como el sitio prioritario número uno para la conservación de la biodiversidad en la Región Metropolitana, abarcando cerca de 205.000 hectáreas. Uno de los elementos más sobresalientes de la flora vascular de Altos de Cantillana es que, aproximadamente, el 40% de las especies son endémicas de Chile (Muñoz *et al.*, 1997; Decreto N°382, 1998; Centro EULA-Chile, 2004; Romero, 2017).

Su conservación se lleva a cabo dentro de la Reserva Natural Altos de Cantillana, donde la principal amenaza para la flora es el pastoreo ilegal, afectando la vegetación, debido a acciones como el pisoteo, ramoneo, consumo de semillas, transporte de especies exóticas invasoras y pérdida de suelo. Otras amenazas son el uso de especies nativas para leña y carbón vegetal, extracción de tierra de hoja, incendios forestales y turismo irresponsable (Romero y Teillier, 2009; Altos de Cantillana, 2018).

En la reserva existen al menos 315 especies de plantas vasculares, siendo las familias más abundantes Asteraceae y Poaceae (Centro Eula-Chile, 2004; Romero y Teillier, 2014). Se destaca la presencia de *Avellanita bustillosii* Phil., endémica de la zona central y catalogada como “En Peligro” según el actual proceso de clasificación de especies del Ministerio del Medio Ambiente. Otras especies consideradas “en peligro de extinción” son *Beilschmiedia berteroa* (Gay) Kosterm. y *Adiantum gertrudis* Esp. Bustos. Dentro de las especies clasificadas como “vulnerables”, se encuentran *Beilschmiedia miersii* (Gay) Kosterm., *Kageneckia angustifolia* D.Don, *Porlieria chilensis* I.M. Johnst. y dos especies de cactáceas *Eriosyce curvispina* (Bertero ex Colla) Katt. y *Neoporteria horrida* (Remy) D.R.Hunt (Centro Eula-Chile, 2004; Oltremari y Baldini, 2010; MMA, 2020).

Dentro de las briófitas (grupo de pequeñas plantas sin sistema vascular), de acuerdo con el listado de briófitas de la Reserva realizado por Larraín (2018), y registros por Gradstein y Cuvertino (2015) y Romero *et al.* (2012), se encontraron 112 taxa, correspondientes a 81 musgos, 26 hepáticas y 5 antocerotes. Se destaca la presencia de musgos como *Costesia macrocarpa* (Schimp.) Cuvertino, Miserere & Buffa y *Juratzkaea seminervis* (Kunze ex Schwägr.) Lorentz, endémicos de Chile central y *Catagoniopsis berteriana* (Mont.) Broth. género endémico de Chile (Larraín, 2016). Dentro de las hepáticas se pueden encontrar especies interesantes como *Gongylanthus dusenii* Steph., endémica de Chile y dentro de los antocerotes se puede encontrar la especie endémica *Paraphymatoceros diadematus* Hässel (Ardiles y Peñaloza, 2013).

1.5 Importancia del estrato herbáceo en estudios de diversidad filogenética

La mayoría de los estudios de PD aplicados en plantas sólo consideran el estrato arbóreo y arbustivo, debido a la escasa información sobre el estrato herbáceo (Kusuma *et al.*, 2018) y más aún, de las especies de briófitas, especialmente en Chile. Los estudios que han involucrado el estrato herbáceo sólo consideran hasta el nivel taxonómico de género (ejemplo Forest *et al.*, 2007, Thornhill *et al.*, 2017; Scherson *et al.*, 2017). A nivel mundial sólo existen tres estudios sobre PD en briófitas con fines de conservación realizados por Shaw *et al.* (2003), Pereira y Cavalcanti (2015) y Miller *et al.* (2018).

El estrato herbáceo cumple funciones relevantes en el ecosistema, por ejemplo, las briófitas (en conjunto con líquenes, asociación entre alga/cianobacteria y hongo) constituyen la primera etapa de la sucesión ecológica, siendo los primeros organismos en colonizar suelos inestables, pobres en nutrientes y sitios alterados luego de un disturbio, protegiendo al suelo de la erosión y compactación, regulando el ciclo hidrológico, ayudando en la germinación de especies vasculares, fijando nitrógeno a través de asociaciones con cianobacterias, capturando carbono atmosférico, y sirviendo de alimento y refugio para microorganismos, invertebrados y vertebrados (Estébanez *et al.*, 2011). Por otra parte, la vegetación herbácea es importante, tanto en número de especies como en endemismo; por ejemplo, el género *Alstroemeria* es exclusivamente sudamericano con aproximadamente 100 especies, de las cuales 49 crecen en Chile, siendo 40 endémicas del país (Muñoz y Moreira, 2003).

En un estudio previo de PD en la Reserva Natural Altos de Cantillana se consideró el estrato herbáceo de plantas vasculares, midiendo tres sitios con distintos niveles de degradación

presentes en La Cayetana (ganado), Los Hornos (extracción de hojarasca y ganado) y Huelquén, que está ubicado fuera de la Reserva, con 20 años de exclusión. Los resultados indicaron que los tres sitios son diferentes en términos de su contribución evolutiva. Al realizar la estandarización por la riqueza de especies, Huelquén muestra una mayor diversidad evolutiva en relación con el número de especies que el resto de los sitios. En el estudio se comenta que esto podría explicarse ya que los taxa de Huelquén se encuentran en ramas evolutivas más largas de lo esperado, lo que significa que tienen una historia evolutiva más acumulada. Finalmente, se concluye que Huelquén es el sitio con más historia evolutiva acumulada por especie (Magni *et al.*, 2015). Los análisis realizados en este estudio contemplaron sólo la flora vascular y el muestreo se realizó sólo en una época del año. Sin embargo, los resultados son interesantes y apuntan a la necesidad de estudiar estos patrones con mayor profundidad.

Bajo este panorama, el objetivo principal de este estudio es analizar la variación del índice de Diversidad Filogenética (PD) de flora terrestre en relación con la degradación de suelo en la Reserva Natural Privada Altos de Cantillana, con el fin de apoyar la toma de decisiones de conservación, complementando medidas clásicas como riqueza y endemismos con información evolutiva. Para cumplir con este objetivo, se propusieron los siguientes objetivos específicos:

- Estimar los niveles de degradación a nivel de suelo para los sectores de estudio.
- Caracterizar la flora vascular y briófitas de los sitios de estudio, basada en un listado florístico.
- Calcular la Diversidad Filogenética (PD) para cada nivel de degradación.
- Correlacionar el índice de PD con la riqueza de especies, nivel de degradación y proporción entre especies nativas y exóticas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1 Material

2.1.1 Área de estudio

La Reserva Natural Altos de Cantillana fue creada el año 2008 como iniciativa de conservación privada sin fines de lucro de la Corporación Altos de Cantillana, que tiene como objetivo conservar 12.000 hectáreas del cordón montañoso y se encuentra a 70 km de Santiago (Torres, 2009; Romero, 2017). El área de estudio corresponde a dos grandes sectores dentro de la Reserva (**Fig. 3**). Ambos sitios se encuentran localizados en exposición norte y con vegetación esclerófila, el primero conocido como “La Cayetana” y el segundo como “Los Hornos”, parte del cual, hace tres años, se encuentra bajo exclusión de ganado por medio de la instalación de un cerco de 2 km.

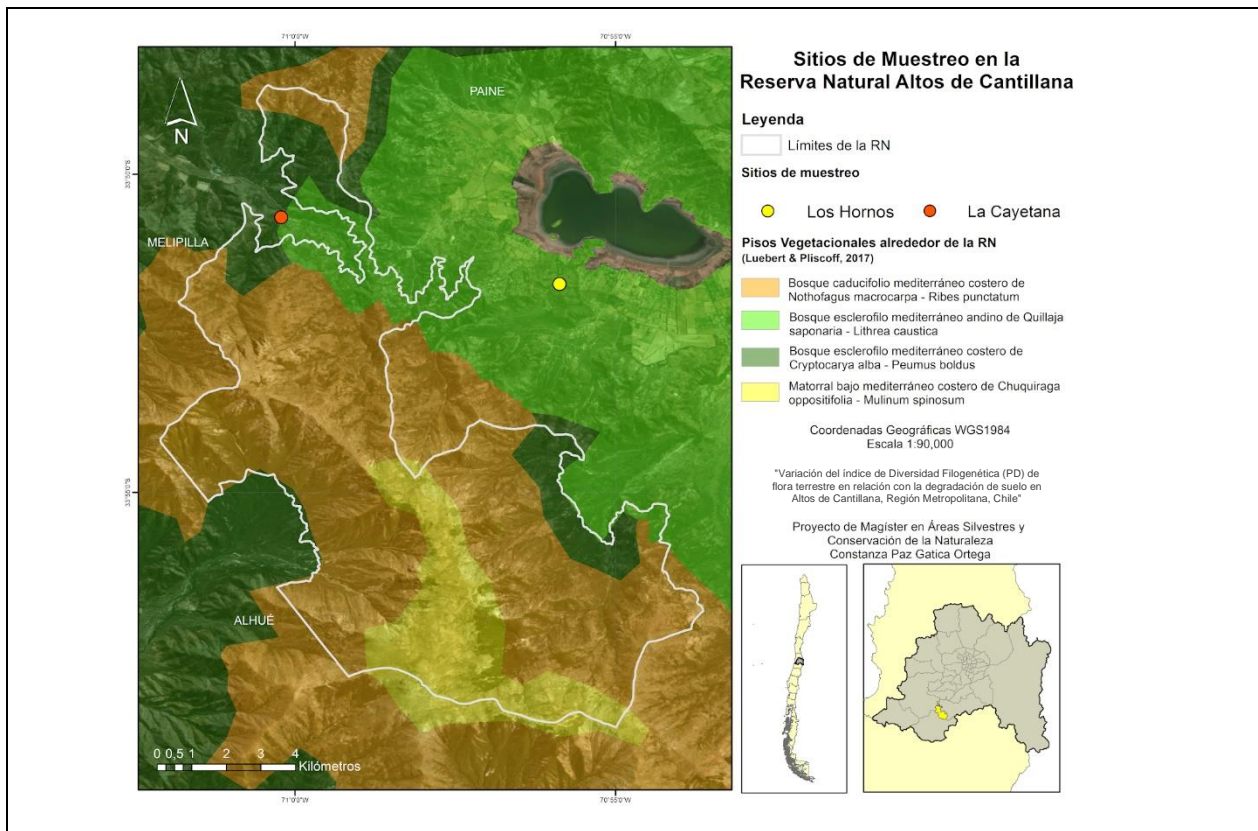


Figura 3. Mapa del área de estudio, mostrando los sitios de muestreo, los pisos vegetacionales existentes y las comunas que rodean Reserva Natural Altos de Cantillana, Chile. El archivo *shape* disponible de la Reserva tiene sólo los límites antiguos y actualmente ambos sitios de estudio se encuentran dentro de la Reserva. Fuente: Gentileza de Diego Vera.

2.2 Método

2.2.1 Sistema de muestreo

Se realizó un listado florístico durante el año 2019 (agosto y noviembre), donde se realizaron 10 parcelas rectangulares de 10x10 m en cada nivel de degradación, es decir, 20 parcelas en La Cayetana y 20 en Los Hornos (**Apéndices 1-4**). El tamaño de las parcelas de muestreo se determinó mediante la obtención del área mínima, a través del método del cuadrado creciente de Braun Blanquet (Mueller-Dombois y ElleMBERG, 1974; Mateucci y Colma, 1982) realizado previamente por la administración de la Reserva, dando como resultado que parcelas de 10x10 m son adecuadas para muestreos florísticos representativos del bosque esclerófilo en la zona. El número de parcelas se determinó mediante un muestreo piloto, donde se utilizó el coeficiente de variación de la flora vascular presente en cuatro parcelas piloto dentro de los cuatro sitios de estudio, utilizando la siguiente fórmula (Gómez, 1977; Mostacedo y Fredericksen, 2000):

$$n = (CV^2 * t^2) / P^2$$

Donde,

n = Número de unidades muestrales.

CV = Coeficiente de variación.

t = Valor que se obtiene de las tablas de “t” de Student, t = 0.05 (asumido con un valor de 2).

P = Error de muestreo (error aceptado de 15%).

Posteriormente, para que el muestreo fuera aleatorio, se generaron puntos al azar en los cuatro sitios con distintos niveles de degradación con el *software* QGIS versión 3.10.5 (<https://www.qgis.org/es/site/>) e imágenes satelitales obtenidas de Google Earth Pro (<https://www.google.cl/intl/es/earth/>).

De acuerdo con Hällinback *et al.* (1996), las comunidades de briófitas tienen una distribución espacial discontinua o en parches, lo que responde a su preferencia por microhábitat escasos e irregularmente distribuidos. Es por esta razón, que para su muestreo y colecta se realizaron recorridos libres dentro de cada parcela, con el fin de observar puntos con presencia de estas

plantas cubriendo los distintos tipos de sustratos (suelo, roca, pequeños taludes, corteza de árboles vivos y muertos, especies leñosas, troncos caídos). Se recolectó material hasta una altura de dos metros en las especies leñosas (Rovere y Calabrese, 2011).

2.2.2 Estimación de los niveles de degradación a nivel de suelo

La perturbación a la que ha estado sometido el sitio de “La Cayetana” es principalmente la presencia de ganado y “Los Hornos”, presencia del ganado y extracción de hojarasca. Para definir los niveles de degradación se utilizaron las siguientes variables cuantitativas:

1. Biomasa de hojarasca
2. Cobertura perenne
3. Contenido de carbono (C) y nitrógeno (N) en el suelo
4. Relación C/N
5. NDVI

La biomasa de hojarasca (g/m²) (1) se midió extrayendo toda la hojarasca de cuatro cuadrantes de 0,5 x 0,5 m, situados al azar dentro de cada parcela de 10 x 10 m, obteniendo un promedio por parcela. Las muestras de hojarasca fueron secadas en una estufa a 55°C hasta peso constante y se registró el peso seco. Para la extracción de la hojarasca, se utilizó la definición de Proctor (1983): mezcla de hojas, flores, frutos y parte lignificadas (ramitas no mayores de 1 cm de diámetro, corteza, etc.), que caen al suelo proveniente del estrato arbóreo.

La cobertura perenne (2) se estimó como el porcentaje de la proyección horizontal del estrato arbóreo, utilizando los rangos de porcentajes de la escala de Braun-Blanquet (<5, 5-25, 25-50, 50-75 y 75-100). Para conseguir solo un único dato de cobertura por parcela, se promediaron los rangos correspondientes (Braun-Blanquet, 1979).

El contenido de carbono y nitrógeno en el suelo (3) fue obtenido de la base de datos de *SoilGrids* (https://soilgrids.org/#!/?layer=ORCDRC_M_sl2_250m&vector=1), sitio que permite la descarga gratuita de datos ráster a nivel mundial de predicciones de diferentes propiedades de suelo y clases. Para el estudio se utilizó la capa *Soil organic carbon* (dg/kg) y *nitrogen* (cg/kg) que tiene una resolución de 250 m, digitalizada en QGIS versión 3.10.5. Con estos datos, también se estimó la relación C/N (4).

El índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) (5) es un índice espectral calculado a partir de la reflectancia en el rojo (R) y el infrarrojo cercano (NIR) y relacionado con la biomasa verde de la vegetación, calculado de la siguiente manera: $NDVI = (NIR - R) / (NIR + R)$. Es utilizado para estimar la cantidad, calidad y desarrollo de la vegetación. La escala va de -1 a 1 con el valor cero representando el valor aproximado donde empieza la ausencia de vegetación. Los valores negativos representan superficies sin vegetación (Tarpley *et al.* 1984; Muñoz, 2013). Para el cálculo se utilizaron las bandas del Landsat 7, digitalizadas mediante el *software* QGIS versión 3.10.5.

Con el fin de conocer las diferencias entre los sitios y definir en términos cuantitativos los niveles de degradación, se realizaron comparaciones entre cada variable con los cuatro sitios (LC1, LC2, LH1 y LH2). En el programa R Project (<https://www.R-project.org/>), se utilizó el paquete *xlsx* (Dragulescu y Arendt, 2020) para cargar la base de datos y el paquete *emmeans* (Lenth, 2020) para realizar un contraste de hipótesis con comparaciones múltiples entre los niveles y las distintas variables. Finalmente, para la elaboración del gráfico se utilizó el paquete *ggplot2* (Wickham, 2016).

2.2.3 Caracterización de flora y colecta del material

En cada parcela se identificaron todas las especies vegetales presentes (vasculares y briófitas); indicando, para cada especie, nombre científico, familia botánica, hábito (Judd *et al.* (2002), lo definen como la apariencia general de una planta), origen fitogeográfico y su categoría de conservación, de acuerdo con el 15to Proceso del Reglamento de Clasificación de Especies (RCE) del Ministerio del Medio Ambiente (MMA, 2020). Las especies encontradas se diferenciaron entre nativas y exóticas (las que a su vez se diferenciaron en especies invasoras y no invasoras). La definición de especie exótica se basó en lo estipulado por Richardson *et al.* (2000), donde se señala que una especie exótica vegetal es aquella cuya presencia en una región se debe a la introducción intencional o accidental como consecuencia de la actividad humana. Una vez que la especie ha sido introducida al nuevo territorio, ésta puede convertirse en una especie invasora, la que es capaz de establecer nuevas poblaciones naturales y así dispersar a nuevos territorios, dominando el paisaje y ocupando hábitats naturales. Para la flora vascular se revisaron las bases de datos de Fuentes *et al.* (2013), Fuentes *et al.* (2014), PNUD (2017) y Rodríguez y Marticorena (2019). Por otro lado, para las especies de briófitas se revisaron las especies catalogadas solo como exóticas en el trabajo de Crundwell (1985), PNUD (2017) y

Fuentes *et al.* (2020), además de consulta a expertos; ya que no existen datos suficientes para determinar sus niveles de invasión.

Con respecto a la colecta de las especies, para las plantas vasculares, se colectó un ejemplar o rama por especie y de éste se extrajeron de 2 a 3 hojas, las que se guardaron en bolsas plásticas con sílica gel, con el fin de facilitar su deshidratación y conservación del ADN. En el caso de las briófitas, la colecta obedeció a la disponibilidad de cada especie, cantidad suficiente para su identificación, herborización y extracción de ADN. Cada bolsa se rotuló, indicando número de colecta, nombre científico (si la especie era identificable en terreno), nivel de degradación, descripción del hábitat, sustrato de origen y hábito, punto GPS, altitud, nombre del colector y fecha de colecta. Las especies vegetales no identificadas en terreno se determinaron en laboratorio, utilizando literatura especializada y consulta a expertos. Los ejemplares colectados fueron depositados en el Herbario EIF de la Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza de la Universidad de Chile.

2.2.4 Elaboración de la filogenia

Para la elaboración de la filogenia es necesario obtener las secuencias genéticas, mediante la extracción del ADN y amplificación de marcadores moleculares para cada especie. El primer paso para la extracción de ADN consistió en moler el material vegetal en Bead Beater (Biospec para 24 muestras), logrando la ruptura mecánica de las células. Posteriormente, se aisló el ADN de los otros componentes celulares, como proteínas, carbohidratos, membranas y paredes celulares, a través de la acción de agentes que producen la lisis de las membranas. Finalmente, se procedió a purificar el ADN, mediante precipitaciones, suspensiones y concentración de las hebras de ADN, las que fueron extraídas y conservadas para su posterior secuenciación. Este proceso se realizó utilizando el kit de extracción Qiagen Plant Minikit. Además, se obtuvieron secuencias de ADN disponibles en la base de datos GenBank, perteneciente al National Center for Biotechnology Information (NCBI- <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/>) y de la base de datos del Laboratorio de Sistemática y Evolución de Plantas (SEP), Universidad de Chile.

Luego se procedió a la amplificación del marcador molecular mediante una reacción en cadena de la polimerasa (PCR), la que consiste en la replicación de las cadenas en ciclos y producción de un crecimiento geométrico del número de copias del ADN (Espinosa, 2007). Para el estudio se trabajó con el marcador molecular del cloroplasto ribulosa-bifosfato carboxilasa (*rbcl*), el que fue amplificado utilizando los partidores *1352R* y *1F*. Para la realización de este proceso, fue

necesaria la preparación de 25 µl para cada reacción de PCR, en donde se usaron 12,5 µl de GoTaq Colorless MasterMix, 3 µl de agua sin ADNasa, 2,5 µl de Bovine Serum Albumin (BSA), 2,5 µl de cada partidador molecular y 2 µl de ADN. Las condiciones de PCR para *rbcL* fueron de 3 minutos a 94°C para la desnaturalización inicial, seguido de 32 ciclos de 1 minuto a 94°C, 1 minuto a 50°C de hibridación de partidadores; temperatura que puede variar según la especie en estudio, 1,5 minutos a 72°C y una extensión final de 5 minutos a 72°C.

El cuarto paso consistió en secuenciar el material genético de las especies, donde las muestras de los productos de PCR se enviaron al centro de investigación MACROGEN, Corea del Sur, utilizando los partidadores seleccionados. En este paso, ambas cadenas (*Forward* y *Reverse*) fueron secuenciadas para su posterior ensamble. Los electroferogramas de los productos secuenciados se visualizaron utilizando el programa de ensamble de secuencias DNA Baser v4. Posteriormente, los resultados se exportaron en formato FASTA para el programa de alineamiento.

Una vez establecidas las secuencias de nucleótidos del marcador molecular utilizado para todas las especies, se procedió a alinear el gen, a través del método L-INS-i implementado en el programa MAFFT versión 7 (Kato y Standley, 2013). Finalmente, el quinto paso correspondió a la realización de la filogenia, utilizando el método de análisis "*Maximum Likelihood*" (ML) en RaXMLGUI a través del portal CIPRES (www.phylo.org). Se calculó el modelo de sustitución nucleotídica en el programa jModelTest2. El soporte estadístico de los nodos se verificó con *rapid bootstrap* de 1000 réplicas. Se utilizó el programa FigTree (Rambaut 2009, <http://tree.bio.ed.ac.uk/software/figtree/>) para ver los resultados y generar un archivo con el formato Phylip o Newick para realizar los análisis de PD.

Para verificar las relaciones evolutivas entre las especies y su posición filogenética, la topología del árbol se comparó; en el caso de las angiospermas, con la actualización de la clasificación APG IV (*Angiosperm Phylogeny Group*, 2016) y Cole *et al.* (2019a). Para licófitas y monilófitas se usó la actualización de la clasificación de Cole *et al.* (2018) y para las briofitas, se utilizaron trabajos que confirman que son un grupo monofilético, donde se engloba en un solo grupo (Setaphytes) a las hepáticas y musgos, siendo hermano de los antocerotes (Cox, 2018; Gitzendanner *et al.* 2018; Rensing, 2018 y Sousa *et al.* 2018) y las clasificaciones de Goffinet y Buck (2004), Cox *et al.* (2010) y Wahrmund (2010), para el caso de los musgos; Flores *et al.* (2018) para el caso de las hepáticas; Cole *et al.* (2019b) para el caso de los antocerotes.

2.2.5 Cálculo del índice de Diversidad Filogenética (PD) para cada nivel de degradación

Una vez obtenida la filogenia se procedió a calcular el índice de PD para cada parcela, realizando el cálculo con la flora total terrestre (incluyendo nativas y exóticas), la flora nativa (exclusión de exóticas), flora vascular y briófitas. Esto se hizo con el fin de conocer sus contribuciones a la PD. Dichos cálculos fueron ejecutados mediante el *software* BIODIVERSE (v. 3.0) (Laffan *et al.* 2010), el cual utiliza los parámetros desarrollados por Faith *et al.* (1992) obtenidos a partir de una filogenia. Para saber si existen diferencias significativas entre la PD por grupos vegetales y los niveles de degradación, se realizó, en R Project, un contraste de hipótesis con comparaciones múltiples, utilizando el paquete emmeans (Lenth, 2020) y para la elaboración del gráfico con los resultados se usó el paquete ggplot2 (Wickham, 2016).

2.2.6 Análisis estadístico

Una vez calculado el índice de PD, se calcularon valores de discrepancia según Forest *et al.* (2007), donde los valores de PD y riqueza para cada parcela se normalizaron restando el valor observado por el promedio de todas las parcelas del estudio, y dividiéndolos por la desviación estándar. La PD normalizada se restó de la riqueza normalizada para cada parcela, dando como resultado una PD corregida (PDcorr). Esto se hizo con el fin de eliminar los sesgos de riqueza de los patrones de PD, dado la dependencia matemática de PD con riqueza (Scherson *et al.*, 2014). Los valores positivos indicaron que, para ese lugar, PD es mayor que lo esperado por riqueza y viceversa para los valores negativos (Scherson *et al.*, 2014). El resultado de la regresión lineal entre la PDcorr y riqueza se graficó en R project, mediante el paquete ggplot2 (Wickham, 2016).

Se realizaron regresiones lineales entre la PDcorr con cada variable utilizada para la definición de los niveles de degradación (biomasa de hojarasca, cobertura perenne, carbono del suelo, nitrógeno del suelo, relación C/N y el índice NDVI) por parcela, utilizando Microsoft Excel. En el caso de existir alguna relación, se realizaron pruebas de covarianza en R Project. Este proceso se realizó con la flora total y la flora nativa.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Estimación de los niveles de degradación a nivel de suelo

Las comparaciones entre las variables y los sitios (**Apéndice 8**) indicaron que existen diferencias significativas con respecto a la biomasa de hojarasca, carbono del suelo, nitrógeno del suelo, relación C/N y NDVI. La única variable que no presentó diferencias significativas entre los sitios fue la cobertura perenne.

La **Fig. 4** muestra los niveles de todos los factores de degradación medidos. Existen diferencias significativas en biomasa de hojarasca entre los sitios de “La Cayetana” (LC - engloba LC1 y LC2) y “Los Hornos” (LH - engloba LH1 y LH2), con la salvedad de que LC2 no presentó diferencias significativas con LH. El carbono y nitrógeno no presentaron diferencias significativas entre los sitios LC y entre LC1 y LH2, pero sí entre los sitios de LH. Con respecto a la relación C/N y NDVI, se comprobaron diferencias significativas entre LC y LH, y para C/N, LC1 y LC2 son diferentes significativamente. Basándose en estos resultados, se definieron dos grandes niveles de degradación y no cuatro como se pensaba al comienzo del estudio: “La Cayetana” (LC) con una degradación menor y “Los Hornos” (LH) como el sitio más degradado.

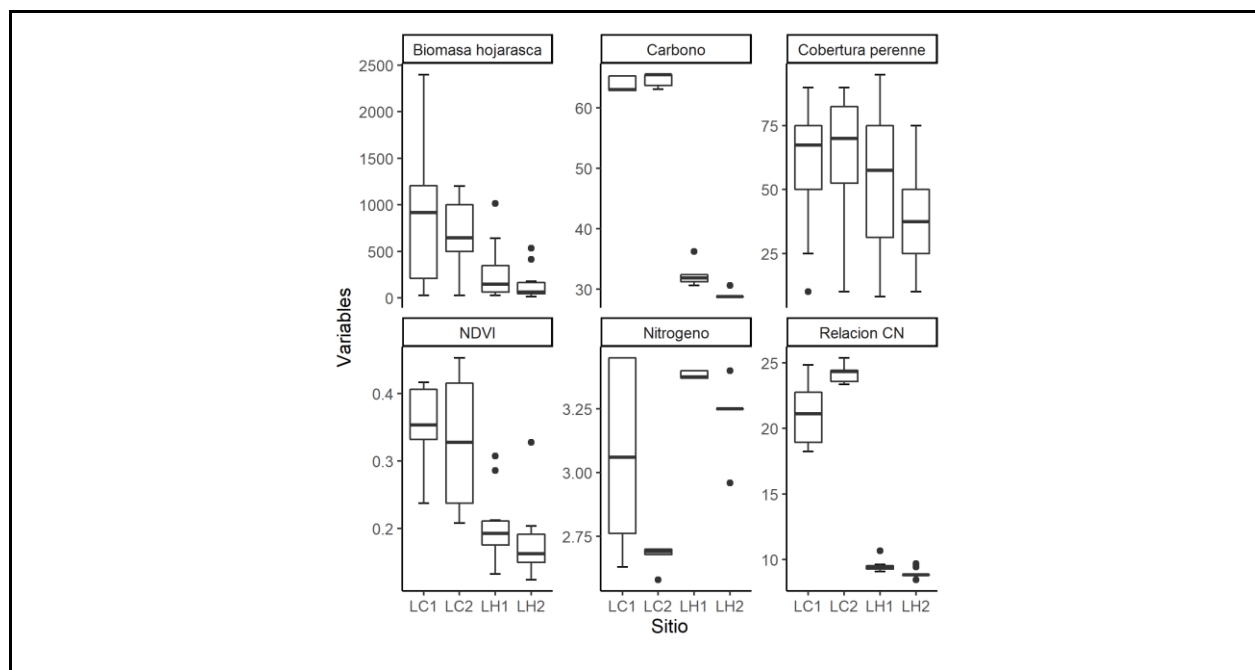


Figura 4. Análisis de las variables usadas para establecer los niveles de degradación en el área de estudio en la Reserva Natural Altos de Cantillana, Chile.

Las variables utilizadas como criterios para la definición de los niveles de degradación habían sido previamente utilizadas por Bown *et al.* (2014) y Pérez-Quezada y Bown (2015). Además, se usó el esquema (**Fig. 2**) realizado por Bown *et al.* (2014) como una referencia, debido a las condiciones similares entre los sitios de estudio (Reserva Nacional Roblería del Cobre de Loncha y Reserva Natural Altos de Cantillana), ya que ambas zonas se encuentran en la misma provincia (Melipilla) y están insertas dentro del sistema montañoso costero de Altos de Cantillana.

Con respecto a la capa de C de suelo, el 35% y 30% de las parcelas de LH y LC respectivamente, se posicionan dentro de una sola celda de la capa utilizada. Esto explica la baja varianza observada, sin embargo, a pesar de encontrarse en la misma capa, se diferencia claramente LC de LH (**Fig. 4**). Los análisis de carbono evidenciaron una clara diferencia entre LC (mayor contenido) y LH (menor contenido). En este parámetro aparece una diferencia menor pero significativa entre LH1 y LH2, que no se evidencia en el análisis de biomasa de hojarasca (**Fig. 4**). Como el aporte de hojarasca significa una fuente de carbono en el suelo, ambas variables se encuentran directamente relacionadas. Por lo tanto, se tomó a la biomasa de hojarasca como la variable prioritaria para establecer los niveles de degradación y el carbono como apoyo para la definición de los niveles. Esto también se debe a que los datos de biomasa de hojarasca fueron medidos en terreno, siendo más exactos; en cambio, los datos de carbono fueron estimados de una capa digital (método indirecto).

En cuanto al índice NDVI, los análisis arrojaron que hay diferencias significativas entre LH y LC, no habiendo diferencias significativas entre LH1 y LH2 ni entre LC1 y LC2 (**Fig. 4**). El índice NDVI es también una medida indirecta que estima la cantidad, calidad y desarrollo de la vegetación (Muñoz, 2013). A pesar de no ser medido directamente en terreno y que la capa obtenida es menos específica (al igual que como ocurre con la estimación de Carbono), los resultados claramente apoyan la separación de LC y LH como sitios de menor y mayor degradación respectivamente.

Otras variables como el Nitrógeno y la relación C/N en el suelo, no se tomaron en cuenta, debido a que Pérez-Quezada y Bown (2015) señalan que solo el carbono se ve afectado por la degradación, ya que el nitrógeno tiende a aumentar en estados más degradados a causa de la presencia de *Acacia caven* (leguminosa fijadora de nitrógeno). Esto concuerda con los resultados encontrados, donde los sitios de LH presentaron valores altos de N, coincidentes con la presencia

de individuos de *A. caven*. A pesar de esto, la relación C/N claramente muestra diferencias significativas entre LC y LH.

3.2 Caracterización de la flora

3.2.1 Pisos de vegetación

El área de estudio presenta dos tipos de pisos de vegetación, según Luebert y Pliscoff (2017), los que se describen a continuación. La descripción específica de los pisos por nivel de degradación se encuentra en el **Apéndice 5**.

Bosque esclerófilo mediterráneo costero de *Cryptocarya alba* - *Peumus boldus*: Este piso se caracteriza por la dominancia de *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus*. En las zonas de exposición norte son frecuentes los matorrales dominados por *Colliguaja odorifera* con presencia de suculentas como *Puya alpestris* subsp. *zoellneri* y *Echinopsis chiloensis*.

Bosque esclerófilo mediterráneo andino de *Quillaja saponaria* - *Lithraea caustica*: Piso caracterizado por la dominancia de *Quillaja saponaria* y *Lithraea caustica*. Las zonas rocosas con exposición norte generalmente presentan un matorral dominado por *Colliguaja odorifera*, *Puya alpestris* subsp. *zoellneri* y *Echinopsis chiloensis*, con presencia de individuos aislados de *Quillaja saponaria* o *Lithraea caustica*.

3.2.2 Riqueza y composición florística total

La flora terrestre total registrada en los sitios de estudio se encuentra constituida por 59 especies (**Apéndice 6**), correspondientes a 30 plantas vasculares y 29 briófitas, distribuidas en 54 géneros (29 vasculares y 25 briófitas) y 40 familias (21 vasculares y 19 briofitas). Para realizar los análisis, se eliminaron 4 especies, debido a que dos no se lograron identificar a nivel de especie y las dos restantes no mostraron resultados en los PCR, pese a que se realizaron dos intentos de extracción de ADN. Las especies eliminadas corresponden a 1 hepática (*Fossombronia* sp.) y 3 musgos (*Pleuridium* sp., *Campylopus incrassatus* y *Syntrichia epilosa*).

El total de la flora analizada fue de 55 especies, donde 30 son vasculares (55%) y 25 son briófitas (45%), distribuidas en 37 familias (21 y 16, respectivamente) y 51 géneros (29 y 22,

respectivamente). La **Fig. 5** muestra esta distribución en detalle por nivel de degradación. Las familias con mayor riqueza son Pottiaceae con 6 especies (10,9%), Asteraceae con 4 especies (7,3%) y Amaryllidaceae con 3 especies (5,5%). Con respecto a los géneros, los que presentan mayor número de especies son *Pseudocrossidium*, *Fissidens*, *Riccia* y *Adiantum*, representando un 3,6% de la flora total. Cabe destacar que dentro de las especies de musgos se encontró un nuevo registro para la Reserva correspondiente a *Archidium ohioense* Schimp. ex Müll. Hal. (identificación de Juan Larraín, comunicación personal), aumentando la riqueza de briófitas a 113 especies en esta área protegida.

La riqueza de especies por estrato se distribuye de la siguiente manera: el estrato arbóreo se encuentra representado por 6 especies (11%) y el estrato arbustivo por 15 especies (27%). El estrato herbáceo es el que presenta mayor riqueza con 34 especies (62%) y es aquel que concentra la mayoría de las especies de briófitas, a excepción de *Frullania pluricarinata* que se encuentra en las ramas y tronco de algunos árboles (en terreno se observó en alturas de hasta dos metros aproximadamente). Con respecto al endemismo, 32 especies son endémicas de Chile, correspondiente al 58% de la flora total; 21 son especies nativas (38%) y solo 2 son especies exóticas (4%), que corresponden a las hepáticas *Lunularia cruciata* y *Riccia crystalina*.

La presencia de solo dos especies exóticas es llamativa, tomando en cuenta que la zona central de Chile presenta los mayores niveles de perturbación antrópica, concentración de actividad agrícola/ganadera y una larga historia de asentamientos humanos, dando paso a la ausencia de vegetación prístina y causando un aumento de especies exóticas, como ha quedado demostrado en los trabajos de Figueroa *et al.* (2004), Torres *et al.* (2012), Novoa y Matus (2013), Fuentes *et al.* (2014). Además, los sitios se encuentran perturbados por la presencia de conejos, vacas y caballos, como también de personas que extraen tierra de hojas. Los animales domésticos y las personas actúan como vectores de dispersión de especies tanto nativas como exóticas, como lo indican varios estudios (Holmgren, 2002; Vázquez, 2002; Figueroa *et al.*, 2004; Quiroz *et al.*, 2009; Torres *et al.*, 2012; Fuentes *et al.*, 2014).

Es posible que la ausencia de especies exóticas y en general la escasa presencia de especies vasculares en el estrato herbáceo (10 especies vasculares vs 24 especies de briófitas) se relacione a las condiciones de sequía. El año 2019 fue uno de los más secos en la historia de Chile con déficit de -70% a -90% entre Coquimbo y Maule. La región Metropolitana mostró un déficit de -76% convirtiéndose en el tercer año más seco en 154 años (CR2, 2015; SEGRA, 2020).

La zona central de Chile, en general, vive una sequía cada vez más importante, donde a partir del año 2010 comenzó una secuencia ininterrumpida de años secos que tiene lugar en la década más cálida de los últimos 100 años, denominando a este evento “megasequía”; con oscilaciones de déficit entre 25 y 45% de precipitaciones anuales, como lo demuestran los estudios de CR2 (2015), Boisier *et al.* (2016) y Garreaud *et al.* (2017, 2019). En particular, Boisier *et al.* (2016), concluyen que este déficit es de origen antrópico.

Esta situación afecta el desarrollo y sobrevivencia de la flora, especialmente la producción de semillas y el crecimiento. Es muy probable que la falta de precipitaciones influyera en la falta de especies exóticas o de herbáceas anuales en los sitios de estudio, causando que no logran encontrar las condiciones para establecerse. Además, las condiciones climáticas retrasaron la aparición de éstas y de otras plantas, como es el caso de las briófitas.

Otras posibles explicaciones a esta situación son que los animales presentes en los sitios se alimenten de las mismas especies, dispersando las especies nativas, y que no exista una fuente cercana con especies exóticas que ellos puedan dispersar. En los sitios de estudio se divisó material fecal de conejo, vaca y caballo, principalmente. Castro *et al.* (2008) han demostrado que los conejos son eficientes dispersores de semillas de *Lithraea caustica*. De hecho, es la especie más frecuente en los sitios con respecto a la flora total (LH1 80%; LH2 70%; LC1 70%; LC2 100%). Por otro lado, se ha demostrado que el ganado dispersa eficientemente las semillas de *Acacia caven* (Fuentes *et al.*, 1986; Holmgren 2002; Fleury *et al.*, 2015), y en el área de estudio esta especie domina en las zonas más degradadas. Sin embargo, se necesitan más estudios para dilucidar los patrones de dispersión y el efecto de las perturbaciones (ej. intensidad de sequía y la ganadería y sus efectos en la regeneración) sobre las especies locales.

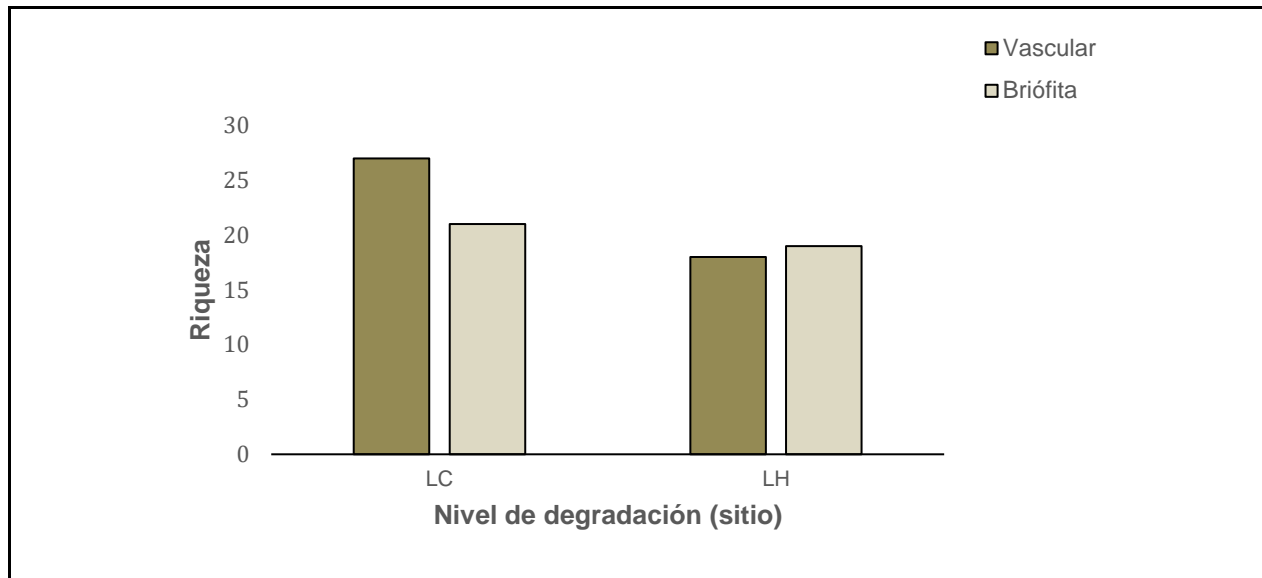


Figura 5. Riqueza de especies vasculares y briófitas encontradas por nivel de degradación, Reserva Natural Altos de Cantillana, Chile.

3.2.3 Flora terrestre de La Cayetana

En La Cayetana la riqueza es de 48 especies, representando el 87% de la flora total del estudio. Las familias con más representantes son Asteraceae y Pottiaceae con un 8%. Los resultados muestran que los géneros más representativos (**Apéndice 12**) son *Lithraea* y *Colliguaja* (85%), *Syntrichia* (75%), *Peumus* y *Eupatorium* (65%), *Cryptocarya* y *Juratzkaea* (60%), y *Lunularia* (50%).

El 56% de la flora terrestre de LC corresponde a plantas vasculares (25 angiospermas y 2 helechos) y el 44% a briófitas; donde 15 son musgos (71%), 5 son hepáticas (24%) y 1 antocerote (5%). En cuanto al origen fitogeográfico, 30 especies son endémicas (63%), 16 son nativas (33%) y 2 exóticas (4%). La estratificación se distribuye en 5 especies arbóreas (11%), 14 arbustivas (29%) y 29 herbáceas (60%).

3.2.4 Flora terrestre de Los Hornos

En Los Hornos la riqueza es de 37 especies; representando el 67% de la flora total del estudio. Las familias con más representantes son Pottiaceae y Asteraceae con un 16% y 8%, respectivamente. Con respecto a los géneros (**Apéndice 13**), los más representativos son

Retanilla (80%), *Peumus*, *Lithraea* y *Eupatorium* (75%), *Syntrichia* (70%), *Acacia*, *Colliguaja* y *Fissidens* (60%), *Catagoniopsis*, *Tweedia*, *Lunularia* y *Juratzkaea* (50%).

El 49% de la flora total en LH corresponde a plantas vasculares (17 angiospermas y 1 helecho) y el 51% a briófitas; donde 15 son musgos (79%), 3 hepáticas (16%) y 1 antocerote (5%). En cuanto al origen fitogeográfico, 22 especies son endémicas (60%), 13 son nativas (35%) y 2 exóticas (5%). La estratificación se distribuye en 5 especies arbóreas (14%), 10 arbustivas (27%) y 22 herbáceas (59%).

3.2.5 Categorías de conservación

Solo 11% (6 especies) de la flora total presenta alguna categoría de amenaza de un total de 55 especies registradas, el resto no se encuentran evaluadas (**Tabla 1**). El 3% corresponde a especies en la categoría Vulnerable (VU) y 4% a Casi Amenazada (NT) y Preocupación menor (LC), respectivamente. Cabe destacar que las briófitas solo presentan una especie evaluada bajo el RCE (*Costesia macrocarpa*, NT) a nivel nacional, debido a la escasa información sobre este grupo de plantas en Chile. Larraín *et al.* (2019), indican que la falta de información se debe al pequeño tamaño y baja visibilidad que tienen, implicando que algunas especies se pasen fácilmente por alto en el campo, especialmente cuando el colector no está debidamente capacitado. Sumado a esto, en la zona central de Chile ocurre un fenómeno particular que se da en zonas áridas y mediterráneas, donde muchas especies de briófitas tienen ciclos de vida cortos (pueden completar sus ciclos en cuestión de semanas), lo que significa que los gametófitos solo son visibles durante la estación húmeda, denominándose a estas especies como "efímeras de invierno". Esto ha llevado a estudios florísticos incompletos en muchas áreas que se creen "bien conocidas" en términos de diversidad de plantas. Esta diversidad indocumentada de briófitas efímeras de Chile central cobra especial importancia debido a la baja representación de los ecosistemas de Chile central en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (Pliscoff y Fuentes-Castillo, 2011).

La situación anterior conlleva a que las briófitas aún no se consideren en los planes de conservación y menos aún en la Región Metropolitana (Ardiles y Peñaloza, 2013). Esto es de especial preocupación a la hora de tomar la decisión de qué conservar, ya que se deja atrás a un

grupo de plantas que cumplen roles ecológicos vitales en los ecosistemas, los cuales en su mayoría son aún desconocidos en Chile.

Tabla 1. Especies en categorías de conservación de los sitios de estudio, Reserva Natural Altos de Cantillana, Chile.

Especie	Familia	Estado de conservación*
<i>Costesia macrocarpa</i> (Schimp.) Cuvertino, Miserere & Buffa	Gigaspermaceae	Casi amenazada (NT)
<i>Beilschmiedia miersii</i> (Gay) Kosterm.	Lauraceae	Vulnerable (VU)
<i>Echinopsis chiloensis</i> (Colla) Friedrich & G.D.Rowley	Cactaceae	Casi Amenazada (NT)
<i>Gilliesia graminea</i> Lindl.	Amaryllidaceae	Vulnerable (VU)
<i>Adiantum sulphureum</i> Kaulf.	Pteridaceae	Preocupación Menor (LC)
<i>Adiantum chilense</i> Kaulf.	Pteridaceae	Preocupación Menor (LC)

*Según el 15to Proceso del Reglamento de Clasificación de Especies (RCE) del Ministerio del Medio Ambiente, Chile (MMA, 2020).

3.3 Cálculo del Índice de Diversidad Filogenética (PD) por nivel de degradación

La Cayetana (LC) en todos los escenarios analizados, presenta mayor PD que lo esperado por riqueza (PDcorr), al contrario de Los Hornos (LH), que presenta menor PD que lo esperado por riqueza (**Fig. 6, Apéndice 9**).

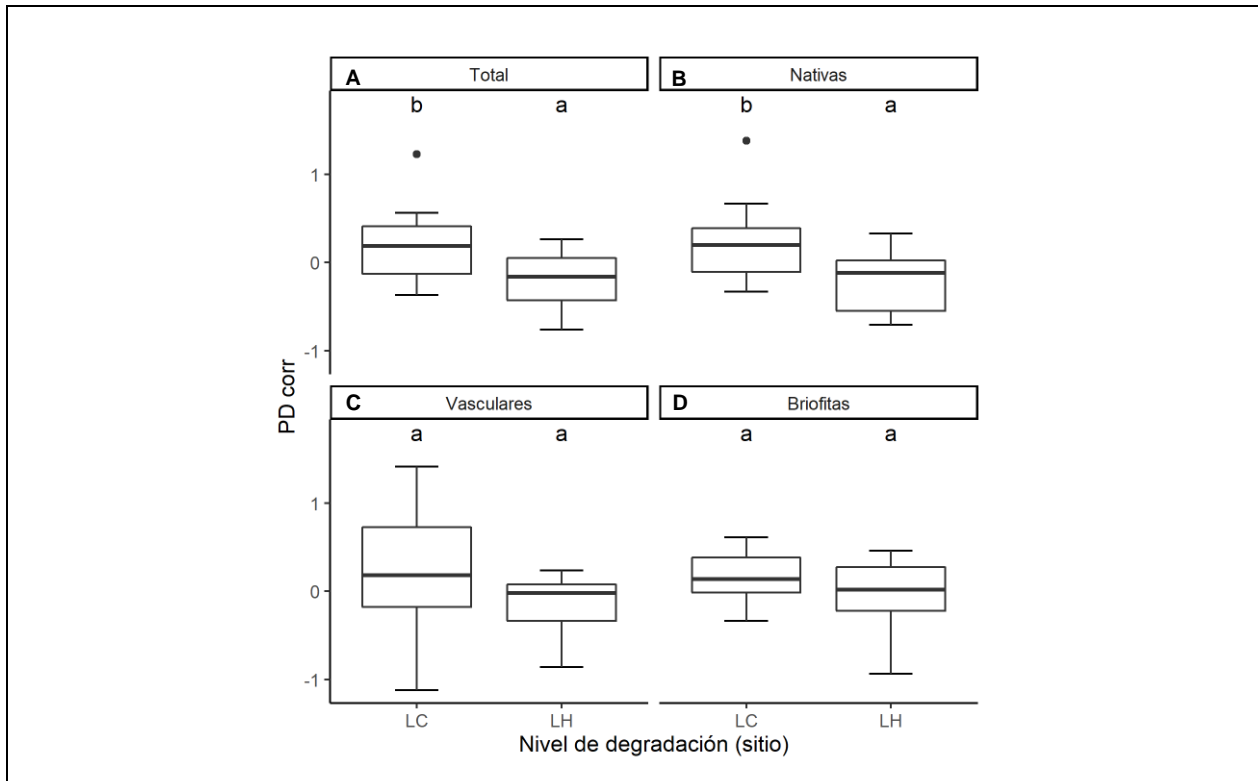


Figura 6. Análisis de la variación del Índice de Diversidad Filogenética (PDcorr) en cuatro escenarios diferentes en la Reserva Natural Altos de Cantillana. Se presentan las siguientes divisiones: flora terrestre total (A), solo especies nativas (B), solo especies vasculares (C) y solo especies de briófitas (D).

El escenario que considera la flora terrestre total (A) muestra que existen diferencias significativas en la PDcorr (normalizada por riqueza) entre ambos niveles de degradación, siendo mayor en LC. Al eliminar las especies exóticas del análisis; correspondiente al segundo escenario (B), el patrón sigue siendo el mismo. Esto se explica, porque el aporte de las especies exóticas no es significativo, dado que solo se encontraron dos especies exóticas en toda el área de estudio, implicando que tampoco existan diferencias significativas entre ambos niveles de degradación.

Los escenarios que consideran solo las plantas vasculares y briófitas (**Fig. 6 C y D**), no presentan diferencias significativas entre ambos niveles de degradación con respecto a la PDcorr, a pesar de la diferencia en el número de especies en ambos niveles. La riqueza de vasculares en LC y LH es de 27 y 18 especies, respectivamente y la riqueza de briófitas en LC y LH es de 21 y 19 especies, respectivamente.

Lo anterior, sugiere que la diferencia en PD entre ambos niveles de degradación se evidencia al analizar toda la flora nativa en conjunto. Este resultado pone en evidencia que al considerar más información en los análisis se llega a un resultado más preciso. Esto ayuda en la toma de decisiones, siendo éstas mucho más eficientes sobre la priorización de áreas para la conservación y/o manejo de especies. Forest *et al.* (2015) señalan que una protección eficiente de la biodiversidad comienza con un inventario adecuado y preciso de sus recursos naturales.

Por otro lado, reafirma la necesidad de integrar a las briófitas en los análisis florísticos; como lo han propuesto diversos autores como Ardiles y Peñaloza (2013) y Larraín *et al.* (2019), ya que pueden marcar una diferencia significativa en los resultados y, por ende, influenciar la toma de decisiones a la hora de saber qué conservar. Además, al comparar el escenario de las briófitas con los demás, se observa un aumento en PDcorr en ambas localidades, siendo más notorio en LH, donde la PDcorr se hace menos negativa. Esto puede deberse a su posición basal en la filogenia (**Fig. 7**), ya que fueron las primeras plantas terrestres en aparecer hace aproximadamente 520-460 Ma (Bowman *et al.*, 2016; Qiu *et al.*, 2007; Wickett *et al.*, 2014, Morris *et al.*, 2018), lo que significa que este grupo de taxa alberga una importante acumulación de historia evolutiva. La presencia de briófitas aumenta la PD al abarcar un mayor número de ramas basales, lo que queda demostrado en este estudio en ambos sitios y destaca la importancia de considerar este grupo en futuras investigaciones.

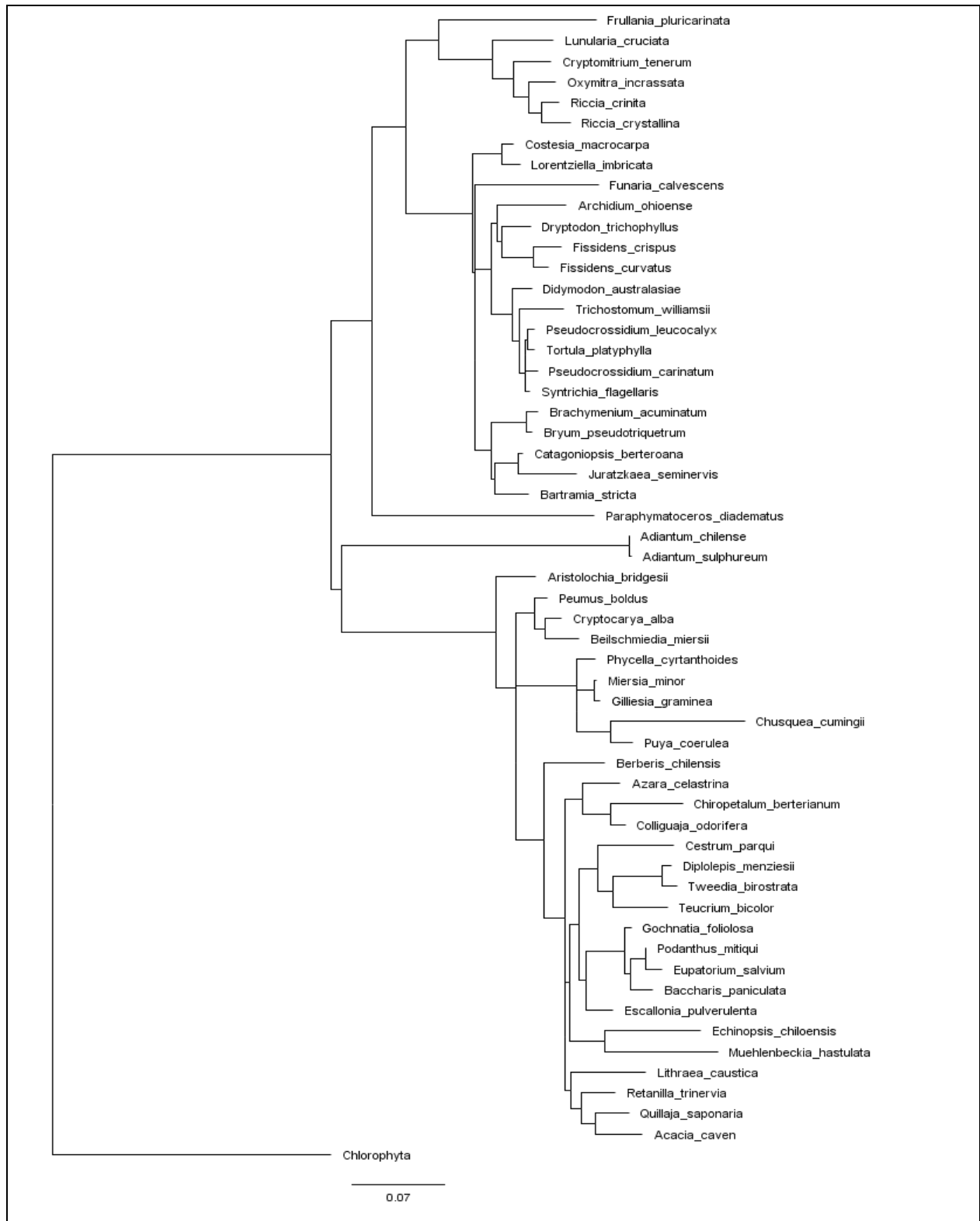


Figura 7. Filogenia de la flora terrestre total en el área de estudio, Reserva Natural Altos de Cantillana, Chile.

La Cayetana presenta mayor PD, dado que las especies presentes corresponden a linajes más antiguos con ramas más largas (**Fig. 8a**), en comparación con las especies presentes en Los Hornos (**Fig. 8b**). Las ramas largas indican que, desde la separación del ancestro común, ese taxon o grupo de taxa, ha experimentado gran cantidad de cambios en un tiempo dado. Se deben enfocar los esfuerzos de conservación en áreas con mayor cantidad de historia evolutiva, debido a que surge la necesidad de evaluar taxa y ecosistemas de acuerdo con los atributos que les permitan enfrentar los cambios futuros, los que tienen directa relación con la diversidad de rasgos funcionales que esos taxa y ecosistemas han acumulado en el tiempo evolutivo (Laity *et al.*, 2015; Scherson, 2018). Esto cobra vital importancia, dado el contexto de crisis ambiental actual que estamos viviendo y el nivel de incertidumbre en las decisiones de conservación.

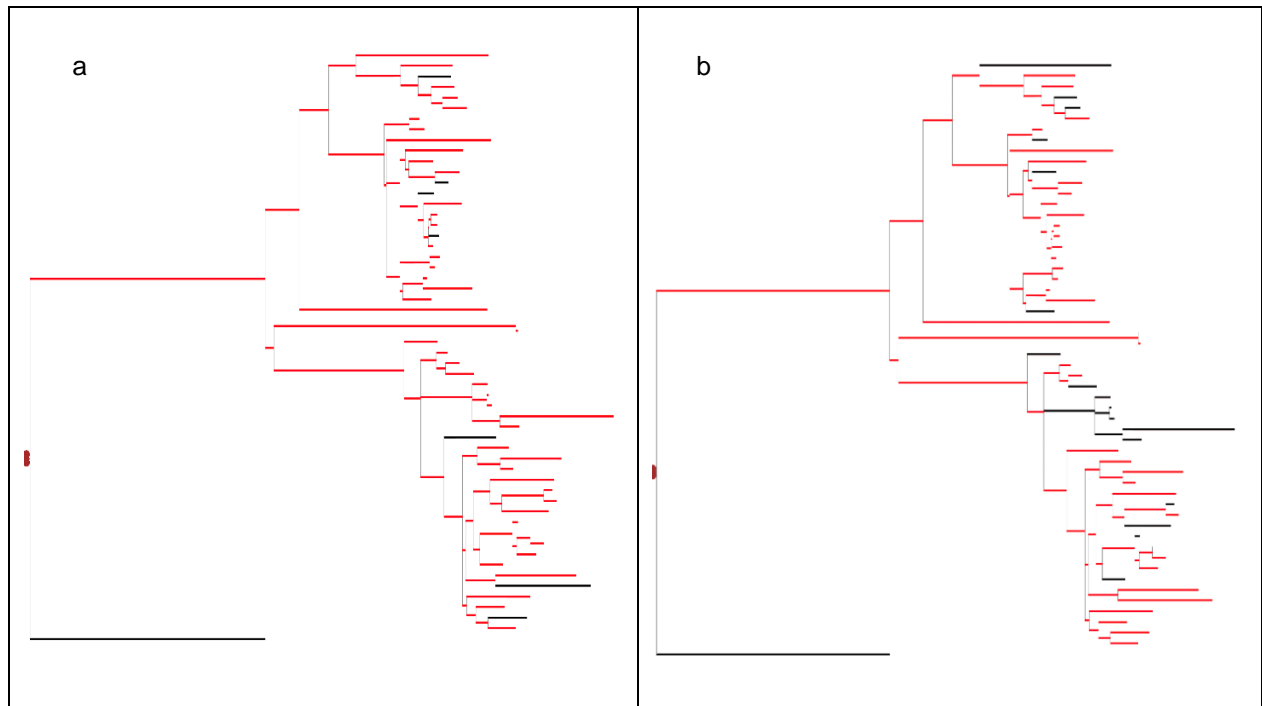


Figura 8. Filogenia de la flora terrestre total. Se marcan con rojo las ramas correspondientes a (a) Taxa presentes en La Cayetana (LC) y (b) Taxa presentes en Los Hornos (LH).

Al analizar las razones de la diferencia en PD entre ambos niveles, se ve claramente (**Fig. 8b**) la ausencia del clado de las monocotiledóneas en LH; uno de los principales linajes que abarca una cuarta parte de todas las angiospermas y uno de sus grupos más antiguos; estudios han estimado que aparecieron hace aproximadamente 140 Ma (Morris *et al.*, 2018), en comparación a las Eudicotiledóneas, grupo más grande de las angiospermas, que aparecieron hace aproximadamente 124 Ma (Moore *et al.* 2010; Morris *et al.*, 2018). A nivel de familia (**Tabla 2**,

Apéndices 10-11) ambos niveles de degradación presentan similitud, destacándose la presencia de Lauraceae y Monimiaceae en LC como familias frecuentes (65%). Estas familias se encuentran dentro del grupo de las Magnólidas, las cuales representan el mayor clado basal de las angiospermas (Massoni *et al.*, 2015) y aparecieron hace aproximadamente 150 Ma (Morris *et al.*, 2018). En LC se encuentra la hepática foliosa *Frullania pluricarinata* y dos representantes de la familia Lauraceae (*Beilschmiedia miersii* y *Cryptocarya alba*), ausentes en LH, lo que podría explicar en parte la mayor cantidad de evolución (PD) contenida en esta zona.

Tabla 2. Familias más representativas presentes en La Cayetana (LC) y Los Hornos (LH). Frecuencia de cada familia (%) con respecto al total de parcelas (N) de LC (20 parcelas y total de 33 familias) y LH (20 parcelas y total de 27 familias).

LC	N	%	LH	N	%
Pottiaceae	18	90	Asteraceae	18	90
Anacardiaceae	17	85	Pottiaceae	17	85
Euphorbiaceae	17	85	Rhamnaceae	16	80
Asteraceae	16	80	Anacardiaceae	15	75
Lauraceae	13	65	Monimiaceae	15	75
Monimiaceae	13	65	Euphorbiaceae	12	60
Stereophyllaceae	12	60	Fabaceae	12	60

Los resultados expuestos revelan la importancia del estrato herbáceo, especialmente de las especies de briófitas. Kusuma *et al.*, 2018 indican que, dada la escasa información sobre las especies del estrato herbáceo, la mayoría de los estudios de PD aplicados en plantas optan por no considerarla. Los que logran involucrar al estrato herbáceo sólo consideran hasta el nivel taxonómico de género (ej. Forest *et al.*, 2007, Thornhill *et al.*, 2017; Scherson *et al.*, 2017). El estudio previo de PD, realizado en la Reserva Natural Altos de Cantillana, por Magni *et al.* (2015) involucró al estrato herbáceo, sin embargo, solo se contempló la flora vascular (excluyendo las briófitas) y el muestreo se realizó sólo en una época del año. Sin embargo, sus resultados son interesantes y apuntan a la necesidad de estudiar estos patrones con mayor profundidad.

A nivel mundial, solo existen tres estudios que involucran a las briofitas en los análisis de PD. Shaw *et al.* (2003) estudiaron la PD en ecosistemas de turberas, donde identificaron zonas potenciales de conservación, basados en la diversidad de especies y PD. Por otra parte, Miller *et*

al. (2018) desarrollaron una filogenia a nivel de género para casi el 90% de las plantas terrestres taxonómicamente descritas en Australia y realizaron una comparación entre la PD y la riqueza de géneros en múltiples clados. Finalmente, Pereira y Cavalcanti (2015) presentan el único estudio aplicado donde utilizan la PD como una herramienta complementaria con otras medidas para identificar sitios relevantes para la conservación de todas las especies de briófitas presentes en la región del Bosque Atlántico del Noreste de Brasil.

Es necesario que se realicen este tipo de estudios involucrando al estrato herbáceo y toda la flora terrestre, debido a su importancia ecológica en los ecosistemas y su significativo aporte en PD. El presente estudio se convierte en un aporte en esta materia y entrega una primera aproximación sobre la relación entre la PD y la degradación de suelo y la integración de las briófitas en los análisis en Chile.

3.4 Correlación del índice de PD con la riqueza de especies, nivel de degradación y proporción entre especies nativas/exóticas

Existe una relación positiva entre la PDcorr y riqueza (**Fig. 9**). Sin embargo, esto no significa necesariamente que un sitio con mayor riqueza tendrá mayor PD. Anteriormente, se observó que en el escenario de plantas vasculares y briófitas (**Fig. 6**), existen diferencias de riqueza, pero igual aporte de PD en ambos niveles de degradación, evidenciando el hecho de que la PD no siempre se puede predecir con el número de especies al nivel de sitio. Además, observaciones realizadas a nivel de parcela muestran varios sitios con una alta riqueza de especies y una baja PD. Estas discrepancias se dan, porque el cálculo de la PD no considera a todas las especies como iguales; como sí lo hace la riqueza de especies, debido a que la historia evolutiva de los taxa depende de los múltiples procesos que afectan la especiación, extinción y radiación en un área (Forest *et al.*, 2007; Pio *et al.*, 2011 y Scherson *et al.*, 2012). La **Fig. 9** muestra una clara diferencia entre los sitios. Las parcelas ubicadas en LC (en naranja en la **Fig. 9**) tienden a ubicarse sobre la línea de regresión, mostrando que son parcelas en las cuales la PDcorr es mayor que lo esperado por riqueza. Asimismo, las parcelas ubicadas en LH (en celeste en la **Fig. 9**) tienden a ubicarse bajo la línea de regresión, indicando que su PDcorr es menor que lo esperado por riqueza.

Diversos estudios han demostrado que lugares con alta riqueza de especies, no necesariamente tienen una alta PD, ejemplo de ello es el estudio realizado por Massante *et al.* (2019) sobre la variabilidad de la PD en patrones latitudinales entre comunidades leñosas y herbáceas, donde

concluyen que la riqueza observada, comúnmente en bajas latitudes, no está asociada con una alta PD, debido a que la variabilidad de la PD en una zona responde a otros factores, como los procesos de especiación y dispersión de los linajes.

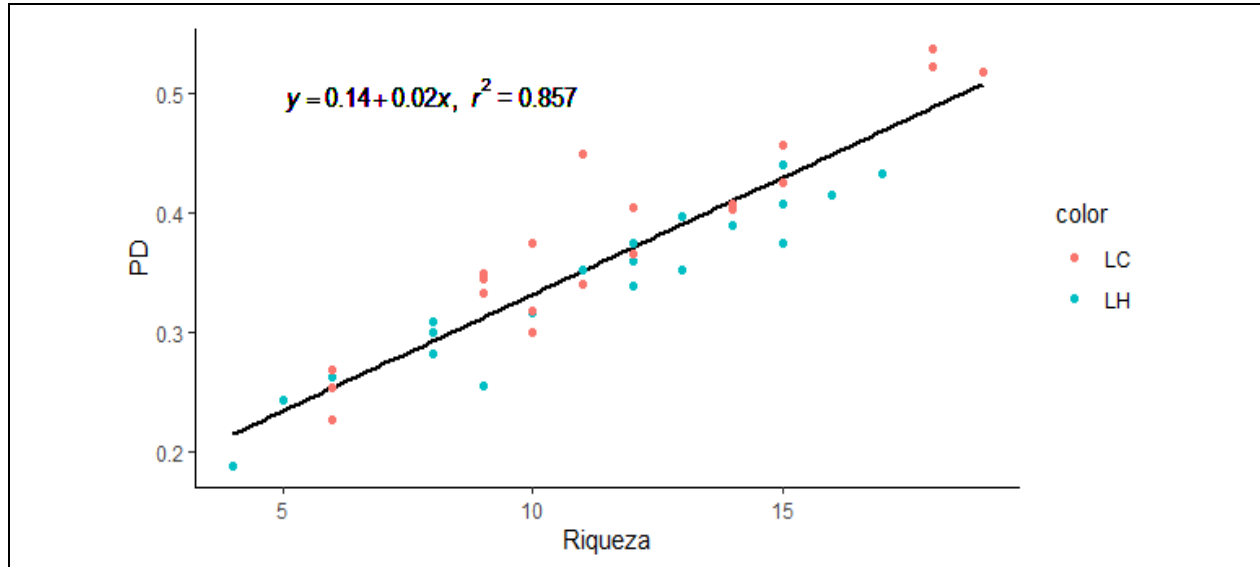


Figura 9. Regresión lineal entre diversidad filogenética (PD) y riqueza de especies en las unidades de muestreo de cada nivel de degradación. Los puntos naranjos representan a las parcelas ubicadas en LC (La Cayetana) y los puntos celestes las parcelas ubicadas en LH (Los Hornos).

Las regresiones lineales de la PDcorr con cada variable utilizada para la definición de los niveles de degradación (**Apéndice 7**) indicaron que no existe ninguna relación entre ellas. Este resultado es esperable, dado que, tanto la PD como las variables, miden procesos distintos que no se relacionan. Por ello no fue necesario realizar las pruebas de covarianza. Sin embargo, se demuestra que sí existe variación entre la PD y los niveles de degradación (**Fig. 6, Fig. 9**), ya que la PD es claramente menor en el sitio más degradado, sugiriendo que la degradación tiene un efecto en la PD de un lugar. Es importante estudiar los patrones de variabilidad de la PD en diversos escenarios de degradación en la zona Central de Chile, dado que es la región con mayor PD y riqueza de especies (Scherson *et al.*, 2017), y además es la zona más afectada por las perturbaciones humanas (Figueroa *et al.*, 2004, Torres *et al.*, 2012 y Fuentes *et al.*, 2014).

La relación entre la PD y la degradación se podría explicar, porque en el sitio menos degradado (LC), al tener mejores condiciones edafoclimáticas, se logran desarrollar especies como *Beilschmiedia miersii* y especies del clado de las monocotiledóneas. Ambos son grandes

aportadores en historia evolutiva en el sitio. Destaca en especial la primera, que es una de las dos especies endémicas del género *Beilschmiedia* en Chile y es sensible a las perturbaciones antrópicas, como la extracción de tierra de hoja, eliminación de cobertura arbórea, competencia con especies alóctonas anuales, agricultura, pastoreo, entre otras (Hechenleitner *et al.*, 2005).

Las evaluaciones de conservación basadas en el conteo de especies no logran captar todos los elementos de la biodiversidad. Es necesaria la implementación de estrategias integrativas para tener una mejor representatividad de los elementos de la biodiversidad que maximicen la conservación, con el fin de mantener el funcionamiento de los ecosistemas y hacer frente a los cambios ambientales, considerando el actual escenario de cambio climático (Daru *et al.*, 2015; Forest *et al.*, 2015; Laity *et al.*, 2015). Al complementar las mediciones de riqueza y endemismo con la información evolutiva, se obtiene información relevante para priorizar la conservación de taxa y áreas que contengan un potencial de resiliencia frente a los cambios medioambientales futuros (Scherson, 2018).

Uno de los principales problemas con la conservación en Chile es no saber qué conservar, debido a que no se conoce muy bien lo que hay. Scherson (2018), señala que las evaluaciones con fines de conservación carecen de información importante sobre la historia evolutiva natural de muchos taxa, así como también de sus caracteres ecológicamente relevantes. Esta información es vital para la veracidad y utilidad final en los análisis de las evaluaciones. Además, Scherson (2012) destaca que las bases de datos florísticas son muy incompletas y el conocimiento taxonómico es todavía muy limitado. Mientras más naturalistas aporten al conocimiento básico de la biodiversidad de Chile, más útiles serán las técnicas de evaluación de taxa y ecosistemas que consideran la historia evolutiva.

La ascendencia común hace que las especies más estrechamente relacionadas tiendan a ser similares en sus ecologías e historias de vida, sugiriendo que las medidas de biodiversidad basadas en filogenias pueden utilizarse como sustituto de la diversidad funcional (Faith, 1992; Scherson *et al.*, 2017; Tucker *et al.*, 2018; Owen *et al.*, 2019). Esto cobra real relevancia dado que existe un conocimiento imperfecto sobre los rasgos funcionales en un ecosistema, los cuales son importantes, ya que de estos depende el cómo las especies van a responder a los cambios ambientales. En la actualidad no se sabe muy bien cuáles y cuántos rasgos o funciones son importantes en un contexto dado, cómo varían entre especies y a través del espacio, y cómo la importancia de estos puede cambiar en el futuro (Mazel *et al.*, 2018).

Se ha argumentado que maximizar la PD es importante para conservar la herencia evolutiva y la diversidad funcional. La PD es capaz de predecir diversidad de rasgos funcionales, y su correlación ha demostrado ser cada vez más alta a medida que se incluyen más rasgos funcionales en el análisis (Tucker *et al.*, 2018). La evaluación de IPBES Asia-Pacífico proporciona ejemplos recientes de los sorprendentes beneficios globales que se han descubierto, ilustrando la amplia gama de características evolutivas a menudo poco familiares. Ejemplo de ello es el descubrimiento de que la leche del diablo de Tasmania (*Sarcophilus harrisi*) combate las bacterias resistentes a los antibióticos. Esta característica inusual ilustra el alcance de la diversidad de caracteres. Otros ejemplos destacan cómo el carácter de interés se originó en un linaje ancestral (por ejemplo, los caracteres medicinales en las plantas), corroborando aún más la lógica de la relación entre PD y diversidad funcional (Owen *et al.*, 2019). Sin embargo, existen también opiniones opuestas a estos conceptos, que cuestionan la relación entre la PD y la diversidad funcional (ej. Mazel *et al.*, 2018).

La PD es la cuantificación de los beneficios actuales y potenciales futuros del árbol de la vida (Faith, 1992; Owen *et al.*, 2019). Estos potenciales futuros se han definido como el valor de opción, es decir, una red de seguridad de diversidad biológica para responder a eventos o necesidades impredecibles, siendo vital en el bienestar humano. PD como indicador del valor de opción ha sido reconocido por IPBES en las contribuciones de la naturaleza a las personas (NCP en inglés) números 14 y 18 (IPBES 2019). Cabe destacar que la PD no asume que las distancias filogenéticas indiquen diferencias de caracteres y no asegura la mantención de algún carácter determinado. Es así como PD no escapa de cierto nivel de incertidumbre, pero sí proporciona información complementaria que lleva a tomar decisiones mejor informadas. Se deben aceptar las incertidumbres y no dejar que impidan el proceso. Una visión general menos completa de la situación con algunos sesgos potenciales es probablemente mejor que esperar para tener una visión completa y obtenerla demasiado tarde para tomar medidas efectivas (Forest *et al.*, 2015).

4. CONCLUSIONES

El índice de Diversidad Filogenética (PD) disminuye a medida que aumenta la degradación del suelo, en los sitios de estudio de Altos de Cantillana. Además, sitios con alta riqueza de especies no necesariamente tienen mayor PD. Las variables indicadoras de degradación de suelo, como biomasa de hojarasca, carbono del suelo, nitrógeno del suelo, NDVI y relación C/N, resultaron ser determinantes al momento de definir los niveles de degradación, al contrario de la cobertura perenne. Este tipo de estudios aporta información valiosa en cuanto a la priorización para la conservación. En este caso, por ejemplo, se recomendaría tomar medidas de conservación en sitios menos degradados y que alberguen una mayor cantidad de historia evolutiva, como en La Cayetana.

Los resultados presentados deben tomarse con cautela, debido a su condición local. Sumado a esto, es posible que existan más especies herbáceas, tanto nativas como exóticas que las muestreadas en el lugar, dado que el periodo de muestreo correspondió a un año atípico en cuanto a la reducción significativa de las precipitaciones en el territorio nacional, especialmente en la zona Central. Convendría repetir el muestreo en un año normal, para cerciorarse de si efectivamente hay ausencia de herbáceas exóticas en el área de estudio. Sin embargo, se logró coleccionar un número significativo de especies de briófitas, dándole visibilidad y mayor relevancia a este grupo y al estrato herbáceo en general.

Las briófitas tienen un impacto positivo en su aporte en PD y los resultados cambian al integrarlas en los análisis, situación que puede llegar a ser determinante a la hora de tomar medidas de conservación, visibilizando la importancia de considerar este grupo en futuras investigaciones. Se debe tener presente que, si no consideramos la protección de este grupo de plantas, se perderá ese porcentaje del árbol de la vida, lo que podría traer consecuencias negativas al ecosistema.

Bajo el escenario de crisis ambiental e incertidumbre que estamos viviendo, es fundamental realizar evaluaciones con fines de conservación lo más completas posible, que logren maximizar la protección de la mayor cantidad de elementos que conforman la biodiversidad y la capacidad de la biota para responder de manera adaptativa al cambio ambiental. Ha quedado demostrado que la PD es una excelente herramienta de conservación y que, si se complementa con las otras medidas clásicas de evaluación de la biodiversidad, se lograrán tomar decisiones mejor

informadas y más acertadas. Cada vez es más evidente la falta de información y sumado a la falta de recursos, se dificulta el poder llenar esos vacíos. Sin embargo, existen medidas capaces de maximizar la protección de la biodiversidad considerando la escasez de información. La PD es ejemplo de ello, y de ahí su relevancia como herramienta prioritaria de conservación, ya que identifica áreas importantes para conservar desde el punto de vista evolutivo e indirectamente se protegen los rasgos funcionales, los cuales son claves bajo el escenario de cambio climático que estamos viviendo. Bajo este contexto, se recomienda realizar más estudios de este tipo en distintos ambientes con el fin de dilucidar si la variación de la PD en función de la degradación de suelo es generalizable.

5. BIBLIOGRAFÍA

ALTOS DE CANTILLANA. 2018. Amenazas. [en línea]. Recuperado en: <
<http://www.altosdecantillana.org/amenazas/>> Consultado el: 30 de noviembre de 2018.

APG IV. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Bot J Linn Soc.*

ARDILES, V. Y A. PEÑALOZA. 2013. Briófitas del área urbana de Santiago de Chile especies, hábitats y consideraciones para su conservación. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural* 62: 95-117.

ARROYO, M., P.A. MARQUET, C. MARTICORENA, J.A. SIMONETTI, L. CAVIERES, F. SQUEO, Y R. ROZZI. 2004. "Chilean winter rainfall-Valdivian forests". En: MITTERMEIER, R., P. ROBLES, M. HOFFMANN, J. PILGRIM, T. BROOKS, C. GOETTSCHE ET AL. 2004. Hotspots Revisited. Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. Hidalgo, México: CEMEX NATURE. 390p.

BALDAUF, S. 2003. Phylogeny for the faint of heart; a tutorial. *Trends in Genetics* 19(6): 345-351.

BOISIER, J., R. RONDANELLI, R. GARREAUD Y F. MUÑOZ. 2016. Anthropogenic and natural contributions to the Southeast Pacific precipitation decline and recent megadrought in central Chile. *Geophys. Res. Lett.* 43: 413–421.

BOWMAN, J. L., T. ARAKI Y T. KOHCHI. 2016. Marchantia: Past, present and future. *Plant and Cell Physiology* 57: 205-209.

BOWN, H., J.P. FUENTES, J. PEREZ-QUEZADA Y N. FRANCK. 2014. Soil respiration across a disturbance gradient in sclerophyllous ecosystems in Central Chile. *Cien. Inv. Agr.* 41(1): 89-106.

BRAUN-BLANQUET, J. 1979. Fitosociología: Base para el estudio de las comunidades vegetales. Madrid, Blume. 820 p.

BUSTOS, S., L. GALLARDO, R. GARREAUD Y N. TONDREAU (Eds.). 2015. La megasequía 2010-2015: Una lección para el futuro. Chile: Centro de Investigación del Clima y la Resiliencia (CR2). 26p.

CADOTTE, M.W., J. CAVENDER-BARES, D. TILMAN Y T.H. OAKLEY. 2009. Using phylogenetic, functional and trait diversity to understand patterns of plant community productivity. PloS one 4(5): e5695.

CASTRO, S., F. BOZINOVIC Y F. JAKSIC. 2008. Ecological efficiency and legitimacy in seed dispersal of an endemic shrub (*Lithraea caustica*) by the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in central Chile. Journal of Arid Environments 72: 1164–1173.

CENTRO EULA-CHILE. 2004. Establecimiento de un ordenamiento territorial orientado a la protección y uso sustentable del área del cordón de Cantillana. Universidad de Concepción, Concepción, Chile. 213 p.

CHESTER, S. 2016. Flora y fauna de Chile: Guía de identificación. Barcelona, España: Lynx Ediciones. 390p.

COLE TCH, JB. BACHELIER, HH. HILGER. 2018. Tracheophyte Phylogeny Poster.

COLE TCH, HH. HILGER Y PF. STEVENS. 2019a. Angiosperm Phylogeny Poster-Flowering Plant Systematics.

COLE TCH, HH. HILGER, B. GOFFINET. 2019b. Bryophyte Phylogeny Poster.

COX, C. 2018. Land Plant Molecular Phylogenetics: A Review with Comments on Evaluating Incongruence Among Phylogenies. Critical Reviews in Plant Sciences 37(2-3): 113-127.

CRUNDWELL, A. 1985. The introduced bryophytes of the British Isles. Bulletin of the British Bryological Society 45: 8-9.

DARU, B., M. VAN DER BANK Y T. DAVIES. 2015. Spatial incongruence among hotspots and complementary areas of tree diversity in southern Africa. Diversity and Distributions 21: 769-780.

DE LA MAZA, C., C. CERDA, G. CRUZ, G. MANCILLA, J. FUENTES, C. ESTADES, F. ET AL. 2014. Manual para aplicar indicadores de sustentabilidad en áreas protegidas, Universidad de Chile. Chile. 109 p.

DECRETO N°382. Establece Área Prohibida de Caza de Fauna Silvestre "Laguna Aculeo-Altos de Cantillana-Tantehue". 28 de octubre de 1997. Santiago, Chile: 24 de enero de 1998.

DRAGULESCU, A Y C. ARENDT. 2020. xlsx: Read, Write, Format Excel 2007 and Excel 97/2000/XP/2003 Files. R package version 0.6.3. <https://CRAN.R-project.org/package=xlsx>

DUFF, R.J., J.C. VILLARREAL, D.C. CARGILL Y K.S. RENZAGLIA. 2007. Progress and challenges toward developing a phylogeny and classification of the hornworts. The Bryologist 110(2): 214-243.

ESPINOSA, L. 2007. Guía práctica sobre la técnica de PCR. En: Eguiarte, L., Souza, V., Aguirre, X., editores. Ecología molecular. México: INE, CONABIO y UNAM, 2007. 36-520 p.

ESTÉBANEZ, B., I. DRAPER Y R. MEDINA. 2011. Briófitos: una aproximación a las plantas terrestres más sencillas. Memorias R. Soc. Esp. Hist. Nat. (9): 19-73.

FAITH, D.P. 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. Biological Conservation 61(1): 1-10.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2014. Cordillera de Los Andes, una oportunidad para la integración y desarrollo de América del Sur. Santiago, Chile. 124 p.

FIGUEROA, J., S. CASTRO, P. MARQUET Y F. JAKSIC. 2004. Exotic plant invasions to the mediterranean region of Chile: causes, history and impacts. Revista Chilena de Historia Natural 77: 465-483.

FLEURY, M., W. MARCELO, R. VÁZQUEZ, L. GONZÁLEZ Y R. BUSTAMANTE. 2015. Recruitment Dynamics of the Relict Palm, *Jubaea chilensis*: Intricate and Pervasive Effects of Invasive Herbivores and Nurse Shrubs in Central Chile. Chile. PLoS ONE 10(7): e0133559.

FLORES, J., E. MARTÍNEZ, M. RETAMAL, F. MENDOZA Y M. MENESES. 2012. Diagnóstico Nacional de Montaña. Santiago, Chile. 192 p.

FLORES, J., S. CATALANO, J. MUÑOZ Y G. SUÁREZ. 2018. Combined phylogenetic analysis of the subclass Marchantiidae (Marchantiophyta): towards a robustly diagnosed classification. Cladistics 34:517–541.

FOREST, F., R. GRENYER, M. ROUGET, T.J. DAVIES, R.M. COWLING, D.P. FAITH, ET AL. 2007. Preserving the evolutionary potential of floras in biodiversity hotspots. Nature 445(7129): 757–60.

FOREST, F., K. CRANDALL, M. CHASE Y D. FAITH. 2015. Phylogeny, extinction and conservation: embracing uncertainties in a time of urgency. Phil. Trans. R. Soc. B 370: 20140002.

FREDERICKSEN, N., J. PÉREZ Y X. CONTRERAS. 2011. Manual de buenas prácticas para uso sustentable de Ecosistemas de Montaña. Santiago, Chile. 122 p.

FUENTES, E., A. HOFFMANN, A. POIANI Y M. ALLIENDE. 1986. Vegetation change in large clearings: patterns in the Chilean matorral. Oecologia 68: 358-366.

FUENTES, N., A. PAUCHARD, P. SÁNCHEZ, J. ESQUIVEL, A. MARTICORENA. 2013. A new comprehensive database of alien plant species in Chile based on herbarium records. Biol Invasions 15: 847-858.

FUENTES, N., P. SÁNCHEZ, A. PAUCHARD, J. URRUTIA, L. CAVIERES Y A. MARTICORENA. 2014. Plantas Invasoras del Centro-Sur de Chile: Una Guía de Campo. Concepción, Chile: Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB).

FUENTES, N., A. MARTICORENA, A. SALDAÑA, V. JEREZ, J. ORTIZ, P. VICTORIANO, ET AL. 2020. Multi-taxa inventory of naturalized species in Chile. NeoBiota 60: 25-41.

GARREAUD, R., C. ALVAREZ-GARRETON, J. BARICHIVICH, J. BOISIER, D. CHRISTIE, M. GALLEGUILLOS ET AL. 2017. The 2010–2015 megadrought in central Chile: impacts on regional hydroclimate and vegetation. Hydrol. Earth Syst. Sci. 21: 6307–6327.

GARREAUD, R., J. BOISIER, R. RONDANELLI, A. MONTECINOS, H. SEPÚLVEDA Y D. VELOSO-AGUILA. 2019. The Central Chile Mega Drought (2010–2018): A climate dynamics perspective. Int J Climatol.:1–19.

GITZENDANNER, M., P. SOLTIS, G. WONG, B. RUHFEL Y D. SOLTIS. 2018. Plastid phylogenomic analysis of green plants: A billion years of evolutionary history. American Journal of Botany 0(0): 1–11.

GOFFINET, B. Y W. R. BUCK. 2004. Systematics of the Bryophyta (Mosses): from molecules to a revised classification. Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden 98: 205–239.

GÓMEZ, J. 1977. Introducción al muestreo. Tesis, Maestro en Ciencias. Chapingo, México. 259p.

GRADSTEIN, S.R. Y J. CUVERTINO. 2015. Observations on the Liverwort Flora of the Surroundings of Santiago, Central Chile. Cryptogamie, Bryologie 36: 129–141.

HÄLLINBACK, T., N. HODGETTS Y E. URMI. 1996. How to Use the new UICN red list categories on bryophytes. Guidelines proposed by the UICN SSC bryophyte specialist group. Anales del Instituto de Biología de la Universidad Autónoma de México. 67(1): 147-157.

HECHENLEITNER P., M.F. GARDNER, P.I. THOMAS, C. ECHEVERRÍA, B. ESCOBAR, P. BROWNLESS Y C. MARTÍNEZ A. 2005. Plantas Amenazadas del Centro-Sur de Chile. Distribución, Conservación y Propagación. Primera edición. Universidad Austral de Chile y Real Jardín Botánico de Edimburgo. 188 p.

HOFFMANN, A., M. KALIN, F. LIBERONA, M. MUÑOZ Y J. WATSON. 1998. Plantas altoandinas en la flora silvestre de Chile. Santiago, Chile: Ediciones Fundación Claudio Gay. 281p.

HOFFMANN, A. 2012. Flora silvestre de Chile: Zona central. 5a. ed. Santiago, Chile: Ediciones Fundación Claudio Gay. 254p.

HOLMGREN, M. 2002. Exotic herbivores as drivers of plant invasion and switch to ecosystem alternative states. Biological Invasions 4: 25–33.

JUDD W.S., C.S. CAMPBELL, E.A KELLOGG, P.F. STEVENS Y M.J. DONOGHUE. 2002. Plant Systematics: A Phylogenetic Approach. 2a ed. Sinauer, Sunderland. 576 p.

KUSUMA, Y., K. REMBOLD, S. TJITROSOEDIRDOJO Y H. KREFT. 2018. Tropical rainforest conversion and land use intensification reduce understory plant phylogenetic diversity. Journal of Applied Ecology 55: 2216–2226.

LAFFAN, S.W., E. LUBARSKY Y D.F. ROSAUER. 2010. Biodiverse, a tool for the spatial analysis of biological and related diversity. Ecography 33: 643–647.

LARRAÍN, J. 2016. Musgos de Chile. [en línea]. Recuperado en: <<http://www.musgosdechile.cl>> Consultado el: 10 de septiembre de 2018.

LARRAÍN, J. 2018. Lista de especies de los briófitos de la Reserva Privada Altos de Cantillana. Reserva Privada Altos de Cantillana, Chile.

LAITY, T., S. LAFFAN, C. GONZÁLEZ-OROZCO, D. FAITH, D. ROSAUER, M. BYRNE, ET AL. 2015. Phylodiversity to inform conservation policy: An Australian example. Science of the Total Environment 534: 131-143.

LENTH, R. 2020. emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.4.5. <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>

LEWIS, L., B.D. MISHLER Y R. VILGALYS. 1997. Phylogenetic relationships of the liverworts (*Hepaticae*), a basal embryophyte lineage, inferred from nucleotide sequences of the chloroplast gene *rbcL*. Molecular Phylogenetics and Evolution 7(3): 377–393.

LUEBERT, F Y P. PLISCOFF. 2017. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. 2a. ed. Santiago, Chile: Editorial Universitaria, S.A. 381p.

LUNA, E., A. NEWTON, A. WITHEY, D. GONZALEZ Y B. MISHLER. 1999. The Transition to Pleurocarpy: A Phylogenetic Analysis of the Main *Diplolepidous* Lineages Based on *rbcl* Sequences and Morphology. The Bryologist 102(4): 634-650.

MACE, G.M., B. REYERS, R. ALKEMADE, R. OONSIE Y F. STUART. 2014. Approaches to defining a planetary boundary for biodiversity. Global Environmental Change 28: 1–21.

MADDISON, W. Y D. MADDISON. 2011. Mesquite: a modular system for evolutionary analysis. Version 2.75.

MAGNI, C., R. SCHERSON, F. ROMERO Y E. MARTÍNEZ. 2015. A protocol proposal to define offsets in biodiversity gains in mediterranean ecosystems of central Chile. Proyecto GEF 59602, Universidad de Chile.

MASSANTE, J. L. GÖTZENBERGER, K. TAKKIS, T. HALLIKMA, A. KAASIK, L. LAANISTO, ET AL. 2019. Contrasting latitudinal patterns in phylogenetic diversity between woody and herbaceous communities. Scientific Reports 9:6443.

MASSONI, J., T.L.P. COUVREUR Y H. SAUQUET. 2015. Five major shifts of diversification through the long evolutionary history of Magnoliidae (angiosperms). BMC Evolutionary Biology 15:49.

MATTEUCCI, S. Y A. COLMA. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Programa regional de desarrollo científico y tecnológico. 168p.

MILLER, J., G. JOLLEY-ROGERS, B. MISHLER, A. THORNHILL. 2018. Phylogenetic diversity is a better measure of biodiversity than taxon counting. Journal of Systematics and Evolution 9999(9999): 1-5.

MISHLER, B.D., N. KNERR, C.E. GONZÁLEZ-OROZCO, A.H. THORNHILL, S.W. LAFFAN Y J.T. MILLER. 2014. Phylogenetic measures of biodiversity and neo- and paleo-endemism in Australian Acacia. Nature communications 5: 1–10.

MITTERMEIER, R., P. ROBLES, M. HOFFMANN, J. PILGRIM, T. BROOKS, C. GOETTSCHE, ET AL. 2004. Hotspots Revisited. Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. Hidalgo, México: CEMEX NATURE. 390p.

MAZEL, F., M. PENNELL, M. CADOTTE, S. DIAZ, G. DALLA, R. GRENYER, ET AL. 2018. Prioritizing phylogenetic diversity captures functional diversity unreliably. Nature communications 9:2888.

MMA (MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE). 2020. Lista de especies de Chile según Estado de Conservación. Gobierno de Chile. Chile.

MORRIS, J., M. Puttick, J. Clark, D. Edwards, P. Kenrick, S. Pressel, ET AL. 2018. The timescale of early land plant evolution. PNAS 115(10): E2274–E2283.

MOSTACEDO, B. Y T. FREDERICKSEN. 2000. Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR). Santa Cruz, Bolivia. 92 p.

MUELLER-DOMBOIS, D. Y H. ELLENBERG. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. Wiley. 547 p.

MUÑOZ, M., H. NÚÑEZ Y J. YÁÑEZ. 1997. Libro rojo de los sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad en Chile. Ambiente y Desarrollo 13(2): 90-99.

MUÑOZ, M. Y A. MOREIRA. 2003. Alstroemerias de Chile. Diversidad, distribución y conservación. Taller La Era. Santiago, Chile. 140p.

MUÑOZ, P. 2013. Apuntes de Teledetección: Índices de vegetación. Chile: Centro de Información de Recursos Naturales, Ministerio de Agricultura. 15p.

MYERS, N, RA. MITTERMEIER, CG. MITTERMEIER, GAB. DA FONSECA Y J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403: 853–858.

NOVOA, P. Y M. MATUS. 2013. Flora de la región de Valparaíso: Patrimonio y estado de conservación. Valparaíso, Chile: Fundación Jardín Botánico Nacional. 360p.

OLTREMARI, J. Y A. BALDINI. 2010. Altos de Cantillana biodiversidad protegida. Agronomía y Forestal 40: 24-29.

OWEN, N., R. GUMBS, C. GRAY Y D. FAITH. 2019. Global conservation of phylogenetic diversity captures more than just functional diversity. *Nature communications* 10:859.

PEREIRA, M. Y K. CAVALCANTI. 2015. Diversity of bryophytes in priority areas for conservation in the Atlantic forest of northeast Brazil. Acta Botanica Brasilica 29(1): 16-23.

PÉREZ-QUEZADA, JF. Y HE. BOWN (Eds.). 2015. Guía para la restauración de los ecosistemas andinos de Santiago, Universidad de Chile-CONAF. 115 p.

PIO, D. V., O. BROENNIMANN, T.G. BARRACLOUGH Y N. SALAMIN. 2011. Spatial Predictions of Phylogenetic Diversity in Conservation Decision Making. Conservation Biology 25: 1229–1239.

PLISCOFF, P. Y T. FUENTES-CASTILLO. 2011. Representativeness of terrestrial ecosystems in Chile's protected area system. Environmental Conservation 38(03): 303-311.

PNUD (2017). Catálogo de las especies exóticas asilvestradas/naturalizadas en Chile. Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB) Universidad de Concepción. Santiago de Chile. 61 p.

PROCTOR, J. (1983): Tropical forest litter fall. Problem of data comparison. En *Tropical Rain Forest: ecology and management*. Sutton, S.L., T.C. Whitmore y A.C., Chadwick, eds. Black-well Scientific Publications, Londres, 267-271 p.

QIU, Y. L., L. LI, B. WANG, Z. CHEN, O. DOMBROVSKA, J. LEE, ET AL. 2007. A nonflowering land plant phylogeny inferred from nucleotide sequences of seven chloroplast, mitochondrial, and nuclear genes. International Journal of Plant Sciences 168 691-708.

QUIROZ, C., A. PAUCHARD, A. MARTICORENA Y L. CAVIERES. 2009. Manual de plantas invasoras del Centro-Sur de Chile. Concepción, Chile: Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB). 57p.

RAMBAUT, A. 2009. FigTree 1.3. [en línea]. Recuperado en: <<http://tree.bio.ed.ac.uk/software/figtree/>> Consultado el: 5 de diciembre de 2018.

RAMOS, A., F.Y. DELGADO Y N. REYES. 2009. Caracterización de la hojarasca de bosques semidecíduos en la Reserva de Biosfera Península de Guanahacabibes. Cuba. Revista Ecovida 1(2).

REEVES, G., M. CHASE, P. GOLDBLATT, P. RUDALL, M. FAY, A. COX. ET AL. 2001. Molecular systematics of Iridaceae: Evidence from four plastid DNA regions. American Journal of Botany 88(11): 2074-2087.

RENSING, S. 2018. Plant Evolution: Phylogenetic Relationships between the Earliest Land Plants. Current Biology 28: R208-R231.

RICHARDSON, D., P. PYSEK, M. REJMÁNEK, M. BARBOUR, D. PANETTA Y C. WEST. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. Diversity and Distributions 6: 93-107.

RODRIGO, P., J. PÉREZ, X. CONTRERAS, A. DE LA FUENTE Y C. VILLAROEL. (Eds.). 2010. Santiago Andino. La mayor reserva natural de agua de la Región Metropolitana. Santiago, Chile. 67 p.

RODRIGUEZ, R. Y C. MARTICORENA. 2019. Catálogo de las plantas vasculares de Chile. Concepción, Chile: Editorial Universidad de Concepción. 400p.

ROMERO, F. Y S. TEILLIER. 2009. Caracterización de las comunidades vegetales subandinas y andinas en los altos de Cantillana. Cordillera de la Costa, Región Metropolitana. Chile. Chloris Chilensis Año 12. N°1.

ROMERO, X., J. CUVERTINO, G. FURCI Y I. PEREIRA. 2012. Guía de reconocimiento, Los Microbosques de Altos de Cantillana. Fondo de Protección Ambiental, Ministerio del Medio Ambiente, Chile. 64 p.

ROMERO, F. Y S. TEILLIER. 2014. Flora vascular de los Altos del Cantillana, Región Metropolitana, Chile: pisos de vegetación subandino y andino. Chloris Chilensis. Año 17: N°1.

ROMERO, X. 2017. Reserva Natural Altos de Cantillana: Museo vivo de la biodiversidad. Paine, Chile: Corporación Altos de Cantillana. 19p.

ROVERE, A. Y G. CALABRESE. 2011. Diversidad de musgos en ambientes degradados sujetos a restauración en el Parque Nacional Lago Puelo (Chubut, Argentina). Revista Chilena de Historia Natural 84: 571-580.

SÁNCHEZ, I. 2011. De Amazonia a Patagonia. Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha, España. 517 p.

SCHERSON, R.A., P. NAULIN, A. ALBORNOZ Y T. HAGEMANN. 2012. Variability in phylogenetic diversity (PD) estimates illustrated with plant data for the high Andes of South America. New Zealand Journal of Botany 50: 37–41.

SCHERSON, R.A. 2013. Uso de índices evolutivos para la evaluación de taxa y ecosistemas: contribuciones de la Filogenia a la Conservación. Ambiente Forestal 7(12): 19-24.

SCHERSON, R.A., A. ALBORNOZ, A. MOREIRA-MUÑOZ Y R. URBINA. 2014. Endemicity and evolutionary value: a study of Chilean endemic vascular plant genera. Ecology and Evolution. doi:10.1002/ece3.960

SCHERSON, R.A., A. THORNHILL, R. URBINA, W. FREYMAN, P. PLISCOFF Y B. MISHLER. 2017. Spatial phylogenetics of the vascular flora of Chile. Molecular Phylogenetics and Evolution 112: 88–95.

SCHERSON, R. 2018. Medidas basadas en filogenias como argumentos de selección de taxa y áreas para la conservación aplicadas a la flora nativa de Chile. (cap 5. pp. 161-183). En:

Metodologías Aplicadas para la Conservación de la Biodiversidad en Chile. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas. 552 p.

SINIA (SISTEMA NACIONAL DE INFORMACIÓN AMBIENTAL). 2013. Proyecto Conservación de la Biodiversidad en los Altos de Cantillana, Chile. 29 p.

SHAW, A., C. COX Y S. BOLES. 2003. Global patterns in peatmoss biodiversity. Molecular Ecology 12: 2553-2570.

SOUSA, F., P. FOSTER, P. DONOGHUE, H. SCHNEIDER Y C. COX. 2018. Nuclear protein phylogenies support the monophyly of the three bryophyte groups (Bryophyta Schimp.). New Phytologist 222: 565-575.

STECH, M., D. QUANDT Y W. FREY. 2003. Molecular circumscription of the hornworts (Anthocerotophyta) based on the chloroplast DNA *trnL-trnF* region. J Plant Res 116: 389–398.

TARPLEY, J., S. SCHNEIDER Y R. MONEY. 1984. Global vegetation indices from NOAA-7 meteorological satellite. J. Clim. Appl. Meteorol. 23:491-494.

TEILLIER, S., E. ESTADES, N. FREDERICKSEN, F. ROMERO, S. URIBE, A. CONTRERAS. ET AL. 2011. Comuna de San José de Maipo: Territorio de montañas. En: Manual de buenas prácticas para uso sustentable de Ecosistemas de Montaña. Santiago, Chile. 18-36 p.

THOMPSON, J., D. HIGGINS Y T. GIBSON. 1994. CLUSTALW: improving the sensitivity of progressive multiple sequence alignment through sequence weighting, position-specific gap penalties and weight matrix choice. Nucleic Acids Research 22 (22): 4673-4680.

THORNHILL, A., BALDWIN, B., FREYMAN, W., NOSRATINIA, S., KLING, M., MORUETA-HOLME, N. ET AL. 2017. Spatial phylogenetics of the native California flora. BMC Biology: 15-96.

TORRES, H. 2009. Proyecto GEF N°1725/PIMS1668 Conservación de la Biodiversidad en los Altos de Cantillana, Chile. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo y Global Environment Facility, Santiago, Chile.

TORRES, C., S. GÓMEZ-GONZÁLEZ, P. TORRES-MORALES Y E. GIANOLI. 2012. Soil disturbance by a native rodent drives microhabitat expansion of an alien plant. Biol Invasions 14:1211–1220.

TUCKER, C., T.J DAVIES, M. CADOTTE Y W. PEARSE. 2018. On the relationship between phylogenetic diversity and trait diversity. Ecology 0(0): 1-7.

VÁZQUEZ, D. 2002. Multiple effects of introduced mammalian herbivores in a temperate forest. Biological Invasions 4: 175–191.

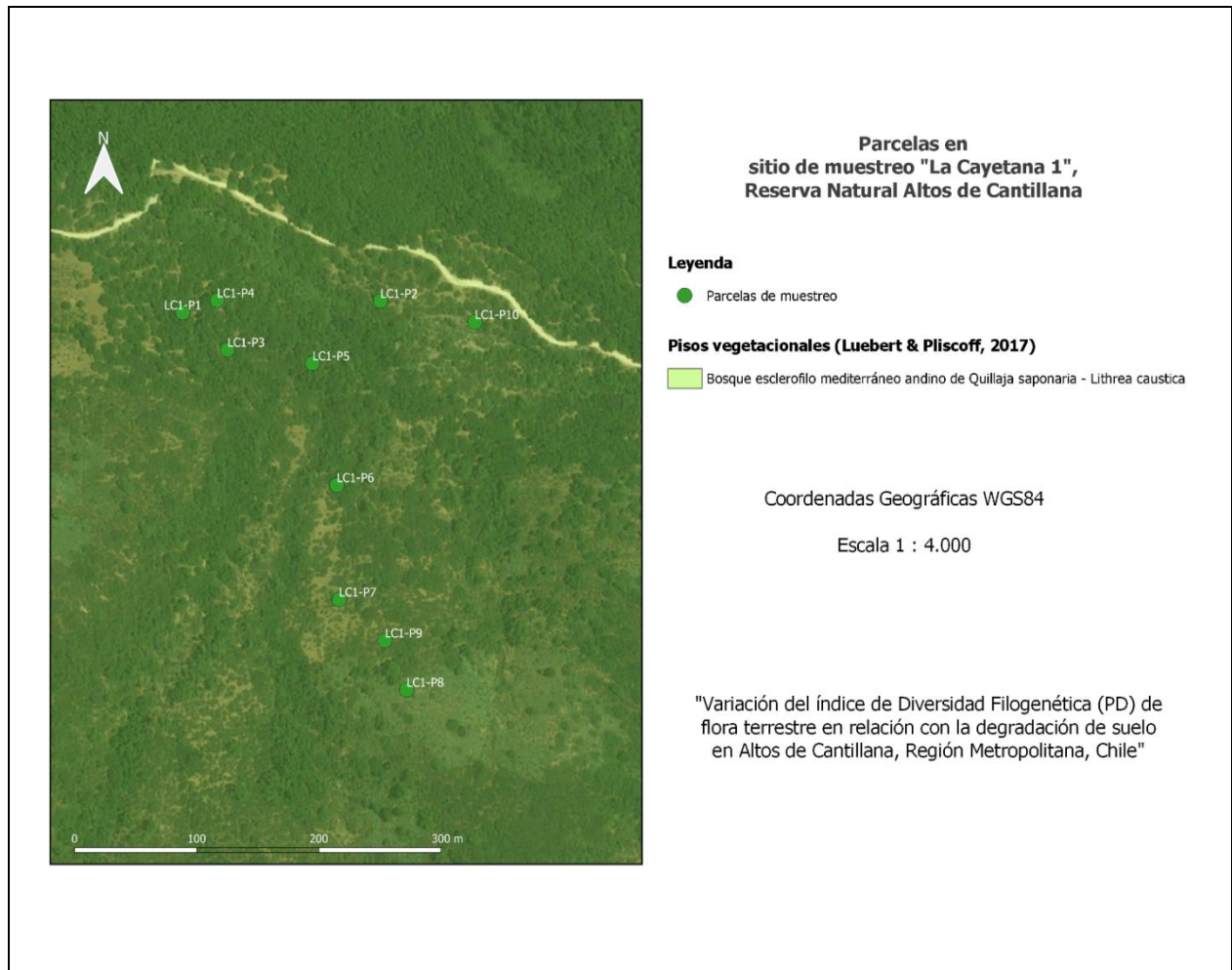
VILLANUEVA, L., B. ORMAZÁBAL Y O. BUSTAMANTE. 2020. Hablemos de sequía: Outlook estacional invierno 2020. Santiago, Chile: Sección de Emergencias y Gestión de Riesgos Agrícolas (SEGRA). 68p.

WAHRMUND, U., D. QUANDT Y V. KNOOP. 2010. The phylogeny of mosses – Addressing open issues with a new mitochondrial locus: Group I intron cob1420. Molecular Phylogenetics and Evolution 54: 417-426.

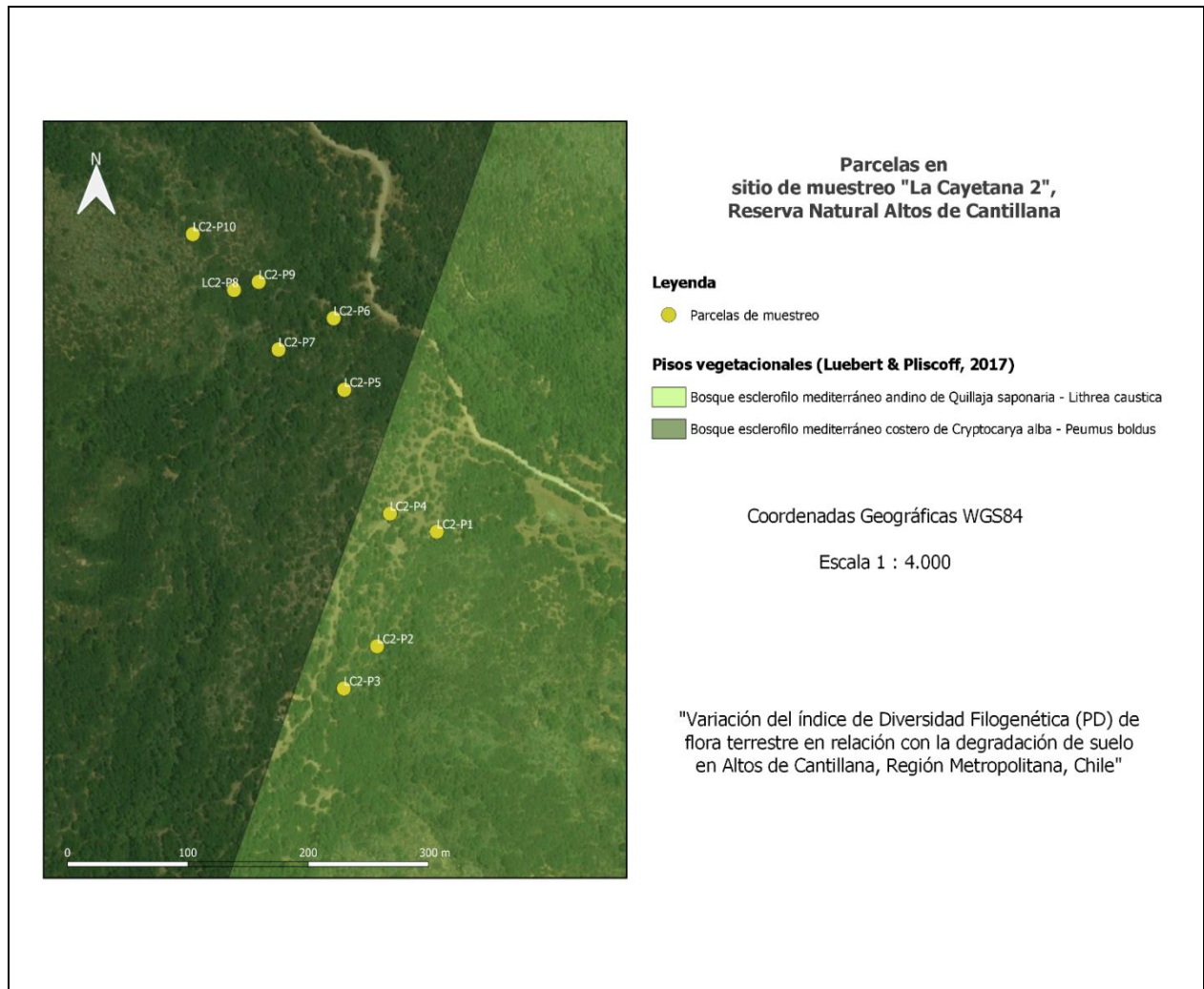
WICKETT, N. J., S. MIRARAB, N. NGUYEN, T. WARNOW, E. CARPENTER, N. MATASCI, ET AL. 2014. Phylotranscriptomic analysis of the origin and early diversification of land plants. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA 111: 4859-4868.

WICKHAM, H. 2016. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.

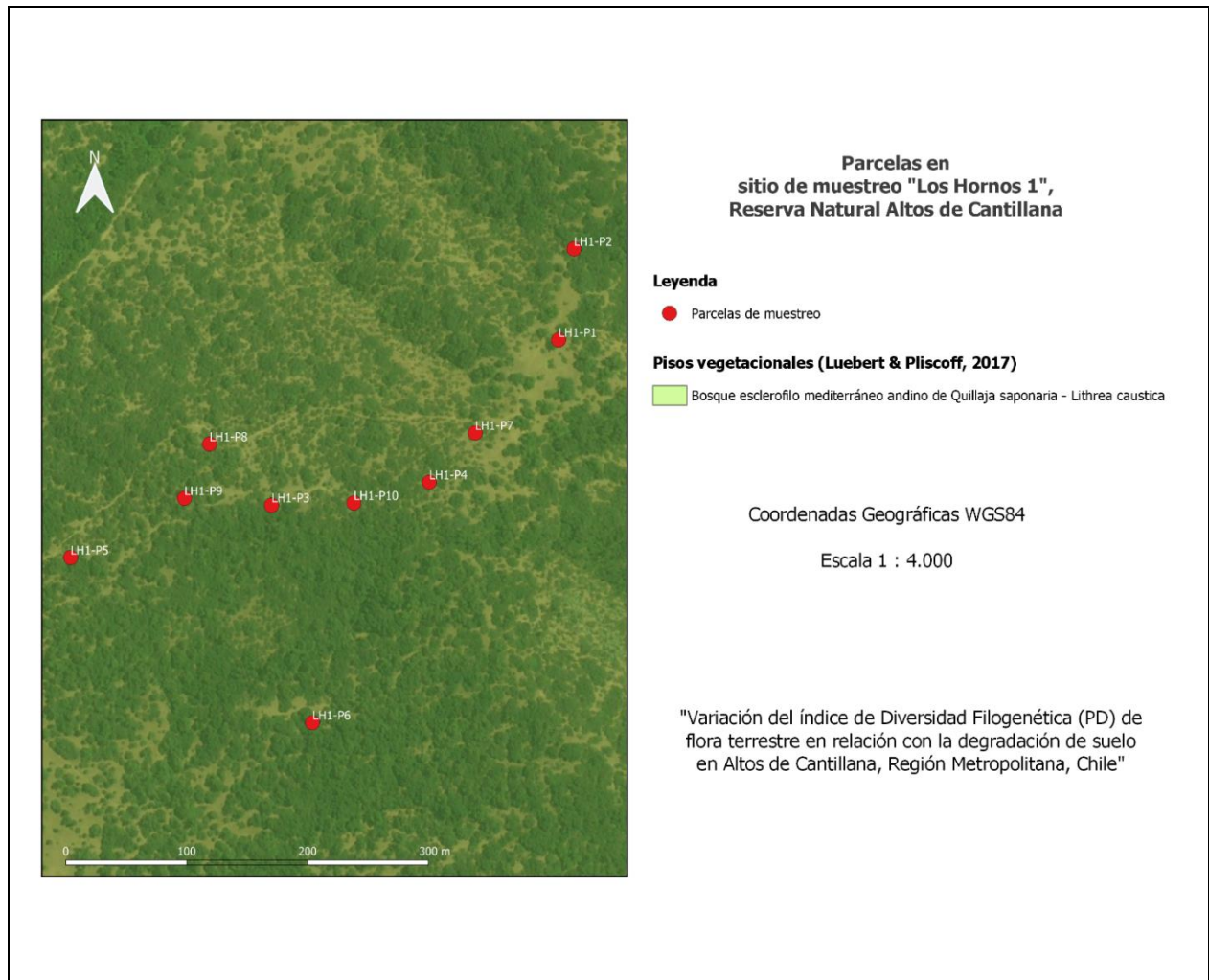
6. APÉNDICES



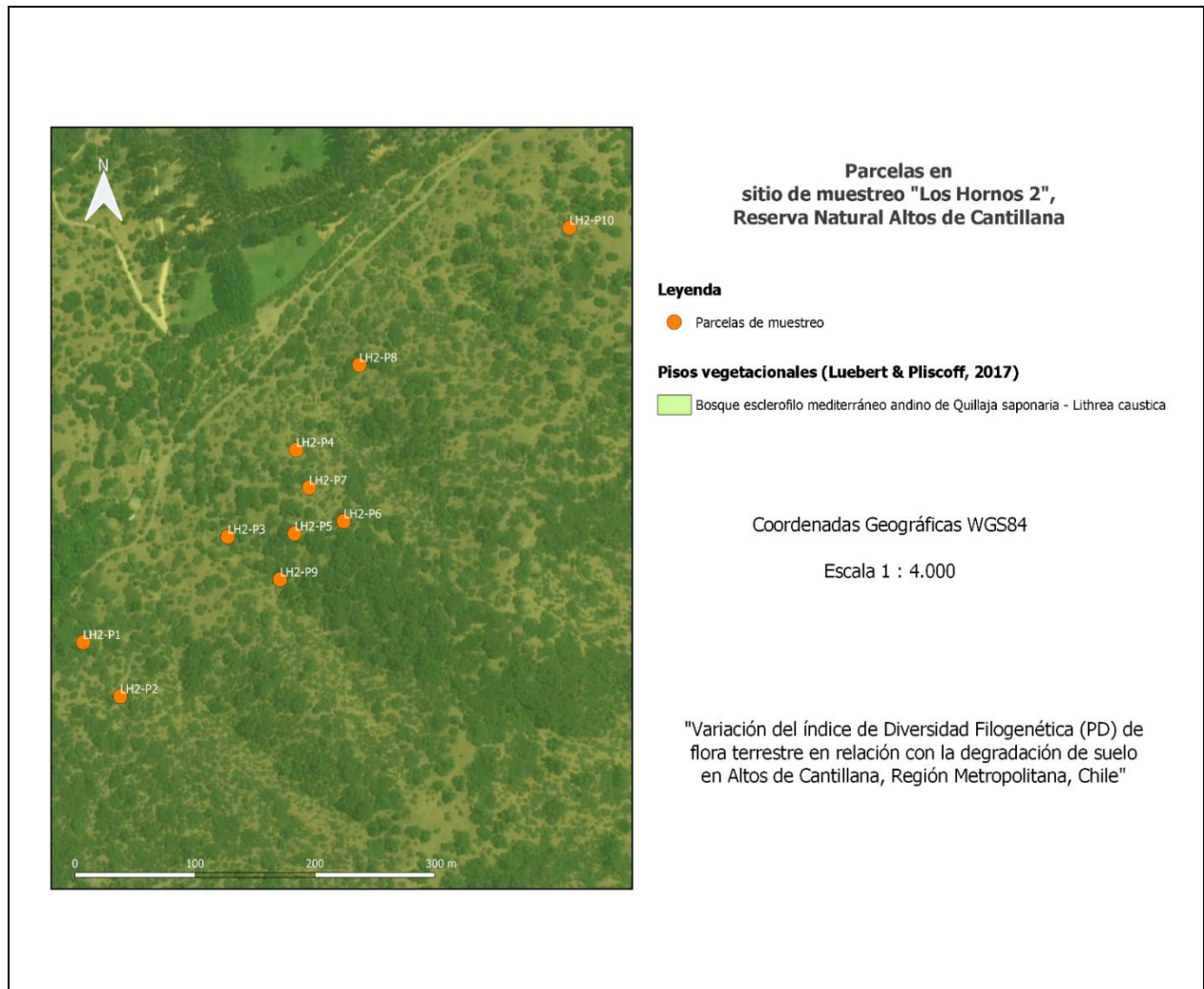
Apéndice 1. Diseño de muestreo, mostrando las parcelas situadas en el sitio "La Cayetana 1", Reserva Natural Altos de Cantillana, Chile.



Apéndice 2. Diseño de muestreo, mostrando las parcelas situadas en el sitio “La Cayetana 2”, Reserva Natural Altos de Cantillana, Chile.



Apéndice 3. Diseño de muestreo, mostrando las parcelas situadas en el sitio “Los Hornos 1”, Reserva Natural Altos de Cantillana, Chile.



Apéndice 4. Diseño de muestreo, mostrando las parcelas situadas en el sitio “Los Hornos 2”, Reserva Natural Altos de Cantillana, Chile.

Apéndice 5. Pisos de vegetación presentes por nivel de degradación en la Reserva Natural Altos de Cantillana, Chile.

Piso de vegetación*	Nivel de degradación	Parcelas
Bosque esclerófilo mediterráneo costero de <i>Cryptocarya alba</i> - <i>Peumus boldus</i>	La Cayetana 2 (LC2)	P5, P6, P7, P8, P9, P10
Bosque esclerófilo mediterráneo andino de <i>Quillaja saponaria</i> - <i>Lithraea caustica</i>	La Cayetana 2 (LC2) La Cayetana 1 (LC1) Los Hornos 1 (LH1) Los Hornos 2 (LH2)	LC2: P1, P2, P3, P4 LC1: Todas LH1: Todas LH2: Todas

*Según Luebert y Pliscoff (2017).

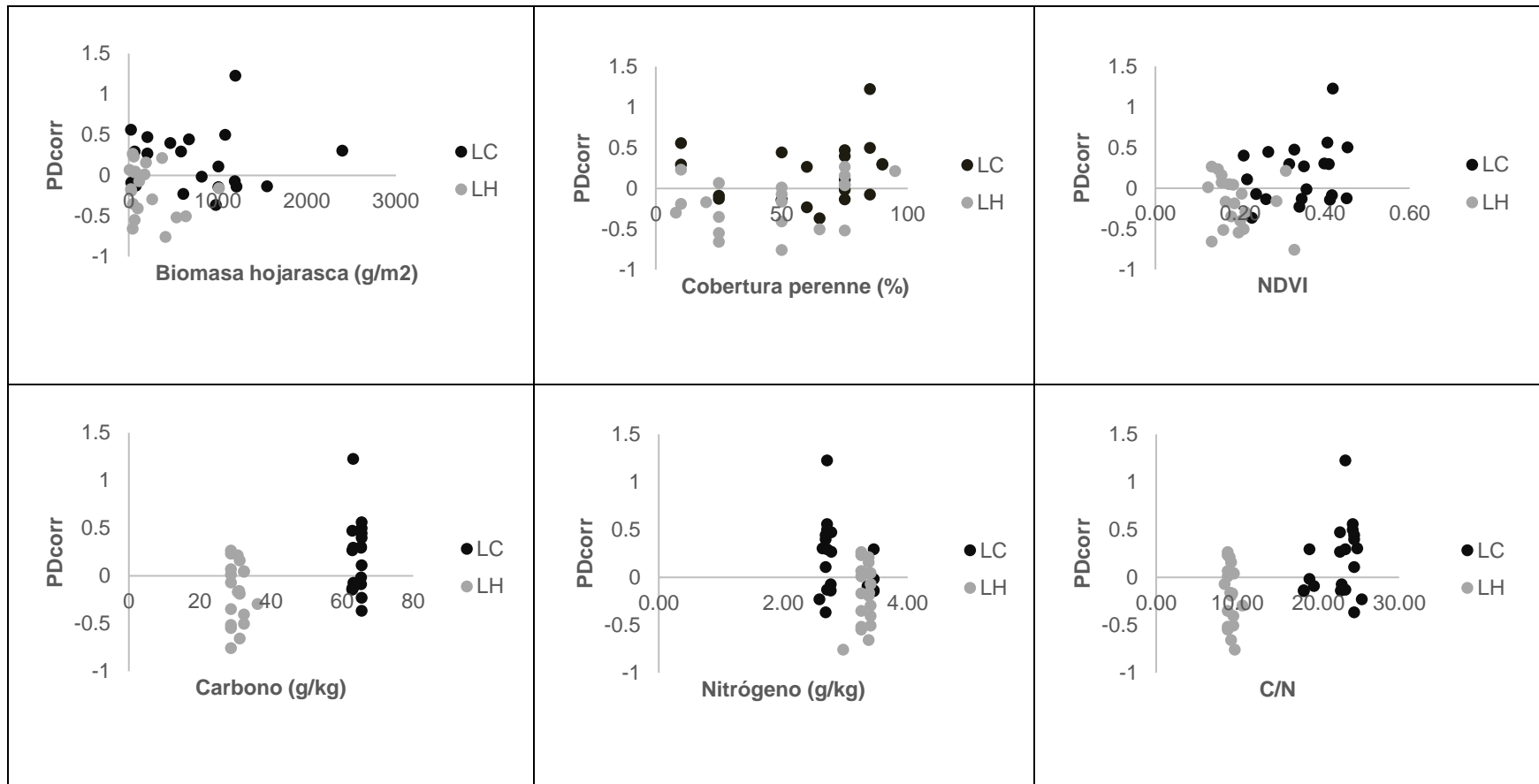
Apéndice 6. Listado florístico de las plantas vasculares y briófitas registradas en el área de estudio, Reserva Natural Altos de Cantillana, Chile.

N	HÁBITO	ORDEN	FAMILIA	GENERO	ESPECIE	AUTOR	Origen	Estrato	LC	LH
1	Taloso	Notothyladales	Notothyladaceae	<i>Paraphymatoceros</i>	<i>diadematus</i>	Hässel	Endémico	Herbáceo	si	si
2	Taloso	Lunulariales	Lunulariaceae	<i>Lunularia</i>	<i>cruciata</i>	(L.) Dumort. ex Lindb.	Exótico	Herbáceo	si	si
3	Taloso	Marchantiales	Aytoniaceae	<i>Cryptomitrium</i>	<i>tenerum</i>	(Hook.) Austin ex Underw.	Nativo	Herbáceo	no	si
4	Taloso	Marchantiales	Oxymitraceae	<i>Oxymitra</i>	<i>incrassata</i>	(Brot.) Sérgio & Sim-Sim	Nativo	Herbáceo	si	no
5	Taloso	Marchantiales	Ricciaceae	<i>Riccia</i>	<i>crinita</i>	Taylor	Nativo	Herbáceo	si	no
6	Taloso	Marchantiales	Ricciaceae	<i>Riccia</i>	<i>crystallina</i>	L.	Exótico	Herbáceo	si	si
7	Folioso	Porellales	Frullaniaceae	<i>Frullania</i>	<i>pluricarinata</i>	Gottsche	Nativo	Arbustivo	si	no
8	Folioso	Archidiales	Archidaceae	<i>Archidium</i>	<i>ohioense</i>	Schimp. ex Müll. Hal.	Nativo	Herbáceo	si	si
9	Folioso	Bartramiales	Bartramiaceae	<i>Bartramia</i>	<i>stricta</i>	Brid.	Nativo	Herbáceo	si	no
10	Folioso	Bryales	Bryaceae	<i>Bryum</i>	<i>pseudotriquetrum</i>	(Hedw.) G. Gaertn., B. Mey. & Scherb.	Nativo	Herbáceo	si	si
11	Folioso	Bryales	Bryaceae	<i>Brachymenium</i>	<i>acuminatum</i>	Harv.	Nativo	Herbáceo	si	si
12	Folioso	Dicranales	Fissidentaceae	<i>Fissidens</i>	<i>crispus</i>	Mont.	Nativo	Herbáceo	si	si
13	Folioso	Dicranales	Fissidentaceae	<i>Fissidens</i>	<i>curvatus</i>	Hornsch.	Nativo	Herbáceo	no	si
14	Folioso	Funariales	Funariaceae	<i>Funaria</i>	<i>calvescens</i>	Schwägr.	Nativo	Herbáceo	si	si
15	Folioso	Gigaspermales	Gigaspermaceae	<i>Costesia</i>	<i>macrocarpa</i>	(Schimp.) Cuvertino, Miserere & Buffa	Endémico	Herbáceo	si	si
16	Folioso	Gigaspermales	Gigaspermaceae	<i>Lorentziella</i>	<i>imbricata</i>	(Mitt.) Broth.	Nativo	Herbáceo	si	no
17	Folioso	Grimmiales	Grimmiaceae	<i>Dryptodon</i>	<i>trichophyllus</i>	(Grev.) Brid.	Nativo	Herbáceo	si	no

18	Folioso	Hypnales	Brachytheciaceae	<i>Catagoniopsis</i>	<i>berteroana</i>	(Mont.) Broth.	Endémico	Herbáceo	si	si
19	Folioso	Hypnales	Stereophyllaceae	<i>Juratzkaea</i>	<i>seminervis</i>	(Kunze ex Schwägr.) Lorentz	Endémico	Herbáceo	si	si
20	Folioso	Pottiales	Pottiaceae	<i>Didymodon</i>	<i>australasiae</i>	(Hook. & Grev.) R.H. Zander	Nativo	Herbáceo	no	si
21	Folioso	Pottiales	Pottiaceae	<i>Pseudocrossidium</i>	<i>carinatum</i>	(Gillies ex Grev.) R.H. Zander	Endémico	Herbáceo	no	si
22	Folioso	Pottiales	Pottiaceae	<i>Pseudocrossidium</i>	<i>leucocalyx</i>	(Mont.) Thér.	Endémico	Herbáceo	si	si
23	Folioso	Pottiales	Pottiaceae	<i>Syntrichia</i>	<i>flagellaris</i>	(Schimp.) R.H. Zander	Endémico	Herbáceo	si	si
24	Folioso	Pottiales	Pottiaceae	<i>Tortula</i>	<i>platyphylla</i>	Mitt.	Endémico	Herbáceo	si	si
25	Folioso	Pottiales	Pottiaceae	<i>Trichostomum</i>	<i>williamsii</i>	R.H. Zander	Endémico	Herbáceo	si	si
26	Hierba	Polypodiales	Pteridaceae	<i>Adiantum</i>	<i>chilense</i>	Kaulf.	Nativo	Herbáceo	si	no
27	Hierba	Polypodiales	Pteridaceae	<i>Adiantum</i>	<i>sulphureum</i>	Kaulf.	Nativo	Herbáceo	si	si
28	Árbol	Laurales	Lauraceae	<i>Beilschmiedia</i>	<i>miersii</i>	(Gay) Kosterm.	Endémico	Arbóreo	si	no
29	Árbol	Laurales	Lauraceae	<i>Cryptocarya</i>	<i>alba</i>	(Molina) Looser	Endémico	Arbóreo	si	si
30	Árbol	Laurales	Monimiaceae	<i>Peumus</i>	<i>boldus</i>	Molina	Endémico	Arbóreo	si	si
31	Hierba	Piperales	Aristolochiaceae	<i>Aristolochia</i>	<i>bridgesii</i>	(Klotzsch) Duch.	Endémico	Herbáceo	si	no
32	Hierba	Asparagales	Amaryllidaceae	<i>Gilliesia</i>	<i>graminea</i>	Lindl.	Nativo	Herbáceo	si	no
33	Hierba	Asparagales	Amaryllidaceae	<i>Miersia</i>	<i>minor</i>	Kunth	Endémico	Herbáceo	si	no
34	Hierba	Asparagales	Amaryllidaceae	<i>Phycella</i>	<i>cyrtanthoides</i>	(Sims) Lindl.	Endémico	Herbáceo	si	no
35	Hierba	Poales	Bromeliaceae	<i>Puya</i>	<i>coerulea</i>	Lindl.	Endémico	Arbustivo	si	no
36	Hierba	Poales	Poaceae	<i>Chusquea</i>	<i>cumingii</i>	Nees	Endémico	Arbustivo	si	no
37	Arbusto	Asterales	Asteraceae	<i>Baccharis</i>	<i>paniculata</i>	DC.	Endémico	Arbustivo	si	si
38	Arbusto	Asterales	Asteraceae	<i>Eupatorium</i>	<i>salvium</i>	Colla	Endémico	Arbustivo	si	si
39	Arbusto	Asterales	Asteraceae	<i>Gochnatia</i>	<i>foliolosa</i>	(D. Don) D. Don ex Hook. & Arn.	Endémico	Arbustivo	si	no

40	Arbusto	Asterales	Asteraceae	<i>Podanthus</i>	<i>mitiqui</i>	Lindl.	Endémico	Arbustivo	si	si
41	Subarbusto suculento	Caryophyllales	Cactaceae	<i>Echinopsis</i>	<i>chiloensis</i>	(Colla) Friedrich & G.D.Rowley	Endémico	Arbustivo	si	si
42	Arbusto	Caryophyllales	Polygonaceae	<i>Muehlenbeckia</i>	<i>hastulata</i>	(Sm.) I.M.Johnst.	Nativo	Arbustivo	no	si
43	Arbusto	Escalloniales	Escalloniaceae	<i>Escallonia</i>	<i>pulverulenta</i>	(Ruiz & Pav.) Pers.	Endémico	Arbustivo	si	no
44	Árbol	Fabales	Fabaceae	<i>Acacia</i>	<i>caven</i>	(Molina) Molina	Nativo	Arbóreo	no	si
45	Árbol	Fabales	Quillajaceae	<i>Quillaja</i>	<i>saponaria</i>	Molina	Nativo	Arbóreo	si	si
46	Arbusto trepador	Gentianales	Apocynaceae	<i>Diplolepis</i>	<i>menziesii</i>	Schult.f.	Endémico	Herbáceo	si	no
47	Subarbusto trepador	Gentianales	Apocynaceae	<i>Tweedia</i>	<i>birostrata</i>	(Hook. & Arn.) Hook. & Arn.	Endémico	Herbáceo	si	si
48	Arbusto	Lamiales	Lamiaceae	<i>Teucrium</i>	<i>bicolor</i>	Sm.	Endémico	Herbáceo	si	no
49	Subarbusto	Malpighiales	Euphorbiaceae	<i>Chiropetalum</i>	<i>berterianum</i>	Schltld.	Endémico	Arbustivo	si	si
50	Arbusto	Malpighiales	Euphorbiaceae	<i>Colliguaja</i>	<i>odorifera</i>	Molina	Endémico	Arbustivo	si	si
51	Arbusto	Malpighiales	Salicaceae	<i>Azara</i>	<i>celastrina</i>	D. Don	Endémico	Arbustivo	si	si
52	Arbusto	Ranunculales	Berberidaceae	<i>Berberis</i>	<i>chilensis</i>	Gillies ex Hook. & Arn.	Endémico	Herbáceo	no	si
53	Arbusto	Rosales	Rhamnaceae	<i>Retanilla</i>	<i>trinervia</i>	(Gillies & Hook.) Hook. & Arn.	Endémico	Arbustivo	si	si
54	Árbol	Sapindales	Anacardiaceae	<i>Lithraea</i>	<i>caustica</i>	(Molina) Hook. & Arn.	Endémico	Arbóreo	si	si
55	Arbusto	Solanales	Solanaceae	<i>Cestrum</i>	<i>parqui</i>	L'Hér.	Nativo	Arbustivo	si	si

Apéndice 7. Regresiones lineales entre PDcorr y las variables utilizadas para la establecer los niveles de degradación.



Apéndice 8. Resultados del contraste de hipótesis con comparaciones múltiples entre los sitios y las distintas variables de degradación.

Biomasa de hojarasca						Cobertura perenne					
contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value*	contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value*
LC1 - LC2	198	210	36	0.940	0.7837	LC1 - LC2	-2.5	11.9	36	-0.211	0.9966
LC1 - LH1	590	210	36	2.807	0.0384	LC1 - LH1	6.7	11.9	36	0.565	0.9417
LC1 - LH2	719	210	36	3.421	0.0082	LC1 - LH2	19.0	11.9	36	1.603	0.3898
LC2 - LH1	392	210	36	1.867	0.2601	LC2 - LH1	9.2	11.9	36	0.776	0.8647
LC2 - LH2	522	210	36	2.482	0.0800	LC2 - LH2	21.5	11.9	36	1.814	0.2836
LH1 - LH2	129	210	36	0.615	0.9267	LH1 - LH2	12.3	11.9	36	1.038	0.7287
NDVI						Carbono					
contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value*	contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value*
LC1 - LC2	0.0212	0.0315	36	0.673	0.9067	LC1 - LC2	-0.89	0.536	36	-1.660	0.3591
LC1 - LH1	0.1467	0.0315	36	4.662	0.0002	LC1 - LH1	31.79	0.536	36	59.298	<.0001
LC1 - LH2	0.1721	0.0315	36	5.469	<.0001	LC1 - LH2	35.00	0.536	36	65.285	<.0001
LC2 - LH1	0.1255	0.0315	36	3.990	0.0017	LC2 - LH1	32.68	0.536	36	60.958	<.0001
LC2 - LH2	0.1509	0.0315	36	4.796	0.0002	LC2 - LH2	35.89	0.536	36	66.946	<.0001
LH1 - LH2	0.0254	0.0315	36	0.807	0.8509	LH1 - LH2	3.21	0.536	36	5.988	<.0001
Nitrógeno						C/N					
contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value*	contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value*
LC1 - LC2	0.404	0.0862	36	4.685	0.0002	LC1 - LC2	-3.203	0.578	36	-5.544	<.0001
LC1 - LH1	-0.299	0.0862	36	-3.467	0.0072	LC1 - LH1	11.487	0.578	36	19.878	<.0001
LC1 - LH2	-0.152	0.0862	36	-1.763	0.3076	LC1 - LH2	12.038	0.578	36	20.831	<.0001
LC2 - LH1	-0.703	0.0862	36	-8.152	<.0001	LC2 - LH1	14.690	0.578	36	25.421	<.0001
LC2 - LH2	-0.556	0.0862	36	-6.448	<.0001	LC2 - LH2	15.241	0.578	36	26.374	<.0001
LH1 - LH2	0.147	0.0862	36	1.705	0.3362	LH1 - LH2	0.551	0.578	36	0.953	0.7765

* P value adjustment: tukey method for comparing a family of 4 estimates.

Apéndice 9. Resultados del contraste de hipótesis con comparaciones múltiples entre la PDcorr y los niveles de degradación.

Flora total						Solo Nativas					
contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value	contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
LC - LH	0.357	0.109	38	3.282	0.0022	LC - LH	0.423	0.121	38	3.483	0.0013
Solo Vasculares						Solo Briófitas					
contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value	contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
LC - LH	0.314	0.186	38	1.684	0.1005	LC - LH	0.203	0.105	38	1.937	0.060

Apéndice 10. Frecuencia de las familias de la flora terrestre total presente en La Cayetana (LC).

Sitio	Familia	Número de parcelas	Proporción	Grupo
LC	Pottiaceae	18	90	Briófita
LC	Anacardiaceae	17	85	Vascular
LC	Euphorbiaceae	17	85	Vascular
LC	Asteraceae	16	80	Vascular
LC	Lauraceae	13	65	Vascular
LC	Monimiaceae	13	65	Vascular
LC	Stereophyllaceae	12	60	Briófita
LC	Lunulariaceae	10	50	Briófita
LC	Bryaceae	8	40	Briófita
LC	Quillajaceae	8	40	Vascular
LC	Rhamnaceae	8	40	Vascular
LC	Pteridaceae	7	35	Vascular
LC	Amaryllidaceae	6	30	Vascular
LC	Apocynaceae	6	30	Vascular
LC	Frullaniaceae	5	25	Briófita
LC	Grimmiaceae	5	25	Briófita
LC	Notothyladaceae	5	25	Briófita
LC	Salicaceae	5	25	Vascular
LC	Poaceae	5	25	Vascular
LC	Brachytheciaceae	4	20	Briófita

LC	Ricciaceae	4	20	Briófita
LC	Funariaceae	3	15	Briófita
LC	Archidaceae	2	10	Briófita
LC	Cactaceae	2	10	Vascular
LC	Fissidentaceae	2	10	Briófita
LC	Gigaspermaceae	2	10	Briófita
LC	Bromeliaceae	1	5	Vascular
LC	Escalloniaceae	1	5	Vascular
LC	Lamiaceae	1	5	Vascular
LC	Oxymitraceae	1	5	Briófita
LC	Aristolochiaceae	1	5	Vascular
LC	Bartramiaceae	1	5	Briófita
LC	Solanaceae	1	5	Vascular
		N = 20		

Apéndice 11. Frecuencia de las familias de la flora terrestre total presente en Los Hornos (LH).

Sitio	Familia	Número de parcelas	Proporción	Grupo
LH1	Asteraceae	18	90	Vascular
LH1	Pottiaceae	17	85	Briófita
LH1	Rhamnaceae	16	80	Vascular
LH1	Anacardiaceae	15	75	Vascular
LH1	Monimiaceae	15	75	Vascular
LH1	Euphorbiaceae	12	60	Vascular
LH1	Fabaceae	12	60	Vascular
LH1	Bryaceae	11	55	Briófita
LH1	Apocynaceae	10	50	Vascular
LH1	Brachytheciaceae	10	50	Briófita
LH1	Lunulariaceae	10	50	Briófita
LH1	Stereophyllaceae	10	50	Briófita
LH1	Quillajaceae	8	40	Vascular

LH1	Solanaceae	6	30	Vascular
LH1	Fissidentaceae	5	25	Briófita
LH1	Notothyladaceae	5	25	Briófita
LH1	Lauraceae	2	10	Vascular
LH2	Polygonaceae	2	10	Vascular
LH1	Archidaceae	1	5	Briófita
LH1	Berberidaceae	1	5	Vascular
LH1	Funariaceae	1	5	Briófita
LH1	Pteridaceae	1	5	Vascular
LH2	Aytoniaceae	1	5	Briófita
LH2	Cactaceae	1	5	Vascular
LH2	Gigaspermaceae	1	5	Briófita
LH2	Ricciaceae	1	5	Briófita
LH2	Salicaceae	1	5	Vascular
		N = 20		

Apéndice 12. Frecuencia de los géneros, con respecto al total de parcelas (20), de la flora terrestre total presente en La Cayetana (LC).

Sitio	Género	Número de parcelas	Proporción	Grupo
LC	<i>Lithraea</i>	17	85	Vascular
LC	<i>Colliguaja</i>	17	85	Vascular
LC	<i>Syntrichia</i>	15	75	Briófita
LC	<i>Peumus</i>	13	65	Vascular
LC	<i>Eupatorium</i>	13	65	Vascular
LC	<i>Cryptocarya</i>	12	60	Vascular
LC	<i>Juratzkaea</i>	12	60	Briófita
LC	<i>Lunularia</i>	10	50	Briófita
LC	<i>Quillaja</i>	8	40	Vascular
LC	<i>Retanilla</i>	8	40	Vascular
LC	<i>Adiantum</i>	8	40	Vascular
LC	<i>Brachymerium</i>	7	35	Briófita

LC	<i>Tortula</i>	7	35	Briófita
LC	<i>Tweedia</i>	6	30	Vascular
LC	<i>Azara</i>	5	25	Vascular
LC	<i>Paraphymatoceros</i>	5	25	Briófita
LC	<i>Podanthus</i>	5	25	Vascular
LC	<i>Frullania</i>	5	25	Briófita
LC	<i>Dryptodon</i>	5	25	Briófita
LC	<i>Chusquea</i>	5	25	Vascular
LC	<i>Riccia</i>	5	25	Briófita
LC	<i>Catagoniopsis</i>	4	20	Briófita
LC	<i>Trichostomum</i>	4	20	Briófita
LC	<i>Miersia</i>	4	20	Vascular
LC	<i>Funaria</i>	3	15	Briófita
LC	<i>Bryum</i>	3	15	Briófita
LC	<i>Echinopsis</i>	2	10	Vascular
LC	<i>Fissidens</i>	2	10	Briófita
LC	<i>Gochnatia</i>	2	10	Vascular
LC	<i>Diplolepis</i>	2	10	Vascular
LC	<i>Beilschmiedia</i>	2	10	Vascular
LC	<i>Archidium</i>	2	10	Briófita
LC	<i>Baccharis</i>	2	10	Vascular
LC	<i>Chiropetalum</i>	2	10	Vascular
LC	<i>Teucrium</i>	1	5	Vascular
LC	<i>Puya</i>	1	5	Vascular
LC	<i>Phycella</i>	1	5	Vascular
LC	<i>Lorentziella</i>	1	5	Briófita
LC	<i>Oxymitra</i>	1	5	Briófita
LC	<i>Pseudocrossidium</i>	1	5	Briófita
LC	<i>Costesia</i>	1	5	Briófita
LC	<i>Escallonia</i>	1	5	Vascular
LC	<i>Aristolochia</i>	1	5	Vascular

LC	<i>Gilliesia</i>	1	5	Vascular
LC	<i>Cestrum</i>	1	5	Vascular
LC	<i>Bartramia</i>	1	5	Briófita
		20		

Apéndice 13. Frecuencia de los géneros, con respecto al total de parcelas (20), de la flora terrestre total presente en Los Hornos (LH).

Sito	Género	Número de parcelas	Proporción	Grupo
LH	<i>Retanilla</i>	16	80	Vascular
LH	<i>Peumus</i>	15	75	Vascular
LH	<i>Lithraea</i>	15	75	Vascular
LH	<i>Eupatorium</i>	15	75	Vascular
LH	<i>Syntrichia</i>	14	70	Briófita
LH	<i>Acacia</i>	12	60	Vascular
LH	<i>Colliguaja</i>	12	60	Vascular
LH	<i>Fissidens</i>	12	60	Briófita
LH	<i>Catagoniopsis</i>	10	50	Briófita
LH	<i>Tweedia</i>	10	50	Vascular
LH	<i>Lunularia</i>	10	50	Briófita
LH	<i>Juratzkaea</i>	10	50	Briófita
LH	<i>Quillaja</i>	8	40	Vascular
LH	<i>Tortula</i>	8	40	Briófita
LH	<i>Baccharis</i>	7	35	Vascular
LH	<i>Bryum</i>	7	35	Briófita
LH	<i>Cestrum</i>	6	30	Vascular
LH	<i>Brachymenium</i>	5	25	Briófita
LH	<i>Paraphymatoceros</i>	5	25	Briófita
LH	<i>Pseudocrossidium</i>	5	25	Briófita
LH	<i>Trichostomum</i>	4	20	Briófita
LH	<i>Chiropetalum</i>	3	15	Vascular

LH	<i>Podanthus</i>	3	15	Vascular
LH	<i>Cryptocarya</i>	2	10	Vascular
LH	<i>Didymodon</i>	2	10	Briófita
LH	<i>Muehlenbeckia</i>	2	10	Vascular
LH	<i>Funaria</i>	1	5	Briófita
LH	<i>Berberis</i>	1	5	Vascular
LH	<i>Archidium</i>	1	5	Briófita
LH	<i>Adiantum</i>	1	5	Vascular
LH	<i>Azara</i>	1	5	Vascular
LH	<i>Echinopsis</i>	1	5	Vascular
LH	<i>Riccia</i>	1	5	Briófita
LH	<i>Costesia</i>	1	5	Briófita
LH	<i>Cryptomitrium</i>	1	5	Briófita
		20		