

**UNIVERSIDAD DE CHILE**  
**FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS**  
**ESCUELA DE PREGRADO**

**Memoria de Título**

**COMPOSICIÓN Y COBERTURA DE HELECHOS EN CLAROS DE BOSQUE Y  
SU POTENCIAL APLICACIÓN EN RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN EL  
SECTOR DE PLAZOLETA EL YUNQUE, ISLA ROBINSON CRUSOE,  
ARCHIPIÉLAGO DE JUAN FERNÁNDEZ, CHILE.**

**ISABEL CRISTINA BASTÍAS AGUILAR**

**Santiago, Chile**  
**2014**



**UNIVERSIDAD DE CHILE**  
**FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS**  
**ESCUELA DE PREGRADO**

**Memoria de Título**

**COMPOSICIÓN Y COBERTURA DE HELECHOS EN CLAROS DE BOSQUE Y  
SU POTENCIAL APLICACIÓN EN RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN EL  
SECTOR DE PLAZOLETA EL YUNQUE, ISLA ROBINSON CRUSOE,  
ARCHIPIÉLAGO DE JUAN FERNÁNDEZ, CHILE.**

**COMPOSITION AND FERN COVER IN GAPS OF FOREST AND ITS  
POTENTIAL APPLICATION IN ECOLOGICAL RESTORATION IN THE  
SECTOR PLAZOLETA EL YUNQUE, ROBINSON CRUSOE ISLAND, JUAN  
FERNÁNDEZ ARCHIPELAGO, CHILE.**

**ISABEL CRISTINA BASTÍAS AGUILAR**

**Santiago, Chile**  
**2014**



**UNIVERSIDAD DE CHILE**  
**FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS**  
**ESCUELA DE PREGRADO**

**COMPOSICIÓN Y COBERTURA DE HELECHOS EN CLAROS DE BOSQUE Y  
SU POTENCIAL APLICACIÓN EN RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN EL  
SECTOR DE PLAZOLETA EL YUNQUE, ISLA ROBINSON CRUSOE,  
ARCHIPIÉLAGO DE JUAN FERNÁNDEZ, CHILE.**

Memoria para optar al título profesional de:  
Ingeniero en Recursos Naturales Renovables

**ISABEL CRISTINA BASTÍAS AGUILAR**

<b>Profesor Guía</b>	<b>Calificaciones</b>
Horacio Bown I. Ingeniero Forestal, M.S., Ph.D.	7,0
<b>Profesor Patrocinante</b>	
Juan Manuel Uribe M. Ingeniero Agrónomo	
<b>Profesores Evaluadores</b>	
Jorge Pérez Q. Ingeniero Agrónomo, M.S., Ph.D.	7,0
María Teresa Varnero M. Químico Farmacéutico	6,8

**Santiago, Chile**  
**2014**



## AGRADECIMIENTOS

*Quiero agradecer la hermosa oportunidad de haber visitado cinco veces ya la isla Robinson Crusoe, recorrer sus verdes cerros en compañía de guarda parques, conocer su belleza única, pasear bajo helechos gigantes y acantilados imponentes, bañarme en sus aguas, ver sus coloridos peces, cantar sus canciones, conocer su gente, vivir sus tradiciones, disfrutar de exquisitas langostas y bacalaos, los viajes en el buque de la Armada, las salidas a la pesca, el buceo amnea, las cabalgatas, sus alegres niños, su adorable silencio y toda la experiencia única de vivir en Robinson Crusoe. Agradecer a las personas que me permitieron llegar a la isla y apoyaron mi estudio, agradecer a CONAF por todo el apoyo logístico entregado.*

*Quiero agradecer a toda la gente que estuvo presente en mi formación profesional y que contribuyó al logro de mis metas. Agradecer especialmente a la gente que me alentó a seguir adelante en los momentos difíciles de la carrera, a mi familia por todo su apoyo, a los amigos que siempre están, a mi pololopi por su cariño y amor tan especial. Quiero agradecer a Dios por todas sus bendiciones.*

*Gracias*





## ÍNDICE DE CONTENIDOS

RESUMEN.....	1
ABSTRACT .....	2
INTRODUCCIÓN .....	3
OBJETIVOS .....	8
Objetivo General .....	8
Objetivos Específicos.....	8
MATERIALES Y MÉTODOS .....	9
Área de estudio.....	9
Toma de datos .....	10
Selección y medición de claros de dosel.....	10
Registros de cobertura en los micrositios de estudio: claro, borde y bosque.....	12
Siembra de semillas de las especies invasoras bajo la cobertura de helechos .....	13
Tratamiento estadístico de los datos .....	14
RESULTADOS.....	15
Composición de especies de plantas vasculares en el interior de claros tratados y de origen natural .....	15
Inventario de especies de helechos presentes en los claros.....	15
Inventario de especies acompañantes presentes en los claros.....	17
Cobertura de las especies de helechos en un gradiente sombra-luz en claros tratados y de origen natural .....	18
Cobertura de helechos en los micrositios de estudio.....	18
Cobertura de las especies acompañantes.....	22
Comparación de la cobertura de helechos en los micrositios de estudio entre claros de origen natural y claros tratados.....	22
Efectos de la topografía, estructura del claro y composición de especies en la presencia-ausencia de helechos .....	23
Características de los claros .....	23
Efectos de las variables predictivas en la presencia-ausencia de especies de helechos .....	25
Germinación de especies invasoras bajo la cobertura de helechos .....	27
DISCUSIÓN .....	28
Composición de especies de plantas vasculares en el interior de claros tratados y de origen natural .....	28
Cobertura de las especies de helechos en un gradiente sombra-luz en claros tratados y de origen natural .....	31
Efectos de la topografía, estructura del claro y composición de especies en la presencia-ausencia de helechos .....	32
Germinación de especies invasoras bajo la cobertura de helechos .....	36
CONCLUSIONES .....	38
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	40

## LISTA DE CUADROS

- Cuadro 1** Familia, origen, hábito de crecimiento, presencia y frecuencia relativa de las especies de helechos registrados en los 60 claros estudiados en PEY.
- Cuadro 2** Familia, origen, hábito de crecimiento, presencia y frecuencia relativa de las especies acompañantes registradas en los 60 claros estudiados en Plazoleta El Yunque.
- Cuadro 3** Coberturas medias de especies de helechos, otras nativas, hepáticas cosmopolitas e invasoras en el sotobosque de los micrositios de estudio (Cobertura media de individuos (%) en cuadrantes  $\pm$  Error estándar, N=30).
- Cuadro 4** Coberturas medias de las especies de helechos encontradas en los micrositios de estudio de claros naturales y claros tratados (Cobertura media de individuos (%) en cuadrante  $\pm$  Error estándar, N=30).
- Cuadro 5** Coberturas medias de las especies de sotobosque, nativas e introducidas, encontradas en los micrositios de estudio (Cobertura media de individuos (%) en cuadrantes  $\pm$  Error estándar, N=30)
- Cuadro 6** Variables descriptoras de los claros de dosel en el bosque de Plazoleta El Yunque (Medias  $\pm$  Error estándar, N=30).
- Cuadro 7** Especies de helechos que mostraron significancia estadística ( $P < 0.05$ ) para variables predictivas según el ajuste de modelos realizado.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** Localización de claros naturales y claros tratados en el área de estudio bosque Plazoleta El Yunque, isla Robinson Crusoe, archipiélago de Juan Fernández.
- Figura 2** a) Claro tratado, abierto el año 2000 en el sector de Plazoleta el Yunque. El sotobosque está compuesto principalmente por *Blechnum cordatum* y la hepática *Marchantia polymorpha* junto a una alta regeneración del árbol endémico *Drimys confertifolia*. b) Claro natural producido por el desmoronamiento de múltiples árboles en el sector de Plazoleta El Yunque.
- Figura 3** Esquema de ubicación de transectas y parcelas realizadas en el gradiente claro-borde-bosque, en el bosque de PEY.
- Figura 4** Especies más comunes en el inventario de claros. Arriba a la derecha: *Arthropteris altescandens*, arriba a la izquierda: *Blechnum cordatum*. Abajo a la derecha: *Megalastrum inaequalifolium*, abajo a la izquierda: *Rumohra berteriana*.
- Figura 5** Coberturas medias de helechos (Media  $\pm$  Error Estándar, N=30) en los diferentes micrositios de estudio del bosque de Plazoleta El Yunque.
- Figura 6** Histograma de las variables descriptoras de los claros de dosel de PEY. a) Tamaños de los claros: El eje horizontal indica los límites superiores de las clases de tamaño de los claros cada 50 m<sup>2</sup>. b) Elevaciones de los claros: el eje horizontal indica los límites superiores de las clases de elevación de los claros cada 50 m.s.n.m. c) Pendientes de los claros: El eje horizontal indica los límites superiores de las clases de pendientes de los claros cada 5 grados.

## LISTADO DE ABREVIACIONES

<b>AJF</b>	Archipiélago de Juan Fernández
<b>CONAF</b>	Corporación Nacional Forestal
<b>PEY</b>	Plazoleta El Yunque
<b>RC</b>	Robinson Crusoe
<b>ONG</b>	Organización no gubernamental
<b>C.N.</b>	Claro natural
<b>C.T.</b>	Claro tratado
<b><i>A. altescandens</i></b>	<i>Arthropteris altescandens</i> (Colla) J. Sm.
<b><i>A. chilensis</i></b>	<i>Aristotelia chilensis</i> (Molina) Stunz
<b><i>A. chilense</i></b>	<i>Adiantum chilense</i> Kaulf.
<b><i>B. cycadifolium</i></b>	<i>Blechnum cycadifolium</i> (Colla) Sturm.
<b><i>B. excelsa</i></b>	<i>Boehemeria excelsa</i> (Bertero ex Steud.) Wedd.
<b><i>B. schottii</i></b>	<i>Blechnum schottii</i> (Colla) C. Chr.
<b><i>B. cordatum</i></b>	<i>Blechnum cordatum</i> (Desv.) Hieron.
<b><i>B. hastatum</i></b>	<i>Blechnum hastatum</i> Kaulf.
<b><i>B. mochaenum</i></b>	<i>Blechnum mochaenum</i> G. Kunkel var. <i>fernandezianum</i> (Looser) de la Sota.
<b><i>D. berteroana</i></b>	<i>Dicksonia berteroana</i> (Colla) Hook.
<b><i>D. confertifolia</i></b>	<i>Drimys confertifolia</i> Phil.
<b><i>D. hirsuta</i></b>	<i>Dysopsis hirsuta</i> (Müll. Arg.) Skottsbo.
<b><i>E. fernandezianum</i></b>	<i>Erigeron fernandezianus</i> (Colla) Solbrig
<b><i>F. mayu</i></b>	<i>Fagara mayu</i> (Bertero ex Colla) Engl.
<b><i>G. bracteata</i></b>	<i>Gunnera bracteata</i> Steud. ex Bennett
<b><i>G. peltata</i></b>	<i>Gunnera peltata</i> Phil.
<b><i>H. incisa</i></b>	<i>Histiopteris incisa</i> (Thunb.) 1. Sm.
<b><i>H. masatierrana</i></b>	<i>Haloragis masatierrana</i> Skottsbo.
<b><i>H. poeppigii</i></b>	<i>Hypolepis poeppigii</i> (Kunze) R. Rodr.
<b><i>L. chilensis</i></b>	<i>Libertia chilensis</i> (Molina) Gunckel
<b><i>L. quadripinnata.</i></b>	<i>Lophosoria quadripinnata</i> (J.F. Gmel.) C. Chr.
<b><i>M. inaequalifolium</i></b>	<i>Megalastrum inaequalifolium</i> (Colla) A.R. Sm. eI R.C. Moran.
<b><i>M. polymorpha</i></b>	<i>Marchantia polymorpha</i> L.
<b><i>M. sylvatica</i></b>	<i>Myosotis sylvatica</i> Hoffm.
<b><i>N. fernandeziana</i></b>	<i>Nothomyrcia fernandeziana</i> (Hook. & Arn.) Kausel Kausel.
<b><i>O. rosea</i></b>	<i>Oenothera rosea</i>
<b><i>P. berteroana</i></b>	<i>Pteris berteroana</i> J. Agardh.
<b><i>P. macrocarpa</i></b>	<i>Pleopeltis macrocarpa</i> (Bory ex Willd.) Kaulf.
<b><i>P. pratensis</i></b>	<i>Poa pratensis</i>
<b><i>P. tetragonum</i></b>	<i>Polystichum tetragonum</i> Fée.

***P.intermedium***      *Polypodium intermedium* Colla subsp. *Intermedium*.  
***R. ulmifolius***      *Rubus ulmifolius* Schott.  
***R.berteroana***      *Rumohra berteroana* (Colla) R. Rodr.  
***Solanum sp.***      *Solanum fernandezianum* Phil.  
***U. douglasii***      *Uncinia douglasii* Boott

## RESUMEN

Se estudió la composición y cobertura de helechos y especies acompañantes de un total de 60 claros de dosel del bosque de Plazoleta el Yunque, isla Robinson Crusoe. La presencia de especies invasoras al interior de los claros es una tremenda amenaza para la conservación de la alta riqueza de especies endémicas presentes en el bosque de Plazoleta el Yunque, el cual está actualmente afectado por la invasión biológica de *Aristotelia chilensis* y *Rubus ulmifolius*, especies que desplazan y ocupan el hábitat de helechos y demás especies nativas. La presencia/ausencia de cada especie de helecho en los claros estudiados fue modelada en función de variables estructurales y topográficas de los claros (altitud, tamaño, pendiente y exposición), además de la composición de especies en los claros. También se estudió la cobertura de las especies de helechos en los micrositios claro-borde-bosque, comparando su cobertura en dicho gradiente y entre claros de diferente origen (claros de origen natural y de origen tratado). Además de esto se sembró especies invasoras bajo la cobertura de helechos para identificar cómo es su germinación bajo éstos. En los claros se determinó la presencia de 18 especies de helechos, pertenecientes a 8 familias y de las cuales 10 resultaron endémicas para el Archipiélago de Juan Fernández. Las especies más frecuentes en los claros resultaron ser *Arthropteris altescandens*, *Megalastrum inaequalifolium*, *Rumohra berteriana* y *Blechnum cordatum*. La presencia de algunos helechos puede ser explicada por variables topográficas y estructurales de los claros, como también por la presencia de otras especies nativas y endémicas. *A. altescandens* presentó coberturas significativamente mayores bajo el dosel del bosque, mientras *M. inaequalifolium* y *B. cordatum* presentan coberturas significativamente mayores tanto en el borde como en el centro de los claros. Se comparó las coberturas entre tipos de claros, *A. altescandens* y *M. inaequalifolium* mostraron mayores coberturas en el borde de claros naturales, mientras *R. berteriana* arrojó mayores coberturas el borde de claros tratados. El centro de los claros naturales y bajo el dosel del bosque de los mismos, mostró mayores coberturas la especie *M. inaequalifolium*. No se registró germinación de especies invasoras bajo la cobertura de helechos, lo cual indica que las invasoras ven limitado su crecimiento bajo la cobertura de helechos. Se requiere implementar medidas adicionales de restauración en el bosque de Plazoleta el Yunque, como la propagación de especies de helechos en el interior de los claros. Esta medida debe ser aplicada en función de la composición y cobertura original de las especies de helechos.

**Palabras claves:** Helechos, claros de bosque, invasión de plantas, micrositios, restauración ecológica, Robinson Crusoe,

## ABSTRACT

Composition and fern cover out of 60 canopy gaps (30 natural gaps and 30 treated gaps) in the Plazoleta El Yunque forest located in Robinson Crusoe Island were studied. The presence of invasive species in gaps is a tremendous threat to the conservation of endemic species in the forest of Plazoleta el Yunque. This forest is currently affected by biological invasion of *R. ulmifolius* and *A. chilensis*, species that displace and occupy the habitat of ferns and other native species. Each species of fern was modeled based on structural and topographic variables of canopy gaps (altitude, size, slope and exposure) as well as species composition in gaps. Coverage of species of ferns in the forest-edge-gap microsites was also studied, comparing their coverage and the gradient between treated and natural gaps. Within gaps, the presence of 18 species of ferns was determined, belonging to 8 families where 10 were endemic to the Juan Fernandez Archipelago. The most frequent species in gaps were *Arthropteris altescandens*, *Blechnum cordatum*, *Rumohra berteriana* and *Megalastrum inaequalifolium*. The presence of some ferns can be explained by topographical and structural variables of gaps, as well as by the presence of other native and endemic species. *A. altescandens* showed greater coverage under the forest canopy, while *M. inaequalifolium* and *B. cordatum* are established both at the edge and in the center of the gaps. The coverages were compared between types of gaps, *M. inaequalifolium* and *A. altescandens* showed higher coverages on the edge of the natural gaps while *R. berteriana* showed greater coverage on the edge of the treated gaps. Under the canopy and in the middle of natural the gaps, *M. inaequalifolium* showed the greatest coverage. No germination of invasive species under the cover of ferns was determined, indicating that invasive species have limited growth under cover of ferns. Required to implement additional measures for ecological restoration in Plazoleta El Yunque forest, as the spread of fern species within gaps. This should be applied depending on the composition and original coverage of species of ferns.

**Key words:** Ferns, canopy gaps, plant invasions, microsites, ecological restoration, Robinson Crusoe

## INTRODUCCIÓN

Las invasiones biológicas se producen cuando especies de origen alóctono alcanzan un nuevo territorio y se propagan a gran velocidad, alterando la estructura y funcionamiento del ecosistema receptor, causando graves daños ecológicos y socioeconómicos (Vitousek et al., 1997; Pimentel, 2001; Levine et al., 2003; Ortega y Pearson, 2005; Didham et al., 2007).

La pregunta de por qué algunas especies exóticas se convierten en invasoras ha atraído considerable investigación (Crawley, 1987; D'Antonio, 1993; Hobbs y Humphries, 1995; Kolar y Lodge, 2001; D'Antonio y Kark, 2002). El estudio de estas diferencias arrojan conocimiento sobre los mecanismos responsables de la invasión (Lambrinos, 2002; Shea et al., 2005). Muchos rasgos de las plantas han sido propuestos de contribuir al éxito de la invasión. Entre éstas se encuentran el corto tiempo de generación, forma de vida, largo período de fructificación, la capacidad para la reproducción tanto sexual como asexual, gran cantidad de semillas, pequeño tamaño y prolongada viabilidad de éstas, y pronunciada plasticidad fenotípica (Williamson y Fitter, 1996; Kolar y Lodge, 2001). Para que una especie exótica sea exitosa en un ambiente, la producción de semillas viables y el establecimiento de las plántulas debiesen tomar amplia ventaja respecto a las especies nativas que podrían ofrecerle competencia.

Entre otros factores que influyen en la invasión de los ecosistemas, destaca la importancia del régimen de perturbaciones (Horvitz et al., 1998; Levine, 2000). Ha sido ampliamente reconocido que las perturbaciones pueden provocar cambios considerables en la composición de la comunidad vegetal (Suding y Goldberg, 2001).

Los ecosistemas boscosos son frecuentemente sometidos a pequeñas perturbaciones del dosel (Spies et al., 1990; Oliver y Larson, 1996). En la mayoría de los bosques la caída de árboles representa la principal perturbación endógena (Hubbell y Foster, 1986). La severidad de las perturbaciones de dosel influencia su tiempo de cierre, la dinámica de regeneración, la composición y diversidad de especies que se establecerán en éste (Connell, 1978; Canham et al., 1990; Oliver y Larson, 1996). La formación de claros en el dosel del bosque puede determinar profundos cambios en las condiciones de luz y modificar la temperatura, humedad y riqueza de nutrientes del suelo (Denslow, 1980; Brokaw, 1985; Denslow, 1987; Lieberman et al., 1989). Estas diferencias afectan la regeneración de las especies vegetales, pudiéndose distinguir entre árboles tolerantes a la sombra, que sólo regeneran bajo el dosel y los intolerantes, que requieren de las condiciones físicas reinantes en los claros (Whitmore, 1989). En diferentes tipos de bosque las especies invasoras pueden tomar ventaja en claros de dosel e interferir con la regeneración de plantas nativas (Gorchov et al., 2011).



Al generarse un claro se crean nuevos nichos de regeneración que posibilitan la coexistencia de especies con diferentes estrategias de historia de vida (Busing y White, 1997). Los nuevos nichos de regeneración se estudian bajo la hipótesis de particionamiento de claros (Ricklefs, 1977; Denslow, 1980; Davis et al., 2000). En esta hipótesis se plantea que el principal mecanismo que promueve la diversidad de especies al interior de un bosque son los diferentes nichos generados en un claro (Denslow, 1995; Beckage y Clark, 2003).

A través de este mecanismo se permite la co-existencia de diferentes especies con distintos atributos biológicos. Es también posible que se vea facilitado el comienzo de un proceso de invasión de plantas (Asner et al., 2008; Pauchard et al., 2008). Como resultado se genera una competencia directa por los recursos y el espacio asociado a estos nuevos nichos de regeneración (Busing y White, 1997), en donde las especies invasoras colonizan primero, al ser competidoras más efectivas producto de sus rasgos biológicos (Tilman, 1994; Suding y Goldberg, 2001). Entre las condiciones que pueden promover el establecimiento de especies invasoras se incluye un incremento en la cantidad de luz, la que está positivamente correlacionada con el tamaño de los claros (Canham et al., 1990; McCarthy, 2001; Dalling y Hubbell, 2002). Sin embargo, la presencia de individuos de especies invasoras también puede verse afectada al decrecer los niveles de luz en el suelo del bosque en la medida que la vegetación herbácea, arbustiva y/o arbórea se incrementa al interior del claro (Carlton y Bazzaz, 1998), por tanto una gran cobertura de especies nativas disminuiría o frenaría el proceso de invasión de claros.

Las áreas así degradadas, son complejas de intervenir pues la dinámica de invasión está estrechamente ligada con la dinámica natural del bosque. Estas áreas podrían ser recuperadas mediante la aplicación de técnicas de restauración ecológica. Ésta consiste en coadyuvar a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SER, 2004). Su objetivo es reconvertir las áreas degradadas en sitios con una composición de especies, estructura y función lo más parecidas a las condiciones presentes antes de que ocurriera la perturbación (Bradshaw, 1987). Una manera de restaurar estos ambientes es promover la ocurrencia del proceso natural de sucesión secundaria, el cual fue detenido por la presencia de las plantas invasoras.

Las islas oceánicas son ecosistemas frágiles y fácilmente modificables a través de disturbios humanos y naturales (Kirch y Hunt, 1997; Greimler et al., 2002). Estos ecosistemas son tremendamente vulnerables a la introducción de especies invasoras, independiente de la pertenencia taxonómica de estas (hongos, animales, plantas, etc.) (Spencer y Benton, 1995; Bergstrom y Chown 1999). Cuando las especies invasoras excluyen a las nativas se producen cambios significativos en términos de disposición de la comunidad, estructura y/o procesos ecosistémicos (Cronk y Fuller, 2001).

El archipiélago de Juan Fernández (AJF) es ampliamente reconocido como uno de los más importantes centros de endemismo en el mundo (Hulm y Thorsell, 1995). En conjunto, las tres islas que conforman el archipiélago poseen un total de 211 especies de plantas

superiores, de las cuales alrededor del 62% corresponden a especies endémicas (Cuevas y van Leersum, 2001). En el AJF, de solo 9967 hectáreas, el número de especies endémicas por unidad de área es mayor que en cualquier otro sistema insular del mundo (Stuessy, 1992).

En el caso de la isla Robinson Crusoe (RC) la tala masiva, los incendios descontrolados y la presencia de animales introducidos se acentuó tras la llegada de una población permanente alrededor de 1850 (Stuessy et al., 1998). El fuerte impacto producido por las especies de mamíferos introducidos y las alteraciones antrópicas ha reducido considerablemente la cobertura arbórea y la abundancia de especies endémicas, lo que sumado a la compactación del suelo ha catalizado intensos procesos erosivos (Stuessy et al., 1998). La erosión, el sobrepastoreo de animales (vacunos, cabras) y el ramoneo producto del conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*), son sólo parte de los problemas que día a día enfrenta la biodiversidad nativa de la isla (Vargas et al., 2006). Un hecho particularmente negativo para la diversidad de la isla RC ha sido la introducción de especies vegetales, algunas de las cuales han generado un alarmante desplazamiento de la flora nativa (Cuevas y van Leersum, 2001).

El matorral invasivo de maqui (*Aristotelia chilensis*) y mora (*Rubus ulmifolius*) cubre aproximadamente 806 hectáreas de la isla RC, ubicándose a diferentes altitudes, incluyendo el interior de fragmentos de bosque nativo. Las áreas cubiertas casi exclusivamente por otra de las más agresivas especies invasoras, *Ugni molinae*, es de aproximadamente 116 hectáreas, la cual se encuentra especialmente en zonas de alta pendiente, usualmente en filos de cerros y laderas (Díaz, 2012). Desde su introducción, el maqui y la mora tendieron a asilvestrarse formando una asociación arbustiva que bordea la parte baja de los bosques endémicos (Skottsberg, 1953). La vigorosa reproducción sexual y vegetativa de dichas especies excluye a la vegetación nativa (Dirnböck et al., 2003). La extraordinaria agresividad y adaptación al ambiente de la isla, junto con la capacidad de dispersión de sus semillas través del ave nativa, *Turdus falklandii*, ha determinado la expansión de estas especies invasoras hacia los claros de dosel en el interior de los bosques (Skottsberg, 1953; Danton, 2006; Smith-Ramirez et al., 2013). Estas especies también se pueden propagar asexualmente y establecerse más rápidamente que las especies arbóreas nativas en los claros del bosque (Vargas et al., 2013).

El drástico cambio que está causando la invasión biológica en este ecosistema hace urgente la toma de medidas para controlar las especies de plantas invasoras. Gestiones de intervención que se ocupen de estos impactos se están llevando a cabo en muchas partes del mundo. Estas gestiones incluyen medidas para prevenir introducciones, los esfuerzos para detectar y erradicar nuevos invasores, control biológico y diversos esfuerzos encaminados a mitigar los impactos producidos (Wilson et al., 2011). Muchos programas adoptan un enfoque pasivo a la restauración de ecosistemas invadidos y simplemente tienen como objetivo eliminar los invasores existentes, limitándose a impedir su regeneración. Este enfoque a menudo no logra el resultado deseado de un ecosistema funcional dominado por especies nativas (D'Antonio y Meyerson, 2002; Hulme, 2006; Reid et al., 2009). Esto

sucede cuando no se analiza la manera en que un ecosistema es capaz de auto-regenerarse según las condiciones propias del sitio.

A partir del año 2000 en la isla RC se encuentran en curso algunas actividades de control mecánico y químico de maqui y mora. Estas actividades fueron iniciadas en el bosque Plazoleta El Yunque (PEY), por parte de la comunidad isleña (liderada por CONAF), posteriormente la Unión de Ornitólogos de Chile (Aves Chile) y actualmente el control es liderado por la ONG norteamericana OIKONOS. Estos lugares controlados, donde se han retirado maqui y mora, son continuamente mantenidos excluyendo las plántulas de especies invasoras. Como resultado de este programa de desmalezamiento, ha habido un proceso de regeneración natural dentro de las áreas tratadas (de aquí en adelante se denominará a estas áreas “claros tratados”). Las especies nativas que han iniciado la sucesión secundaria en los claros tratados han sido hepáticas, helechos y pangues (*Gunnera sp.*).

En estas áreas controladas mecánicamente, el suelo queda desnudo y completamente expuesto a la fuerte erosión hídrica y eólica característica de RC. Es de notar, que alrededor del 40% de la superficie de la isla RC se ve afectada por erosión severa o extremadamente severa (IREN-CORFO, 1982). En claros tratados de 36 m<sup>2</sup> de PEY, se encontró erosión anual severa a muy severa dependiendo de la pendiente donde se encontraban los claros (Castillo y Smith-Ramirez, Sometido).

Se propone la plantación de helechos como medida de restauración ecológica en claros tratados, de manera de acelerar la cobertura de los claros por especies nativas e impedir que éstos sean nuevamente cubiertos por especies invasoras. Una de las cualidades de restaurar con helechos es que no son consumidos por conejos ni ratas. Los conejos ejercen en RC una presión constante, dañando la corteza y las plantas recién germinadas (Acevedo, 1990), además de erosionar las laderas con sus extensas madrigueras (Pridell et al., 2000). Así también, la rata (*Rattus rattus*) es la responsable de preñar los frutos nativos (Cuevas y van Leersum, 2001). Durante el “Proyecto Holanda” (nombre coloquial dado al Proyecto de Cooperación Internacional Chile-Holanda “Conservación, Restauración y Desarrollo del Archipiélago de Juan Fernández”, desarrollado entre los años 1998 y 2003), se plantaron miles de plantas nativas en RC y todas resultaron consumidas o dañadas por conejos.

Existe evidencia en otros ecosistemas que los helechos son un grupo de especies que tiene un crecimiento pionero y a la vez agresivo. Paciencia y Prado (2005) describen a las especies del género *Blechnum* como invasoras de hábitats conservados de la selva lluviosa de Brasil. Se ha encontrado que durante la sucesión secundaria de los bosques tropicales, los helechos ganan dominancia a través de la expansión de sus rizomas, con hojas que alcanzan alturas de 1,8 metros y con densidades de 232.000 frondas por hectárea (Znerold, 1979). *Nephrolepis biserrata*, un helecho presente en los bosques de Costa Rica, muestra un crecimiento agresivo y de alta densidad, compitiendo por recursos y espacio con otras especies impidiendo su germinación o suprimiendo muchas plantas germinadas (Bedoya, 2009). Esta conducta pionera y agresiva de algunas especies de helechos ha sido reportada en varios tipos de ecosistemas forestales (George y Bazzaz, 1999).

Dadas las características de algunos de los helechos nativos de Juan Fernández, se propone que éstos se comportan como una “barrera potencial” al avance del matorral del maqui y la mora. Esto dado al intenso sombreado de los helechos de fronda grande, así como los que cubren grandes extensiones; lo cual vendría a impedir o disminuir la germinación de las semillas de las especies invasoras, las cuales son sombra intolerantes. Otra ventaja del uso de helechos es disminuir la erosión potencial característica de la isla.

Para realizar medidas de restauración es necesario tener conocimiento de la composición de especies con las cuales se quiere restaurar, estudiando el ecosistema de referencia. Por lo cual, se hace necesario contar con un inventario de las especies de helechos, y otras especies nativas tanto en claros naturales como en claros tratados. Otro conocimiento básico para realizar restauración ecológica es detectar aquellas especies que son pioneras. La característica principal de una especie pionera en claros de bosque de PEY, es crecer relativamente rápido y en sitios luminosos, condición que cumplen ciertas especies de helechos. Además, para hacer restauración es necesario conocer, entre otros parámetros, las especies que presentan mayores coberturas dentro del sitio, así como las variables que condicionan su presencia. Algunas especies de helechos son sombra intolerantes y otros sombra tolerantes, pudiendo establecerse en diferentes condiciones de sombra-luz dentro de un claro de bosque (Atala et al., 2012). En el caso de claros de dosel de la isla RC, se espera que los helechos ocupen distintas preferencias de hábitat en un gradiente sombra-luz. Conocer los micrositios donde se encuentran los helechos en claros naturales, permitirá dar recomendaciones de manejo en claros tratados que se aproximen al ecosistema de referencia.

## **OBJETIVOS**

### **Objetivo General**

Determinar la composición y cobertura de especies de helechos en claros de bosque y su potencial aplicación en restauración ecológica en el sector de Plazoleta el Yunque, isla Robinson Crusoe.

### **Objetivos Específicos**

- 1.- Determinar la composición de todas las especies de plantas vasculares en el interior de claros de origen natural y tratados, en el sector de Plazoleta El Yunque.
- 2.- Determinar y comparar la cobertura de especies de helechos en un gradiente sombra-luz en claros tratados y de origen natural.
- 3.- Determinar la relación entre la topografía, estructura del claro y composición con la presencia-ausencia de helechos.
- 4.- Determinar la capacidad de germinación de especies introducidas bajo la cobertura de helechos en Plazoleta El Yunque.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El sitio de estudio correspondió al sector de Plazoleta el Yunque, ubicada en la isla Robinson Crusoe, archipiélago de Juan Fernández. El archipiélago está formado por las islas Robinson Crusoe, Marinero Alejandro Selkirk y Santa Clara, ubicadas en el Océano Pacífico, frente al puerto de San Antonio, entre los 33° 35' y los 33° 48' latitud Sur, y desde los 78° 46' hasta los 80° 48' longitud Oeste (CONAF, 2009).

El grupo de islas que conforman el archipiélago Juan Fernández está encuadrado dentro de un régimen de tipo oceánico, pero asociado con los climas continentales similares a los de la latitud de 38°S (Di Castri y Hajek, 1976). También, estos autores señalan que posee un Clima Templado Cálido con una estación seca de cuatro a cinco meses. Existe una estación lluviosa de Abril-Mayo a Septiembre-Octubre. El valor promedio anual de precipitación es de 956 mm con alta variabilidad en el período seco de Diciembre-Marzo. En Alejandro Selkirk existen eventos de nieve en el cerro Los Inocentes (Hajek y Espinoza, 1987). La temperatura media anual en Robinson Crusoe es de 15,2° con una amplitud térmica entre los meses fríos y cálidos de 6,3°C, lo que demuestra un efecto termorregulador del mar (Muñoz, 1969).

El sector de Plazoleta el Yunque es un remanente de bosque primario y maduro con una estructura multietárea (Vargas et al., 2006). Plazoleta El Yunque cubre un área aproximada de 100 ha pertenecientes a la categoría de Bosque endémico Montano Bajo, comprendido entre los 250 y 550 m.s.n.m. (Greimler et al., 2002; Vargas, 2013). En el bosque de Plazoleta el Yunque la especie *Nothomyrcia fernandeziana*, sinónimo de *Myrceugenia fernandeziana* (Hook. & Arn.), es el árbol dominante de la cobertura arbórea del dosel, frecuentemente acompañado por *Fagara mayu* y *Drimys confertifolia*. Entre los componentes arbóreos infrecuentes del dosel se encuentran *Rhaphithamnus venustus* y *Boehmeria excelsa*. *M. fernandeziana* es tolerante a la sombra y presenta plasticidad en su comportamiento de regeneración, adaptándose a diferentes condiciones ambientales. Es por esto que es capaz de regenerar bajo dosel, pero también aprovecha los claros para establecerse (Vargas, 2004). La perturbación por el ganado y las plantas exóticas es bastante alta, y por esta razón en una alta proporción el bosque montano bajo se encuentra mezclado con el matorral invasivo (Greimler et al., 2002; Arellano, 2012).

## Toma de datos

El reconocimiento de los diferentes ambientes de la isla, la composición y distribución de los helechos, fue realizado en una campaña de terreno en los meses de Enero y Febrero de 2011. Para la toma de datos, la campaña de terreno para el objetivo 1, 2 y 3 fue realizada entre los meses Marzo-Abril del año 2012. La evaluación en terreno de los resultados del objetivo 4 fue realizada durante los meses Diciembre- Marzo del año 2013.

## Selección y medición de claros de dosel

En el área de estudio se seleccionaron aleatoriamente 30 claros de origen natural y 30 claros tratados de diferentes tamaños, pendientes y orientaciones (Figura 1), de acuerdo a las variaciones topográficas y vegetacionales de PEY. Estos claros constituyen entre el 8 al 25 % del paisaje forestal nativo de PEY, según sea la fase de apertura o cierre en que se encuentren (Vargas et al., 2010; Arellano, 2012; Smith-Ramirez et al., 2013).

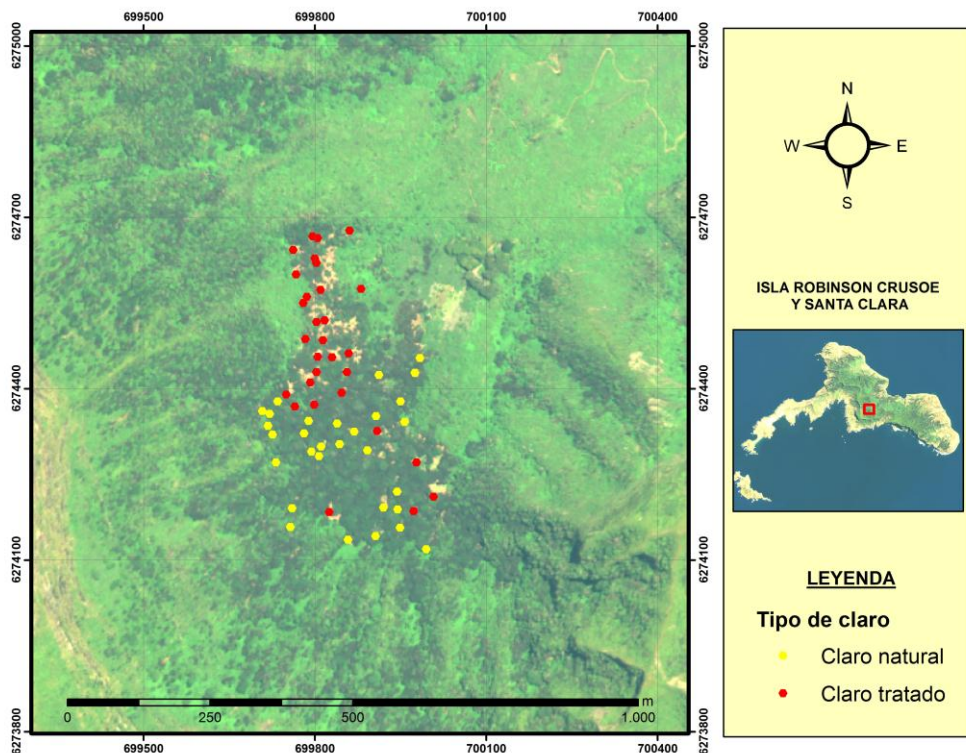


Figura 1. Localización de claros naturales y claros tratados en el área de estudio bosque Plazoleta El Yunque, isla Robinson Crusoe, archipiélago de Juan Fernández. Imagen satelital multiespectral WORLDVIEW-2 (2010).



Un claro natural (Figura 2b) fue definido como aperturas naturales de la cobertura continua del dosel que quedan asociadas a un área de suelo con directa incidencia de luz solar (Yamamoto, 1992), siendo en el caso de PEY el principal mecanismo de apertura de claros endógenos la caída de árboles (Arellano, 2012). Los claros tratados (Figura 2a) corresponden a aperturas de dosel realizadas por extracción mecánica de especies invasoras como una medida de restauración ecológica realizadas por ONG's en conjunto a la comunidad isleña. Claros naturales con un estado avanzado de invasión se excluyeron de la toma de datos, pues el matorral invasivo forma una cobertura homogénea en la cual no hay regeneración de especies nativas, incluidos los helechos. En el matorral invasor solo permanecen algunos árboles y helechos adultos remanentes de la invasión.



Figura 2. a) Claro tratado, abierto en el año 2000 en el sector de Plazoleta El Yunque. El sotobosque está compuesto principalmente por *Blechnum cordatum* y la hepática *Marchantia polymorpha*, junto a una alta regeneración del árbol endémico *Drimys confertifolia*. b) Claro natural producido por el desmoronamiento de múltiples árboles en el sector de Plazoleta El Yunque.



### Registros de cobertura en los micrositios de estudio: claro, borde y bosque

Para identificar la composición y cobertura de las distintas especies de helechos y de las otras especies nativas e introducidas, se procedió a realizar transectas en línea recta que atravesaran la mitad de los diferentes claros en estudio. En cada transecta se ubicaron tres parcelas de estudio (micrositios de estudio).

Cada parcela tenía dimensiones de 1, 2, 3 ó 4 m<sup>2</sup>, según el tamaño de los claros. Así cada cantidad de parcelas correspondía a los rangos de tamaño de los claros de 0-100, 100-200, 200-300 o >300 m<sup>2</sup>. Cada parcela se ubicó en el centro del área total del claro (micrositio llamado claro), otra entre el límite del área del claro y la matriz de bosque (micrositio llamado borde) y la última en el área matriz del claro, ya sea que estuviera compuesta de bosque nativo o matorral invasivo. Esta parcela estaba ubicada a 6 metros desde el término del claro estricto (micrositio llamado bosque). Entendiéndose el claro estricto como la superficie inmediatamente debajo de una apertura del dosel (Runkle, 1982). El micrositio bosque correspondió a la cobertura de sotobosque ubicada bajo el dosel del bosque, lugar donde se establecen los helechos de estudio.

En cada micrositio se estimó la proporción de cobertura (0-100%) de todas las especies que cubren el suelo, al cual se le llamó sotobosque (< 3 metros de alto). En relación a los registros realizados en los micrositios de estudio se comparó las coberturas de helechos entre claros naturales y claros tratados, y en el gradiente sombra-luz de cada claro. Se define como el gradiente sombra-luz a aquel formado por los micrositios bosque, borde y claro (Figura 3). La determinación de especies se realizó por comparación de especímenes del herbario de CONAF, claves botánicas y la ayuda de guarda parques y personal de CONAF y SAG.

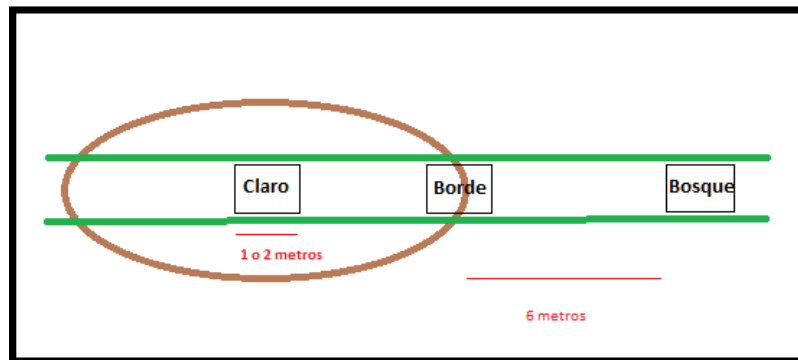


Figura 3. Esquema de ubicación de transectas y parcelas realizadas en el gradiente claro-borde-bosque, en el bosque de PEY.

En cada claro se tomaron las siguientes variables topográficas y estructurales: origen y mecanismo de formación del claro, tamaño, pendiente, exposición y altitud. Para estimar el área de los claros se asumió que la apertura a nivel del suelo presenta una forma elipsoidal

(Runkle, 1982), considerándose toda la superficie que no tiene dosel superior. Para facilitar el trabajo en terreno se definieron los límites del claro como la superficie inmediatamente debajo de una apertura del dosel, pese a que el área de influencia puede ser mayor (Runkle, 1982). De esta manera se midieron los dos ejes principales del elipsoide que fue usado para describir el área del claro. Cada sitio de muestreo también fue geo-referenciado.

Los claros tratados son completamente limpiados de invasoras, por lo que se ha perdido información sobre el tipo de origen y mecanismo de formación. En el caso de los claros naturales se midieron las siguientes variables cualitativas:

*Origen de creación de los claros:* se caracterizó de dos formas, siguiendo la definición de Hubbell y Foster (1986): a) origen endógeno: generado por la caída de árboles, principalmente y b) origen exógeno: generado por el desmoronamiento de laderas.

*Mecanismo de formación de los claros:* su reconocimiento se aplicó solamente en claros que presentaran un origen de creación endógeno y fue caracterizado de tres formas, siguiendo la definición de Yamamoto (1992): a) desraizamiento de uno o múltiples árboles, b) tronco quebrado, y c) ruptura de copa del árbol.

### **Siembra de semillas de las especies invasoras bajo la cobertura de helechos**

En tres claros tratados que tenían el suelo cubierto por helechos se sembró bajo la fronda de estos, semillas de las especies introducidas *Aristotelia chilensis* y *Rubus ulmifolius*. Las semillas fueron recolectadas y sembradas en marzo de 2012, procedentes del suelo en caso de *A. chilensis* (recientemente había terminado su fructificación) y de las ramas para el caso de *R. ulmifolius*, en ambos casos el endocarpo fue removido.

Las semillas fueron sembradas bajo la cobertura de las especies *Blechnum cordatum*, *Histiopteris incisa* y *Rumohra berteriana*. Se seleccionaron estas especies de helechos debido a que son abundantes y están presentes en variados escenarios de la isla RC. El diseño experimental contempló la siembra de 120 semillas de *A. chilensis* y 120 semillas de *R. ulmifolius* tanto al centro como al borde de la cobertura de helechos, a una distancia entre sí de 5 mm aproximadamente. Ocho meses posterior a la siembra se evaluó mensualmente la germinación de *A. chilensis* y *R. ulmifolius*, por un periodo de 5 meses. En cada escenario de estudio se tomaron datos espaciales tales como posición geográfica (UTM), altitud, tamaño del claro, pendiente y exposición.

## Tratamiento estadístico de los datos

Las coberturas de las especies de helechos en los claros no mostraron un comportamiento normal (Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk), por lo cual se optó por utilizar pruebas no paramétricas.

Las comparaciones de cobertura en el gradiente luz-sombra y entre claros naturales y tratados, se determinaron a través de las pruebas de comparaciones múltiples de Kruskal-Wallis (un equivalente no paramétrico de ANOVA) y la de comparaciones dobles de Wilcoxon (un equivalente no paramétrico a una prueba de t-student), con un nivel de significancia del 5%.

Se aplicaron regresiones logísticas múltiples de distribución binomial para evaluar las variables que tienen una influencia positiva/ negativa en la presencia-ausencia de cada especie de helecho registrada. La regresión logística múltiple es una regresión lineal con los valores finales comprendidos entre 0 y 1, por lo tanto resulta adecuada para generar un modelo de probabilidad. Al tratarse de una regresión, asume una relación lineal entre la variable dependiente y las independientes (García, 2008).

Se elaboró un modelo logístico de presencia-ausencia que indicará la probabilidad de que las diferentes especies se encuentren presentes dadas las variables descritas, de acuerdo a las variables predictivas que mostraron significancia ( $P < 0,05$ ) para cada especie de helecho. El modelo es una ecuación que explica la presencia/ausencia de helechos (variable dependiente) y su relación con las variables predictivas (variables independientes). En este caso las variables predictivas correspondieron a variables topográficas y estructurales de los claros evaluados (altitud, exposición, pendiente, tamaño del claro, tipo de claro), además de la presencia/ausencia de otras especies de helechos, y de especies nativas e introducidas dentro de los claros.

Se aplicó el comando Stepwise para la selección del modelo, en el cual en cada paso explora las variables que deben ser seleccionadas o no. Se analizaron los valores residuales para la correcta validación del modelo. En todos los análisis estadísticos se utilizó el Software estadístico R-project (Versión 3.1.0).

## RESULTADOS

### Composición de especies de plantas vasculares en el interior de claros tratados y de origen natural

#### Inventario de especies de helechos presentes en los claros

Se encontraron un total de 18 especies de helechos en el inventario de los 60 claros. Estas especies correspondieron a un total de 8 familias, siendo 10 especies endémicas para el AJF. De las especies de helechos encontradas, 16 de estas se registraron en los claros naturales y 15 en los tratados. La familia, origen, hábito de crecimiento, presencia y frecuencia relativa de las especies identificadas en los claros se detalla en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Familia, origen, hábito de crecimiento, presencia y frecuencia relativa de las especies de helechos registrados en los 60 claros estudiados en PEY.

Especie	Familia	Origen	Hábito crecimiento	Pres. C.N.	Pres. C.T.	Pres. Total	Frecuencia relativa en claros (%)
<i>A. altescandens</i>	Oleandraceae	Endémica	Trepador	29	29	58	96,7
<i>M. inaequalifolium</i>	Dryopteridaceae	Endémica	Terrestre	30	22	52	86,7
<i>R. berteriana</i>	Dryopteridaceae	Endémica	Terrestre	16	25	41	68,3
<i>B. cordatum</i>	Blechnaceae	Nativa	Terrestre	19	21	40	66,7
<i>B. hastatum</i>	Blechnaceae	Nativa	Terrestre	7	21	28	46,7
<i>P. tetragonum</i>	Dryopteridaceae	Endémica	Terrestre	15	10	25	41,7
<i>B. mochaenum</i>	Blechnaceae	Endémica	Terrestre	13	7	20	33,3
<i>P. berteriana</i>	Pteridaceae	Endémica	Terrestre	7	7	14	23,3
<i>B. cycadifolium</i>	Blechnaceae	Endémica	Terrestre	2	8	10	16,7
<i>B. schottii</i>	Blechnaceae	Endémica	Trepador	6	4	10	16,7
<i>P. macrocarpa</i>	Polypodiaceae	Nativa	Epífita	9	1	10	16,7
<i>H. incisa</i>	Dennstaedtiaceae	Nativa	Terrestre	3	1	4	6,7
<i>Hymenophyllum sp.</i>	Hymenophyllaceae	Nativa	Epífita	4	0	4	6,7
<i>P. intermedium</i>	Polypodiaceae	Endémica	Epífita	4	0	4	6,7
<i>A. chilense</i>	Pteridaceae	Nativa	Terrestre	2	1	3	5
<i>D. berteriana</i>	Dicksoniaceae	Endémica	Arbóreo	0	2	2	3,3

Continúa

## Cuadro 1. Continuación

<i>H.poeppigii</i>	Dennstaedtiaceae	Nativa	Terrestre	1	0	1	1,7
<i>L.quadripinnata</i> .	Dicksoniaceae	Nativa	Terrestre	0	1	1	1,7

C.N.: claros naturales; C.T: claros tratados; Pres.: Presencia; Frecuencia: N° de claros donde estuvo presente/ Total de claros



Figura 4. Especies más comunes en el inventario de claros. Arriba a la derecha: *A.altescandens*, arriba la izquierda: *B.cordatum*. Abajo a la derecha: *M. inaequalifolium*, abajo a la izquierda: *R.berteroana*.

Como puede verse en el Cuadro 1, *A. altescandens* (Figura 4) estuvo presente en un 96,7% (n=58) de los claros, con una distribución homogénea en ambos tipos de claros (n=29). Le sigue en frecuencia *Megalastrum inaequalifolium* (Figura 4), presente en un 86,7% (n=52) de los claros estudiados, y en el 100% de los claros naturales. Las otras especies que están presentes en más de un 50% de los claros fueron: *Rumohra berteriana* (Figura 4) con un 68,3%(n=41) de frecuencia y *Blechnum cordatum* (Figura 4) con un 66,7% (n=40) en ambos tipos de claros estudiados.

## Inventario de especies acompañantes presentes en los claros

Además de los helechos, se identificaron en los claros otras 22 especies, de las cuales 12 resultaron ser endémicas (11 familias), 2 nativas y 8 introducidas (Cuadro 2), las cuales correspondieron a: Las especies endémicas, nativas e introducidas identificadas que no correspondieron a helechos serán llamadas de aquí en adelante especies acompañantes. La familia, origen, hábito de crecimiento, presencia y frecuencia relativa de las especies acompañantes encontradas en los claros se detalla en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Familia, origen, hábito de crecimiento, presencia y frecuencia relativa de las especies acompañantes registradas en los 60 claros estudiados en PEY.

Especie	Familia	Origen	Hábito crecimiento	Presencia C.N.	Presencia C.T.	Presencia Total	Frecuencia relativa en claros (%)
<i>R. ulmifolius</i>	Rosaceae	Introducida	Arbusto	22	26	48	80
<i>N. fernandeziana</i>	Myrtaceae	Endémica	Árbol	24	17	41	68,3
<i>M. polymorpha</i>	Marchantiaceae	Nativa	Rastrera	12	24	36	60
<i>A. chilensis</i>	Elaeocarpaceae	Introducida	Árbol	14	22	36	60
<i>D. confertifolia</i>	Winteraceae	Endémica	Árbol	11	18	29	48,3
<i>F. mayu</i>	Rutaceae	Endémica	Árbol	10	12	22	36,7
<i>M. sylvatica</i>	Boraginaceae	Introducida	Herbácea	4	17	21	35
<i>G. peltata</i>	Gunneraceae	Endémica	Herbácea	8	10	18	30
<i>H. masatierrana</i>	Haloragidaceae	Endémica	Arbusto	11	6	17	28,3
<i>D. hirsuta</i>	Euphorbiaceae	Endémica	Herbácea	12	4	16	26,7
<i>E. fernandezianum</i>	Asteraceae	Endémica	Arbusto	0	13	13	21,7
<i>P. pratensis</i>	Poaceae	Introducida	Herbácea	1	12	13	21,7
<i>Hypochaeris sp.</i>	Asteraceae	Introducida	Herbácea	0	10	10	16,7
<i>L. chilensis</i>	Iridaceae	Endémica	Herbácea	4	5	9	15
<i>Plantago sp.</i>	Plantaginaceae	Introducida	Herbácea	0	9	9	15
<i>O. rosea</i>	Onagraceae	Introducida	Herbácea	0	8	8	13,3
<i>Taraxacum sp.</i>	Asteraceae	Introducida	Herbácea	0	8	8	13,3
<i>G. bracteata</i>	Gunneraceae	Endémica	Herbácea	2	1	3	5
<i>B. excelsa</i>	Urticaceae	Endémica	Árbol	3	0	3	5
<i>Solanum sp.</i>	Solanaceae	Endémica	Herbácea	1	2	3	5
<i>U. douglasii</i>	Cyperaceae	Endémica	Herbácea	0	2	2	3,3
<i>Juncus sp.</i>	Juncaceae	Nativa	Herbácea	0	1	1	1,7

C.N.: claros naturales; C.T: claros tratados; Frecuencia: N° de claros donde estuvo presente/ Total de claros

Las mayores frecuencias de especies endémicas en el conjunto de los claros fueron *Nothomyrcia fernandeziana* (68% de frecuencia), *Drimys confertifolia* (48% de frecuencia) y *Fagara mayu* (36% de frecuencia).

La hepática nativa *Marchantia polymorpha* estuvo presente en un 60% de los claros. Destacan también por sus frecuencias las especies *Gunnera peltata* (30%), *Haloragis masatierrana* (28%) y *Dysopsis hirsuta* (26%), así como en claros tratados la presencia de la especie endémica *Erigeron fernandezianum* (43%).

Tres de las especies introducidas registradas son invasoras exitosas dentro de PEY. *Rubus ulmifolius* se registró en un 80% de los claros, seguido por *Aristotelia chilensis* que se registró en un 60% de estos. La especie introducida *Myosotis sylvatica* se registró en un 35% de los claros.

### Cobertura de las especies de helechos en un gradiente sombra-luz en claros tratados y de origen natural

#### Cobertura de helechos en los micrositios de estudio

Los helechos fueron el grupo de especies que registró mayor cobertura dentro de los claros, superando la cobertura de otras especies nativas e introducidas (Cuadro 3). Sólo en el micrositio claro de los claros tratados se registraron coberturas similares a la de los helechos, correspondiendo a la hepática cosmopolita *Marchantia polymorpha*, la cual tiene una gran presencia dentro de los claros tratados. En todos los casos las coberturas de helechos fueron significativamente superiores a las coberturas de las otras especies, a excepción del micrositio claro de claros tratados, donde las coberturas no tienen diferencias estadísticamente significativas con el grupo de las hepáticas.

Cuadro 3. Coberturas medias de especies de helechos, otras nativas, hepáticas e invasoras en el sotobosque de los micrositios de estudio. (Cobertura media (%) de individuos en cuadrantes  $\pm$  Error estándar, N=30).

Cobertura especies	Micrositios					
	Claros naturales			Claros tratados		
	Claro	Borde	Bosque	Claro	Borde	Bosque
Helechos	50,23 $\pm$ 5,77	66,33 $\pm$ 7,00	79,67 $\pm$ 5,74	31,67 $\pm$ 6,83	39,67 $\pm$ 6,27	74,00 $\pm$ 6,22
Nativas	11,76 $\pm$ 3,37	3,33 $\pm$ 1,61	0	12 $\pm$ 3,93	5,66 $\pm$ 2,29	0,33 $\pm$ 0,33
Hepáticas	5,16 $\pm$ 2,45	2 $\pm$ 1,38	0	32,16 $\pm$ 6,83	23,33 $\pm$ 5,70	0
Invasoras	20,17 $\pm$ 5,81	11,17 $\pm$ 5,38	3,33 $\pm$ 3,33	3,63 $\pm$ 3,48	9,50 $\pm$ 4,25	6,67 $\pm$ 4,63

En cuanto a la cobertura total de helechos en los micrositios, para el micrositio borde y claro, se presentaron diferencias significativas en los claros naturales en comparación a los claros tratados (Figura 5). En ambos micrositios, las coberturas medias fueron significativamente superiores para los claros naturales, respecto de claros tratados. En el caso de bosque no se encontraron diferencias significativas entre ambos tipos de claros.

En cuanto a diferencias entre los micrositio para los diferentes tipos de claros, en el caso de claros naturales, todos los micrositios mostraron diferencias significativas, las mayores coberturas fueron registradas en el micrositio bosque, seguido de borde y por último claro. Esto da cuenta de una cobertura ascendente de los helechos en los claros naturales en el sentido claro-borde-bosque. En el caso de claros tratados , los micrositios claro y borde no arrojaron diferencias significativas, pero sí en el caso de bosque, siendo significativamente mayor la cobertura para éste micrositio.

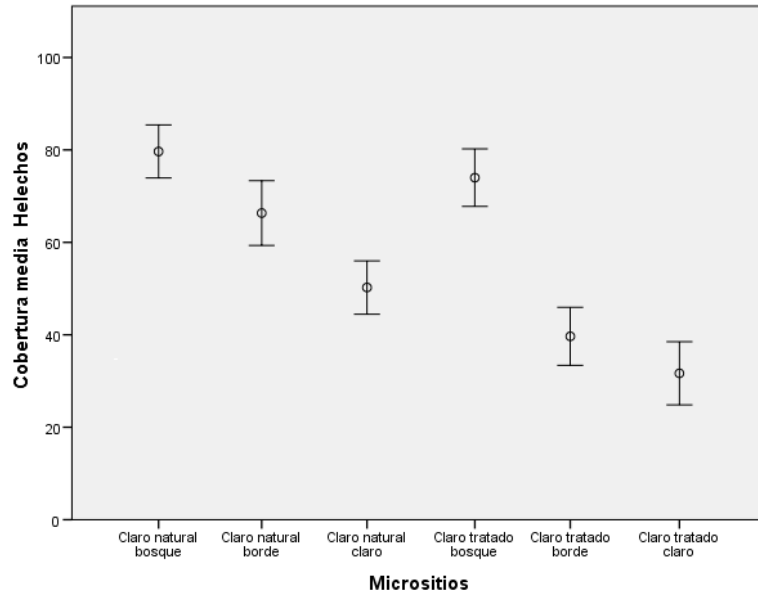


Figura 5. Coberturas medias de helechos ( Media  $\pm$  Error Estándar, N=30) en los diferentes micrositios de estudio del bosque de PEY.

Con el fin de estudiar la ocupación del espacio de los helechos en el interior de claros tratados y naturales, se registraron las coberturas medias (Cuadro 4) de éstos, de manera de analizar diferencias significativas de cobertura en el gradiente sombra-luz para cada tipo de claro por separado.

Cuadro 4. Coberturas medias de las especies de helechos encontradas en los micrositios de estudio (Cobertura media (%) de individuos en cuadrantes  $\pm$  Error estándar, N=30).

Especie	Claros naturales				Claros tratados			
	Media	Rango	Presencia	Frecuencia	Media	Rango	Presencia	Frecuencia
<i>A. altescandens</i>	64,66 $\pm$ 6,80	0-100	26	86,7	69,00 $\pm$ 6,07	0-100	27	90
<i>R. berteroa</i>	–	–	–	–	4,66 $\pm$ 2,43	0-50	4	13,3
<i>P. tetragonum</i>	1,00 $\pm$ 1,00	0-30	1	3,3	–	–	–	–
<i>M. inaequalifolium</i>	9,00 $\pm$ 4,10	0-100	6	20	0,33 $\pm$ 0,33	0-10	1	1,7

Continúa



Cuadro 4. Continuación

<i>B. cordatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>B. hastatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>B. cycadifolium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>B. schottii</i>	3,33±3,33	0-100	1	3,3	-	-	-	-
<i>P. berteroaana</i>	1,66 ± 1,66	0-50	1	3,3	-	-	-	-
<i>D. berteroaana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
Micrositio borde								
Especie	Media	Rango	Presencia	Frecuencia	Media	Rango	Presencia	Frecuencia
<i>A. altescandens</i>	24,33 ± 4,92	0-100	19	63,3	13,16 ± 4,56	0-100	10	33,3
<i>R. berteroaana</i>	3,33 ± 2,31	0-50	2	6,7	5,00 ± 1,66	0-30	9	30
<i>P. tetragonum</i>	4,00 ± 4,95	0-40	4	13,3	1 ± 1	0-30	1	3,3
<i>M. inaequalifolium</i>	24,33 ± 4,95	0-100	18	60	7,83 ± 2,48	0-50	11	36,7
<i>B. cordatum</i>	4,66 ± 2,43	0-50	4	13,3	4,66 ± 2,22	0-50	6	20
<i>B. hastatum</i>	-	-	-	-	2,33 ± 1,03	0-20	6	20
<i>B. cycadifolium</i>	-	-	-	-	2,50 ± 1,56	0-40	3	10
<i>B. schottii</i>	4,00 ± 3,37	0-100	2	6,7	-	-	-	-
<i>P. berteroaana</i>	1,66 ± 1,66	0-50	1	6,7	3,16 ± 2,12	0-60	3	10
<i>D. berteroaana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
Micrositio claro								
Especie	Media	Rango	Presencia	Frecuencia	Media	Rango	Presencia	Frecuencia
<i>A. altescandens</i>	6,66 ± 2,10	0-50	11	36,7	6,83 ± 3,55	0-90	7	23,3
<i>R. berteroaana</i>	1,00 ± 0,73	0-20	2	6,7	7,00 ± 3,07	0-60	5	16,7
<i>P. tetragonum</i>	3,33 ± 1,99	0-50	3	10	0,50 ± 0,50	0-15	1	3,3
<i>M. inaequalifolium</i>	22,16 ± 4,55	0-100	22	73,3	4,66 ± 1,71	0-30	7	23,3
<i>B. cordatum</i>	9,23 ± 3,26	0-70	10	33,3	9,50 ± 4,29	0-100	7	23,3
<i>B. hastatum</i>	0,16 ± 0,16	0-5	1	3,3	1,16 ± 0,57	0-10	4	13,3
<i>B. cycadifolium</i>	2,33 ± 1,77	0-50	2	6,7	-	-	-	-
<i>B. schottii</i>	4,33 ± 2,94	0-80	3	10	-	-	-	-
<i>P. berteroaana</i>	1,00 ± 1,00	0-30	1	3,3	-	-	-	-
<i>D. berteroaana</i>	-	-	-	-	2,00 ± 2,00	0-60	1	3,3

Presencia: N° de veces que fue registrada la especie en el micrositio; Frecuencia: Presencia\*100/ N° Total de claros.

**Claros naturales.** De las 16 especies presentes en la totalidad de la superficie de los claros naturales, 9 estuvieron presentes en los muestreos de micrositios. Estas fueron: *A. altescandens*, *R. berteroaana*, *P. tetragonum*, *M. inaequalifolium*, *B. cordatum*, *B. hastatum*, *B. cycadifolium*, *B. schottii* y *P. berteroaana*. En el bosque se registraron 5 especies de helechos, en el borde de los claros se registraron 7 especies y finalmente en el centro de los claros se registraron 9 especies.

*A. altescandens* presentó la mayor cobertura media ( $64,6 \pm 6,8$ ;  $N=30$ ) y frecuencia (87%) en el bosque de claros naturales, así como también la mayor cobertura media ( $24,3 \pm 4,9$ ;  $N=30$ ) y frecuencia (63%) en el borde, junto con *M. inaequalifolium*, la cual presentó altos valores de cobertura ( $24,3 \pm 4,9$ ;  $N=30$ ) y frecuencia (60%) en el borde. En el caso del micrositio claro de los claros naturales, la especie *M. inaequalifolium* registró los mayores valores de cobertura media ( $22,2 \pm 4,5$ ;  $N=30$ ) y frecuencia (73%).

La cobertura de las especies *A. altescandens*, *M. inaequalifolium* y *B. cordatum* presentaron diferencias significativas entre los micrositios bosque-borde-claro de claros naturales. Ninguna otra especie mostró diferencias significativas entre los diferentes micrositios.

*A. altescandens* presentó diferencias significativas entre cada micrositio de estudio, la especie mostró una cobertura significativamente mayor bajo el dosel del bosque, seguido por borde y finalmente las menores coberturas en el centro de los claros, lo cual hace que la especie tenga un incremento de la cobertura ascendente en el sentido claro-borde-afuera.

En el caso de las especies *B. cordatum* y *M. inaequalifolium* no presentaron diferencias significativas de cobertura entre los micrositios borde-claro. Las coberturas bajo el dosel del bosque fueron significativamente inferiores a las presentes en el borde y claro, para ambas especies de helechos.

**Claros tratados.** De las 15 especies presentes en la totalidad de la superficie de los claros tratados, 9 estuvieron presentes en los muestreos de micrositios. Estas fueron: *A. altescandens*, *R. berteroana*, *P. tetragonum*, *M. inaequalifolium*, *B. cordatum*, *B. hastatum*, *B. cycadifolium*, *P. berteroana* y *D. berteroana*. En el micrositio bosque se encontraron 3 especies de helechos, encontrándose 8 en borde y 7 en el centro de los claros.

Al igual que en los claros naturales, *A. altescandens* presentó la mayor cobertura media ( $69 \pm 6,1$ ;  $N=30$ ) y frecuencia en el bosque (90%), como también registró las mayores coberturas medias ( $13,2 \pm 4,5$ ;  $N=30$ ) y frecuencia (33%) para el caso del micrositio borde, junto con la especie *M. inaequalifolium*, la cual también presentó altos valores de cobertura media ( $7,83 \pm 2,5$ ;  $N=30$ ) y frecuencia (37%) en el caso de borde. En el centro de los claros tratados, la especie *B. cordatum* registró los mayores valores de cobertura media ( $9,5 \pm 4,2$ ;  $N=30$ ) y frecuencia (23%), seguida de *R. berteroana*, *A. altescandens* y *M. inaequalifolium*, con valores similares de cobertura y frecuencia.

Las especies *A. altescandens*, *M. inaequalifolium*, *B. hastatum* y *B. cordatum* presentaron diferencias significativas entre los micrositios de estudio. *A. altescandens* presentó una cobertura significativamente mayor bajo el dosel del bosque, seguido por el borde y centro de los claros (no presentando diferencias significativas entre estos micrositios). Del mismo modo que en los claros naturales, la especie presentó las mayores coberturas bajo el dosel del bosque.

La especie *M.inaequalifolium*, no presentó diferencias significativas de coberturas entre los micrositios borde y claro, pero sí para el caso de borde –bosque y claro-bosque. En el caso del helecho *B.cordatum* y *B.hastatum*, de la misma manera, no presentó diferencias significativas de coberturas entre borde y claro, pero sí para el caso de borde –bosque y claro-bosque.

### Cobertura de las especies acompañantes

De las 14 especies nativas acompañantes de sotobosque identificadas, seis y siete estuvieron en el borde de claros naturales y tratados, respectivamente. En el centro de claros naturales y tratados se identificaron 7 y 6 especies de sotobosque, respectivamente. En el caso del micrositio bosque sólo se registró una especie de sotobosque en claros tratados (la regeneración de la especie arbórea *D. confertifolia*). Todas estas especies mostraron coberturas medias muy pequeñas (Cuadro 5) a excepción de la hepática *Marchantia polymorpha*, que registró coberturas medias de  $23,33\pm 5,7$  (N=30) y  $32,17\pm 6,3$  (N=30) para el caso de los micrositios borde y claro de claros tratados, respectivamente.

Cuadro 5. Coberturas medias de las especies de sotobosque, nativas e introducidas, encontradas en los micrositios de estudio (Cobertura media (%)) de individuos en cuadrantes  $\pm$  Error estándar, N=30)

Especies	Claros naturales			Claros tratados		
	Bosque	Borde	Claro	Bosque	Borde	Claro
Nativas						
<i>B. excelsa</i>	–	–	–	–	0,17 $\pm$ 0,17	–
<i>D. confertifolia</i>	–	0,67 $\pm$ 0,67	0,67 $\pm$ 0,67	0,33 $\pm$ 0,33	3,83 $\pm$ 2,11	3,67 $\pm$ 1,53
<i>D. hirsuta</i>	–	–	0,10 $\pm$ 0,10	–	–	–
<i>E. fernandezianum</i>	–	0,67 $\pm$ 0,67	0,67 $\pm$ 0,67	–	0,33 $\pm$ 0,33	3,00 $\pm$ 1,30
<i>F. mayu</i>	–	–	–	–	0,83 $\pm$ 0,59	0,33 $\pm$ 0,23
<i>G. bracteata</i>	–	–	–	–	–	0,67 $\pm$ 0,46
<i>G. peltata</i>	–	0,33 $\pm$ 0,33	7,00 $\pm$ 2,80	–	0,33 $\pm$ 0,33	4,33 $\pm$ 3,45
<i>H. masatierrana</i>	–	0,67 $\pm$ 0,67	0,67 $\pm$ 0,67	–	–	–
<i>M. polymorpha</i>	–	2,00 $\pm$ 1,39	5,17 $\pm$ 2,45	–	23,33 $\pm$ 5,71	32,17 $\pm$ 6,38
<i>M. fernandeziana</i>	–	1,00 $\pm$ 1,00	2,67 $\pm$ 1,17	–	0,17 $\pm$ 0,17	–
Invasoras						
<i>A. chilensis</i>	1,67 $\pm$ 1,67	3,50 $\pm$ 3,33	2,50 $\pm$ 1,29	3,33 $\pm$ 2,32	2,67 $\pm$ 1,72	1,90 $\pm$ 1,36
<i>M. sylvatica</i>	–	5,00 $\pm$ 3,68	2,67 $\pm$ 2,03	–	1,33 $\pm$ 1,33	0,67 $\pm$ 0,40
<i>R. ulmifolius</i>	1,67 $\pm$ 1,67	2,67 $\pm$ 2,67	15,00 $\pm$ 5,29	3,33 $\pm$ 2,32	5,50 $\pm$ 2,74	1,07 $\pm$ 0,50

Las especies invasoras *A.chilensis* y *R.ulmifolius*, estuvieron presentes en todos los micrositios de estudio, tanto de claros naturales como tratados. La especie herbácea

invasora *Myosotis sylvatica*, estuvo presente en todos los micrositios de claros naturales y tratados, a excepción del micrositio bosque. Destaca la cobertura media de *R. ulmifolius* en el micrositios claro de claros naturales ( $15,00 \pm 5,29$ ), puesto que es la segunda especie con mayor cobertura para el caso de especies acompañantes.

### **Comparación de la cobertura de helechos en los micrositios de estudio entre claros de origen natural y claros tratados**

Se identificó diferencias significativas entre las coberturas de los diferentes micrositios, comparando claros naturales y tratados. En el borde de los claros naturales y claros tratados se presentaron 6 especies comunes a ambos micrositios: *A. altescandens*, *R. berteroana*, *P. tetragonum*, *M. inaequalifolium*, *B. cordatum*, y *P. berteroana*, de estas especies tres mostraron diferencias significativas en sus coberturas. *A. altescandens* y *M. inaequalifolium* presentaron coberturas medias significativamente superiores en el caso del borde de claros naturales, respecto al borde de claros tratados. *R. berteroana* presentó coberturas medias significativamente superiores en el borde de claros tratados, respecto a claros naturales.

En el micrositio claro de los claros naturales y tratados se encontraron 6 especies comunes para ambos micrositios, las cuales fueron: *A. altescandens*, *R. berteroana*, *P. tetragonum*, *M. inaequalifolium*, *B. cordatum* y *B. hastatum*. De estas especies sólo presentó diferencias significativas en su cobertura *M. inaequalifolium*, la cual mostró coberturas significativamente mayores en el centro de claros naturales, respecto a claros tratados. En el micrositios bosque de claros naturales y tratados se presentaron dos especies comunes, *A. altescandens* y *M. inaequalifolium*. Sólo *M. inaequalifolium* presentó coberturas significativamente superiores bajo el dosel del bosque de claros naturales.

### **Efectos de la topografía, estructura del claro y composición de especies en la presencia-ausencia de helechos**

#### **Características de los claros**

Los 60 claros estudiados presentaron un área total de 0,75 hectáreas. El área total de los claros naturales fue menor que la de los tratados, resultando la primera 0,27 ha (n=30 claros) frente a las 0,48 ha (n=30 claros) de los claros tratados (Figura 6). Un 86,6% (n=26) de los claros naturales tuvo origen endógeno, frente a un 13,3% que correspondió a claros de origen exógeno (n=4). El mecanismo de formación de los claros de origen endógeno fue por desraizamiento de un árbol en un 46,2% (n=12), un 42,3% (n=11) correspondió a desraizamiento de múltiples árboles y sólo un 11,5% (n=3) fue por tronco quebrado. En el caso de la formación de claros exógenos, se cree que la causa más probable fue por deslizamiento de tierra.

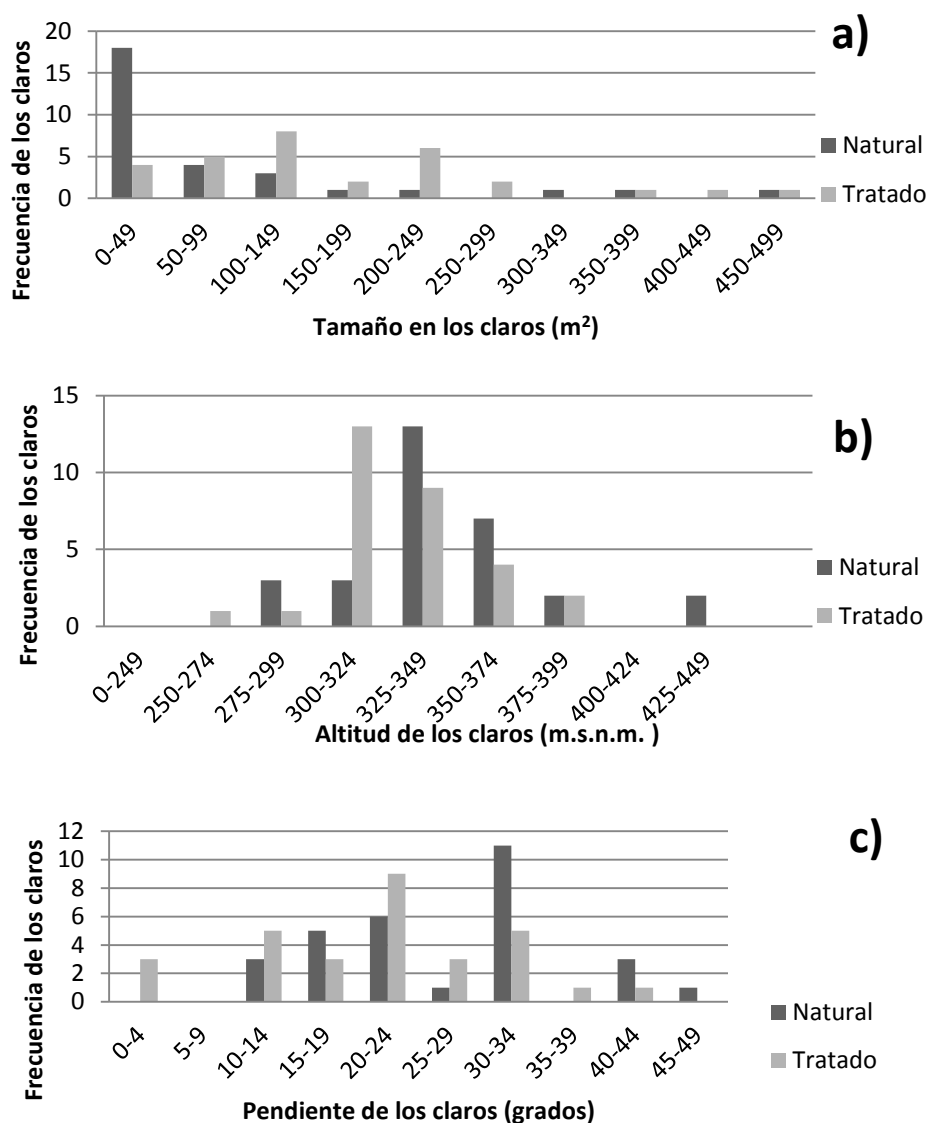


Figura 6. Histograma de las variables descriptoras de los claros de dosel de PEY. a) Tamaños de los claros: El eje horizontal indica los límites superiores de las clases de tamaño de los claros cada 50m<sup>2</sup>. b) Elevaciones de los claros: el eje horizontal indica los límites superiores de las clases de elevación de los claros cada 50 m.s.n.m. c) Pendientes de los claros: El eje horizontal indica los límites superiores de las clases de pendientes de los claros cada 5 grados.

El área promedio de los claros naturales fue de 91,52 m<sup>2</sup>, con valores entre 7,06 y 451,60 m<sup>2</sup> (Figura 6). En el caso de los claros tratados el área promedio fue de 160,86 m<sup>2</sup>, con valores entre 10,41 y 466,52 m<sup>2</sup>. El tamaño promedio de los claros fue significativamente mayor al de los claros naturales, además de esto, la mayor parte de las ocurrencias estuvieron entre los 0- 250 m<sup>2</sup>., a diferencia de los claros naturales, donde sus mayores ocurrencias estuvieron entre los 0-50m<sup>2</sup>(Figura 6). Los histogramas de las variables descriptoras altitud, tamaño y pendiente de los claros se muestran en la Figura 6.

Las pruebas estadísticas realizadas, mostraron que hay diferencias significativas en las medias de las variables topográficas estudiadas entre claros naturales y tratados (Cuadro 6). En el caso de la altitud y pendiente, las medias fueron significativamente mayores para los claros naturales, en el caso de la variable estructural tamaño de los claros, la media fue significativamente mayor para claros tratados.

Cuadro 6. Variables descriptoras de los claros de dosel en el bosque de Plazoleta El Yunque (Medias  $\pm$  Error estándar, N=30).

Variable	Promedio	Unidad	Rango
Altitud Claros Naturales	345,3 $\pm$ 6,5	m.s.n.m.	279-442
Altitud Claros Tratados	327,3 $\pm$ 5,0	m.s.n.m.	252-380
Tamaño Claros Naturales	91,5 $\pm$ 21,5	m <sup>2</sup>	7-452
Tamaño Claros Tratados	160,8 $\pm$ 20,8	m <sup>2</sup>	10-467
Pendiente Claros Naturales	25,0 $\pm$ 1,8	Grados	10-48
Pendiente Claros Tratados	19,2 $\pm$ 1,8	Grados	0-40

### Efectos de las variables predictivas en la presencia-ausencia de especies de helechos

Los valores de los modelos ajustados y la magnitud de los efectos de las variables y factores explicativos, difirieron entre especies de helechos, además para algunas especies no se encontró efecto alguno. En nueve especies de helechos se encontraron relaciones significativas con las variables predictivas (Cuadro 7).

Cuadro 7. Especies de helechos que mostraron nivel de significancia estadística ( $P < 0.05$ ) para variables predictivas según el ajuste de modelos realizado.

	Especies de helechos								
	<i>Ptet</i>	<i>Mineq</i>	<i>Bcor</i>	<i>Bmoc</i>	<i>Bhas</i>	<i>Bcyc</i>	<i>Bsch</i>	<i>Pber</i>	<i>Pmac</i>
Tipo de claro	-	-	-	-	(*)(+)	-	-	-	(*)(-)
Exposición	-	(**)(+)	-	-	-	-	-	-	-
Pendiente	-	-	-	-	-	-	(**)(+)	-	-
Tamaño	-	-	-	-	-	(**)(+)	-	(*)(+)	-
Altitud	(***)(+)	-	-	-	-	-	-	-	-
Variables Predictivas	<i>P.tetragonum</i>	-	-	-	(**)(+)	-	-	-	(***)(+)
	<i>B.cordatum</i>	-	-	-	-	(*)(+)	-	-	-
	<i>P.berteroana</i>	(***)(+)	-	-	-	-	-	-	-
	<i>P.macrocampa</i>	-	-	-	(*)(+)	-	-	-	-
	<i>P.pratensis</i>	(*)(-)	-	-	-	-	-	-	-
	<i>M.polymorpha</i>	-	-	(**)(+)	-	-	-	-	-
	<i>D.confertifolia</i>	-	-	(***)(+)	-	-	-	-	-
	<i>F.mayu</i>	-	-	(*)(+)	-	-	-	-	-
	<i>Plantago sp</i>	-	-	(*)(-)	-	-	-	-	-
	<i>M.sylvatica</i>	-	-	-	-	(**)(+)	-	-	-

Nivel de significancia: (\*):  $< 0,05$ ; (\*\*):  $< 0,01$ ; (\*\*\*):  $< 0,001$ . (+): Coeficiente variable positivo; (-): Coeficiente variable negativo. *Ptet*: *P.tetragonum*; *Mineq*: *M.inaequalifolium*; *Bcor*: *B.cordatum*; *Bmoc*: *B.mochaenum*; *Bhas*: *B.hastatum*; *Bcyc*: *B.cycadifolium*; *Bsch*: *B.schottii*; *Pber*: *P.berteroana*; *Pmac*: *P.macrocampa*.

Se encontró una relación positiva de la presencia del helecho *P.tetragonum* con mayores altitudes, así como una relación positiva con la presencia de la especie *P.berteroana*, por otra parte, estuvo negativamente relacionado con la presencia de pastos introducidos (*Poa pratensis*). La presencia del helecho *M.inaequalifolium* mostró una relación significativa y positiva con la exposición de los claros, entendiendo esta como la orientación a la cual estaba expuesta la ladera. Esta fue la única variable en la que se encontró una relación significativa para esta especie de helecho.

La presencia de helecho *B.cordatum* mostró una relación positiva con la presencia de la hepática *M.polymorpha*, y las especies arbóreas *F.mayu* y *D.confertifolia*, así como una relación negativa con la especie introducida *Plantago sp*. La presencia del helecho nativo *B.hastatum*, presentó una relación significativa con el tipo de claro, mostrando una relación positiva con los claros tratados, así como una relación positiva con la presencia de la especie introducida *M.sylvatica* y el helecho nativo *B.cordatum*. La presencia del helecho endémico *B.cycadifolium*, mostró una relación positiva con los claros de mayores tamaños.

La presencia del helecho endémico *B.schottii*, mostró una relación positiva con claros ubicados en mayores pendientes.

La presencia del helecho *P.berteroana* mostró una relación significativa y positiva por claros de mayores tamaños. Como también una relación positiva por la presencia del helecho *P.tetragonum*. La presencia del helecho *P.macrocarpa* mostró una relación positiva con el tipo de claro, para el caso de claros naturales. La presencia de la especie *B.mochaenum*, mostró una relación positiva con la presencia del helecho *P.tetragonum*, junto al helecho *P.macrocarpa*.

Para el caso de las especies *A.altescandens*, *R.berteroana*, *H.incisa*, *A.chilense*, *P.intermedium*, *L.quadripinnata*, *D.berteroana*, *H.poeppigiie*, *Hymenophyllum sp.*, ninguna variable se mostró significativa ( $P > 0,05$ ). Para el caso de la especie *A.altescandens*, se entiende que su presencia en más del 95% de los claros, limita su relación positiva con otras variables características de los claros y especies.

Las distintas especies de helechos mostraron variables diferentes que influyen positivamente la probabilidad de encontrarlo, por tanto no se puede hablar de variables genéricas que influyen la presencia/ ausencia de los helechos en el bosque de Plazoleta El Yunque. Sólo se repite dos veces la variable Tamaño del claro que influyó positivamente la presencia de los helechos *B.cycadifolium* y *P.berteroana*, y la variable Tipo de Claro para las especies *B.hastatum* y *P.macrocarpa*, por otro lado la especie *P.tetragonum* mostró una relación significativa positiva con las especies *P.berteroana* y *B.mochaenum*.

### **Germinación de especies invasoras bajo la cobertura de helechos**

La posible germinación de las especies invasoras fue revisada en los meses de Diciembre, Enero, Febrero y Marzo de 2013 para cada grupo de helechos. En ninguno de los casos (n= 720 semillas para cada especie invasora) se registró plántulas de las especies invasoras en los sitios donde fueron sembradas (borde y centro de la agrupación de helechos).

Este resultado fue exitoso dentro del actual estudio, pues señala que la cobertura de helechos efectivamente impidió la germinación de especies invasoras, tanto en el centro como en el borde de esta formación.



## DISCUSIÓN

### Composición de especies de plantas vasculares en el interior de claros tratados y de origen natural

Se registraron 18 especies de helechos nativos en el inventario de claros, de los cuales un 56% corresponde a especies endémicas para el AJF. De acuerdo a los registros para la isla, de los 47 taxa descritos para Robinson Crusoe un 51,6% es endémico, en el caso del AJF, de los 60 taxa descritos un 48,3% corresponde a especies endémicas (Danton y Perrier, 2006). Por lo cual, según los datos recopilados en este estudio, en PEY, existe una alta representación de los helechos endémicos. El alto nivel de endemismo presente en los helechos característicos de PEY viene a enfatizar la idea de realizar restauración ecológica con ellos, pues su propagación contribuiría a su conservación *in situ*. Por otro lado se describe un helecho exótico en el Poblado San Juan Bautista (Danton y Perrier, 2006) y nuevas especies de helechos exóticos han sido recientemente introducidas en los jardines del poblado (obs.per.). Considero que hace falta tanto la propagación de especies endémicas en los jardines del poblado como la correcta educación sobre las especies nativas a los habitantes de la isla.

En el inventario de claros naturales no estuvieron presentes *L.quadripinnata* como tampoco *D.berteroana*, especies de helechos comunes en otras partes de la isla (obs.per.). Estas especies son muy poco frecuentes en PEY y posiblemente no forman parte importante de la sucesión natural de claros de dosel. En claros tratados no se registró *P.intermedium*, la cual solo se encontró sobre troncos caídos en claros naturales. Se propone que su ausencia estaría ligada a la ausencia del árbol o árboles generadores del claro. Tampoco se registraron individuos del género *Hymenophyllum* en claros tratados. Este género ha sido descrito como indicador del estado de intervención del ecosistema, pues no se encuentran en lugares con un estado avanzado de degradación (Frank et al., 2003). *H.poeppigii* tampoco estuvo presente en claros tratados, probablemente debido a su escasa frecuencia en los claros de dosel.

En cuanto a las especies identificadas con las mayores frecuencias (>60% de frecuencia relativa) dentro de los 60 claros estudiados. *A.altescandens* (96,7 % de frecuencia) es una especie endémica (de las islas Robinson Crusoe y Alejandro Selkirk) y se caracteriza por su capacidad para trepar por los troncos de los árboles, abundante aproximadamente hasta los 400 m.s.n.m. en Robinson Crusoe (Barrera, 1997). Los resultados obtenidos coinciden con estudios anteriores que señalan que *A.altescandens* es una especie muy abundante localmente, formando tapices en el piso del bosque de la isla RC (Skottsberg, 1952) con más de 1.000 individuos en la isla y con alta reproducción vegetativa. (Ricci, 2006). Su característica de cubresuelo, le confiere la capacidad de tapizar amplios espacios, especialmente en los claros naturales. Esta especie se presenta como un cubresuelos natural,

ayudando tanto en la prevención de la erosión como en evitar el establecimiento de especies invasoras. Su escasa altura y gran densidad se cree que provee a los claros de una rápida cobertura.

Destaca por su frecuencia en los claros *M.inaequalifolium* (86,7%), la cual crece hasta los 80 cm de altura con frondas de hasta 1 m de largo (Rodríguez, 1995; Barrera, 1997). Se describe como una especie con poca regeneración natural y con menos de 2.000 individuos en su área de ocupación para el caso de la isla RC (Ricci, 1996). Las plantas habitan entre los 220 – 600 m.s.n.m., en bosques sombríos y ricos en humus (Rodríguez, 1995), también habita en lugares deforestados, con suelo bien desarrollado (Skottsberg, 1952). Su predilección por bosques sombríos y ricos en humus se muestra como la razón de su frecuencia en los claros de Plazoleta el Yunque.

Otra especie que registró una alta frecuencia en los claros fue *B.cordatum* (68,3%), la cual es nativa de Chile y Argentina, su ocurrencia es bastante común en los bosques del archipiélago de Juan Fernández (Christensen y Skottsberg, 1922; Barrera, 1997), pero sus poblaciones están en constante disminución, debido a la presencia de especies introducidas, por extracción para forrajeo y alteraciones de la vegetación por incendios (Baeza et al., 1998). Prefiere los claros abiertos y suelos pedregosos cerca de corrientes de agua. También se encuentra en los sectores más secos de la isla (Christensen y Skottsberg, 1922). Esta especie no sólo es común en PEY, sino en diversos ambientes dentro del AJF, adaptándose tanto a terrenos sombríos como soleados (obs.pers.).

También destacó por su frecuencia en los claros estudiados *R. berteroana* (66,7%), especie endémica de las islas Robinson Crusoe y Alejandro Selkirk (Marticorena et al., 1998). Es un helecho terrestre y al igual que *A.altescandens* es epífita, alcanza hasta 60 cm de alto (Rodríguez, 1995; Barrera, 1997). La especie cuenta con al menos dos mil individuos censados en ambas islas, y con regeneración natural, en su área de ocupación (Ricci 2006). En RC los individuos crecen desde cerca del nivel del mar hasta las altas cumbres, en zonas húmedas y también en áreas asoleadas (Skottsberg, 1952; Barrera, 1997).

Los helechos que presentaron bajas frecuencias en el inventario de claros fueron: *Hypolepis poeppigii* que sólo fue registrado en un claro natural, *Lophosoria quadripinnata* que sólo fue registrado en un claro tratado y *Dicksonia berteroana*, que sólo fue registrada en dos claros tratados. Ninguna de estas especies presentó cobertura (0%) en los micrositios de estudio (claro, borde o bosque). Estas especies son muy frecuentes en otros ecosistemas del AJF (obs. per.) lo que puede señalar que algún factor de Plazoleta El Yunque limita su regeneración natural o simplemente no pertenecen a este tipo de formación boscosa. Fue difícil determinar la frecuencia de ciertas especies de helechos como *Pleopeltis macrocarpa* y *Polypodium intermedium*, las que tienen un crecimiento epífita en las ramas de los árboles, por lo cual la mayoría de las veces sólo fue posible identificarlos sobre troncos caídos.

En relación al inventario de especies leñosas acompañantes en los claros estudiados, la especie endémica con mayor frecuencia en el interior de los claros fue *N. fernandeziana*. Esta especie es abundante en las comunidades boscosas que se desarrollan bajo los 800 m.s.n.m. en la isla Robinson Crusoe (Skottsberg, 1953), es un árbol de la familia Myrtaceae siendo la especie arbórea más frecuente en el bosque de PEY (Vargas et al., 2006; Vargas y Reif, 2009; Vargas et al., 2013). En los bosques de montaña baja (300 a 600 m.s.n.m.) *N.fernandeziana* se asocia a las especies arbóreas *F.mayu* y *D.confertifolia*, entre otras arbóreas (Vargas et al. 2006). Los resultados de este estudio también coinciden con la descripción de este bosque como “Myrtisylva”, por el predominio de la Myrtaceae, *N.fernandeziana* (Danton, 2006).

También destacan por sus altas frecuencias en el inventario de los claros estudiados las especies endémicas que no son helechos: la herbácea gigante *G.peltata* (30%) y las hierbas *H.masatierrana* (28%) y *D.hirsuta* (26%). En los claros tratados destaca la presencia de la especie de hierba endémica *E.fernandezianum* (43%), lo cual concuerda con lo expuesto por Greimler et al. (2002), quien señala que estas especies son frecuentes en el sotobosque de la isla RC. En diversos escenarios de la isla se ve la asociación de *G.peltata* con helechos, siendo también una especie pionera. Las especies de *Gunnera* forman en sus raíces asociaciones con bacterias fijadoras de nitrógeno, por lo que resultan interesantes sus posibilidades de ser una especie utilizada con fines de restauración ecológica (Mayz-Figueroa, 2004). Además, esta especie posee un rizoma que enraíza fácilmente (Johow, 1896; Skottsberg, 1952). La presencia de la hierba *Dysopsis hirsuta*, así como también ejemplares del género *hymenophyllum*, se asocia con ecosistemas menos intervenidos en la isla RC (obs.pers.). En cuanto a *H.masatierrana* y *E.fernandezianum* es común encontrarlas en diversos ambientes de la isla.

La hepática nativa y cosmopolita *Marchantia polymorpha* estuvo presente en un 60% de los claros estudiados, sobre todo destaca su frecuencia en claros tratados (n=24), así como también fue la especie nativa que mostró las mayores coberturas dentro de los micrositios de estudio. Además, esta especie mostró una cobertura significativamente mayor en los claros tratados, según las pruebas realizadas. Esto se debe fundamentalmente a sus características de especie pionera, ya que los claros tratados han sufrido recientemente de una fuerte perturbación. Los líquenes y las briófitas son organismos pioneros en hábitats terrestres, tolerando altos niveles de desecación y bajas temperaturas (Rozzi et al., 2008).

De las especies invasoras presentes en el inventario de claros estudiados, las mayores frecuencias fueron para *R. ulmifolius* (80% de los claros estudiados) y *A. chilensis* (60% de los claros estudiados). Este resultado coincide con Arellano (2012) quién señala que en el 86,5% de los claros estudiados se registraron individuos de estas especies invasoras, evidenciado sus preferencias de establecimiento al interior de los claros de dosel. En estudios anteriores también se destaca la abundancia de la especie exótica *Aristotelia chilensis* en el interior de los bosques endémicos, principalmente en las zonas más bajas (Cuevas, 2002; Vargas y Reif, 2009).

También, destaca la presencia de la especie introducida *Myosotis sylvatica*, registrada en un 35% de los claros. *M.sylvatica* se comporta como especie invasora de sotobosque en los claros de PEY, desplazando y ocupando el hábitat de pequeños helechos y especies endémicas, como *Dysopsis hirsuta*, *Blechnum hastatum* y *Blechnum mochaenum*, entre otras. Su control es absolutamente necesario para contribuir a la regeneración natural de las especies nativas y endémicas de PEY. Afortunadamente se encuentran realizando acciones de control de esta invasora por parte de CONAF y la ONG Oikonos en claros de PEY (obs, pers).

### **Cobertura de las especies de helechos en un gradiente sombra-luz en claros tratados y de origen natural**

Las grandes coberturas de helechos registradas en el sotobosque de los claros dan cuenta de su importante rol en la sucesión secundaria del bosque de PEY. La distribución y abundancia del sotobosque juega un rol tanto en la tasa y composición de la regeneración a establecerse como en la oportunidad de colonización (Huenneke, 1983; Stewart et al., 1991; George y Bazzaz, 1999), por lo cual los helechos son especies idóneas para realizar trabajos de restauración ecológica en PEY debido a su abundancia natural dentro de los claros. De igual manera que otros ecosistemas, los claros de dosel de la isla RC, son parte de la dinámica vegetacional contribuyendo al mantenimiento de la riqueza de plantas vasculares (Brokaw y Busing, 2000; Schnitzer y Carson, 2001), entre las cuales se encuentran los helechos.

La sombra intensa que se origina bajo un dosel denso de árboles limita la germinación de esporas y el crecimiento de la mayor parte de los helechos. Fuera de esta regla y por un amplio margen se encuentra *A. altescandens*, que cubre grandes extensiones bajo dosel, frecuentemente asociados a lugares donde se encuentran claros, como también está presente en diversas formaciones boscosas dentro de la isla Robinson Crusoe (obs.per.). Su presencia en el sotobosque también está asociada a bosques con un buen estado de conservación y generalmente está ausente en bosques con un alto grado de degradación en el caso de la isla RC.

Claros naturales presentan coberturas significativamente mayores de helechos en el caso de los micrositios borde y claro. Esto puede responder a la edad de los claros, claros naturales son presumiblemente más antiguos que los tratados. Por otro lado en claros tratados las condiciones para el establecimiento de especies son menos propicias que un claro natural. Claros tratados tienen el suelo completamente desnudo, sin la cobertura de especies de sotobosque que queda en un claro natural luego de la caída del árbol. No contar con las edades de los claros se presenta como un problema para concluir el tiempo en que es cubierto un claro.

En cuanto a las diferencias significativas en la cobertura de especies de helechos entre claros naturales y claros tratados, *A.altescandens* y *M.inaequalifolium* mostraron mayores coberturas en claros naturales. Teniendo en cuenta que probablemente claros tratados tienen una edad cronológica menor a la de los claros naturales no es posible determinar si estas condiciones de preferencia perduran en el tiempo o con los años ambos tipos de claros tendrán coberturas similares de las especies de helechos y otras nativas.

*R.berteroana* presentó coberturas significativamente mayores en el caso de borde de claros tratados. Esta especie presentó una mejor adaptación en claros tratados que en claros naturales debido posiblemente a que la especie se adapta a sitios erosionados y áridos y crece desde cerca del nivel del mar hasta las altas cumbres, en zonas húmedas y también en áreas soleadas (Johow, 1896; Christensen y Skottsberg, 1922; Skottsberg, 1952; Barrera, 1997), con un amplio espectro de establecimiento.

Un claro con una gran cobertura de especies de helechos y otras nativas, es un claro con un potencial mucho menor de ser invadido, pues la gran cobertura de las especies impide la germinación de las invasoras sombra-intolerantes. Por cuanto es imprescindible la ejecución de medidas de restauración ecológica en esta clase de escenarios. Hobbs y Norton (1996) establecen que la restauración ecológica debe ser entendida como la aplicación de muchas actividades aplicadas a lo largo de un tiempo continuo. Entendiendo este proceso tanto como el control mecánico de las invasoras, la recuperación de estos ambientes degradados por medio de técnicas de control de erosión o propagación de especies y el proceso continuo de control de las plántulas de invasoras en claros tratados. Al manejar claros tratados con especies de helechos se aceleraría el tiempo en que éstos son cubiertos por helechos y otras especies nativas.

### **Efectos de la topografía, estructura del claro y composición de especies en la presencia-ausencia de helechos**

Los resultados mostraron que la mayor parte de los claros naturales son producidos por desraizamiento de uno o más árboles. Esto concuerda con otros estudios que señalan que en el “bosque montano endémico” de la isla RC (Greimler et al., 2002), las principales perturbaciones naturales corresponden a claros de dosel producidos por la caída de árboles (Vargas et al., 2010 ; Arellano, 2012; Vargas et al., 2013).

El área promedio de los claros naturales correspondió a  $91,52 \text{ m}^2$ , valor que coincide con el obtenido por Arellano (2012) quién señala que el tamaño medio de los claros naturales de Plazoleta El Yunque es de  $88,7 \text{ m}^2$ . Las mayores ocurrencias en los tamaños de los claros naturales, fueron los de rangos más pequeños (entre  $0-50 \text{ m}^2$ ). En la mayoría de los estudios que evalúan el tamaño de claros de dosel, se encuentra que su distribución sigue una forma exponencial negativa, indicando que claros de menor tamaño presentan una ocurrencia más frecuente que claros de mayor tamaño (Yamamoto, 1989), resultado que

también coincide con la presente investigación tal como lo muestra el histograma de tamaños de los claros naturales.

El área de los claros tratados fue significativamente mayor que el área promedio de los claros naturales, lo cual puede deberse a que las áreas limpiadas no corresponden a la superficie original de los claros naturales. Corresponden a áreas donde se perdieron los límites reales de los claros naturales debido al avance por propagación vegetativa de la invasión, fuera del área de los claros. Esto crea grandes superficies de invasión, que al momento de ser limpiadas, perdieron el tamaño original de los claros. Es posible que esta dinámica de apertura de nuevas áreas puede influir en el tiempo en que estos son cubiertos por especies nativas de manera natural, más aún si estas áreas están alejadas de la fuente de propágulos del bosque nativo. En éstos claros tratados “significativamente grandes” es necesario el apoyo con labores de restauración ecológica, como es la plantación de especies de helechos para acelerar la sucesión secundaria natural de los bosques y prevenir procesos erosivos.

Si diferentes ambientes en los claros favorecen el establecimiento de distintas especies, entonces los cambios antrópicos en la distribución de tamaños o la superficie de bosque con claros pueden conllevar a cambios en la composición de especies (Denslow, 1980). Se recomienda privilegiar la apertura de claros de tamaños similares a los claros naturales, de esta manera se estaría contribuyendo a no alterar la sucesión natural del bosque de PEY. Si bien esto no siempre es viable, debido a las condiciones de PEY, se recomienda en caso de abrir grandes extensiones, asistir al sistema de manera de no cambiar la composición, cobertura y estructura original del bosque.

En el caso de los modelos realizados para cada especie de helecho que arrojó variables predictivas significativas, cada uno presentó diferentes variables que se relacionan con su establecimiento. Las características del claro, como el tamaño y la topografía, tienen diferentes efectos sobre la composición de las especies (Brokaw y Busing, 2000). Estos análisis no presentan necesariamente causalidad sino una probabilidad de presencia-ausencia en función de las variables predictivas. Este resultado es útil en el momento de orientar acciones de restauración ecológica en bosques de la isla RC, de acuerdo a los diferentes escenarios que se presentan. Se debe privilegiar la distribución natural de las especies en el momento de realizar potenciales labores de propagación de especies.

La relación positiva encontrada entre *M. inaequalifolium* y la exposición de los claros, muestra que la especie tiene una relación positiva con las exposiciones más altas dentro del espectro de posibilidades (0-360°), las cuales serían Oeste, Nor-Oeste y Norte, el modelo vendría a señalar que a mayores exposiciones, mayor es la probabilidad de encontrar esta especie. Destaca el hecho de que las relaciones positivas de *B. cordatum* resulten ser con dos especies arbóreas endémicas y una hepática nativa ampliamente distribuida en los claros de PEY. De este resultado, se propone que *B. cordatum* actuaría como especie nodriza, brindando las condiciones necesarias para propiciar el establecimiento y

crecimiento de especies y árboles endémicos. En visitas a terreno se ha corroborado esto al ver crecer *D.confertifolia* entre la cobertura de *B.cordatum*.

Las plantas nodriza dan protección (o recursos) a plántulas de otras especies en un ambiente de difícil colonización, mientras estas últimas crecen lo suficiente para enfrentar las condiciones del medio (Cavieres et al., 2006). Bajo la sombra de una planta nodriza, incluyendo árboles, las temperaturas del aire y del suelo son menos extremas y la humedad de las capas superficiales del suelo tiende a permanecer a menor profundidad (Callaway y Pugnaire, 1999). Las "plantas nodriza" son aquellas que facilitan el establecimiento de plántulas de otras especies bajo o entre su dosel, ya que ofrecen condiciones más favorables para la germinación de semillas y el crecimiento de plántulas en oposición al suelo desnudo (Franco y Nobel, 1988), como es el caso de claros recientemente tratados. Entre estas condiciones se destacan la protección contra herbívoros, la protección contra temperaturas extremas, la acumulación de materia orgánica y la mayor disponibilidad de agua (Franco y Nobel, 1988). La protección contra herbívoros introducidos es de vital importancia en RC, pues muchas de las plantas nativas son consumidas por conejos, por cuanto los helechos podrían ser utilizados también en restauración ecológica para brindar refugio y protección a las especies nativas, de manera de evitar su consumo por parte de conejos y ratas.

En estudios previos se ha encontrado que las hierbas altas y helechos facilitan el establecimiento de *N.fernandeziana* y *D.confertifolia* (Vargas et al., 2010). De esta manera *B.cordatum* y posiblemente otras especies de helecho, darían el soporte necesario para el correcto establecimiento de las plántulas nativas. Esto implica, que si bien la restauración con helechos, brinda sombra que eventualmente podría entorpecer el establecimiento de algunas especies nativas, actuarían como especies nodrizas o eventualmente facilitadoras.

En relación a la influencia positiva encontrada con la hepática *M. polymorpha*, los briófitos en algunas zonas desérticas participan en la costa criptogámica, colaborando en la formación y estabilización del suelo y permitiendo el desarrollo de comunidades de plantas vasculares (Belnap y Lange, 2001). En estudios de recolonización tras incendios, tanto en Tasmania como en el SE ibérico, los briófitos figuraban entre los primeros organismos en aparecer, con ejemplares identificables desde los primeros meses tras la quema (Estébanez et al., 2011). Tras la fuerte perturbación ocasionada por la invasión y posterior control en claros tratados se presume que la hepática *M. polymorpha* es una de las primeras especies en aparecer, probablemente conjunto a helechos como *B.cordatum*. A pesar de jugar un importante rol en el establecimiento de plantas vasculares, también pueden competir exitosamente con éstas (Estébanez et al., 2011). Los estratos de briófitos pueden constituir una barrera física que impide arraigar las plántulas germinadas (Zamfir, 2000), a veces limitando efectivamente la expansión de plantas invasoras (Morgan, 2006). Por tanto su manejo en claros tratados se presenta como una buena opción dentro de los claros tratados de PEY. Bainbridge (2007) sostiene que es importante incluir la vegetación vascular y la presencia de helechos, musgos y líquenes en el análisis de las comunidades de plantas para

los trabajos de restauración, debido a que aportan información sobre las características y biodiversidad del sitio.

*P.tetragonum* presentó una relación positiva con mayores altitudes, este tipo de claros en PEY están relacionados con sitios de una menor intervención humana. En el caso de RC, este helecho crece preferentemente en bosques sombríos y húmedos, pero también en lugares más abiertos; entre los 180 a los 700 m.s.n.m. (Skottsberg, 1952; Rodríguez, 1995; Barrera, 1997). PEY es un lugar muy concurrido tanto por turistas, isleños y científicos. Por otro lado su relación negativa con la presencia de pastos introducidos, también da cuenta de un estado intervenido en la condición del claro.

*B.hastatum* presentó una relación positiva con la ocurrencia de claros tratados. Esta especie es ampliamente distribuida, crece a diferentes alturas, en el sotobosque de RC y Alejandro Selkirk. También predomina en áreas de pastizales y muy intervenidas, desde el nivel del mar hasta 1650 m.s.n.m. (Barrera, 1997). Es una especie frecuente en sectores altamente erosionados como el sector de Punta de isla (obs.per.), por tanto la especie puede presentar características que le permiten colonizar y soportar de mejor manera las condiciones de los claros tratados, extensas áreas abiertas desprovistas de cubierta vegetal, lo cual le da un potencial bastante favorable para labores de restauración ecológica en sitios altamente intervenidos.

El helecho endémico *B.schottii* mostró una relación positiva con claros de mayores pendientes, esta especie posee un largo rizoma trepador y es al igual que *A.altescandens* un helecho trepador (Barrera, 1997), trepa sobre los troncos de árboles, sobre helechos arborescentes o en las rocas húmedas cubiertas de musgos y hepáticas (Johow, 1896). Los individuos crecen en el sotobosque, en suelos ricos en materia orgánica, y en suelos con pendiente sobre los 30°, entre los 200 y 700 m.s.m. (Skottsberg, 1952; Rodríguez, 1995). Su relación positiva con mayores pendientes se debe probablemente a sus características de helecho trepador y habitualmente es observado tapizando paredes de roca y en altas pendientes escarpadas de la isla RC.

Tanto para la especie *B.cycadifolium*, como para *P.berteroana*, se mostró una relación positiva con claros de mayores tamaños. *B.cycadifolium*, de porte arbóreo, es característico de las altas cumbres, en bosques húmedos, también en partes abiertas con suelos pedregosos y pobres (Skottsberg, 1952; Barrera, 1997). Por tanto claros más grandes son sitios más abiertos con una amplia disponibilidad de luz, al igual que las altas cumbres. En cuanto a *P.berteroana* los individuos crecen en zonas boscosas, preferentemente en sitios húmedos y sombríos, entre los 300 y 700 m.s.m. (Christensen y Skottsberg, 1922, Barrera 1997).

Las posibles medidas de restauración deben ser cuidadosamente analizadas en función del tipo de ecosistema en el cual nos encontramos, de manera de lograr determinar en qué sitios es realmente necesaria la propagación de especies, así como qué especie es la idónea y característica del lugar. Una introducción intencional de propágulos de helechos en forma



conjunta con otras acciones, permitiría acelerar el tiempo de colonización natural en claros tratados y de esta manera evitar nuevos procesos invasivos en estas áreas, al mismo tiempo que se evitaría posibles procesos erosivos. En este escenario, la conservación in-situ de especies en peligro de extinción y vulnerables, al mismo tiempo que contribuye a la restauración ecológica, se presenta como una herramienta sumamente útil para la conservación biológica de las especies en categorías de conservación.

En el momento de efectuarse una restauración ecológica por medio de la propagación vegetativa o sexual de especies de helechos, se debiesen elegir las que están presentes naturalmente dentro de los claros de PEY, así como ser propagadas en función de la proporción de cobertura que presentan en el interior de los claros, de manera de no alterar la estructura del bosque.

El presente estudio viene a evidenciar el efecto positivo de las acciones de restauración sobre los claros de PEY. La implementación de medidas de restauración debe ser en función del contexto y de las características del sitio de trabajo, de manera de contar con la mayor información posible y poder replicar en lo posible el proceso original de sucesión. Las acciones de restauración deben estar enmarcadas en un plan de conservación y restauración del Archipiélago, de manera de establecer criterios de restauración para cada sitio degradado e invadido.

### **Germinación de especies invasoras bajo la cobertura de helechos**

Las semillas de las especies invasoras sembradas tanto al centro como al borde de la cobertura de helechos no germinaron en ninguno de los escenarios de estudio. Esto probablemente se debió a la intensa sombra producida por la densa cobertura de helechos, la cual no ofreció las condiciones lumínicas necesarias para la germinación de especies invasoras. El experimento actual no contempló diferencias de luz en la siembra de invasoras, lo cual pudo ser uno de los gatillantes que impidieron la germinación de invasoras.

Cabe señalar que los resultados de este estudio están sujetos a las condiciones de luz, agua y otras variables propias del sitio de estudio PEY. El éxito de las especies invasoras es tal dentro del AJF, debido a su vigorosa reproducción vegetativa y sexual, que en la mayor parte de las ocasiones es capaz de desplazar y ocupar el hábitat de las especies nativas, incluyendo especies de helechos.

Debido al enorme reclutamiento de especies invasoras en los claros, se recomienda nuevos ensayos sobre la competencia helechos/invasoras y la posibilidad que éstos representan para impedir la germinación de invasoras, la cual está sometida a diversas condiciones en el interior de los claros. Se debe tener en cuenta la densidad de frondas de la cobertura de helechos, pues en especies que dejen entrar amplios espacios de luz al suelo a través de sus

frondas, pueden presentar los sitios necesarios para la germinación de las invasoras. Especies de helechos que presenten una gran densidad de frondas, por lo cual un gran sombreado del suelo, tienen menos posibilidades de propiciar sitios donde las invasoras pueden germinar de manera exitosa.

Por otro lado los densos brotes provenientes de la propagación vegetativa de *R.ulmifolius* son capaces de atravesar en muchas ocasiones la cobertura de helechos. Las condiciones de luz son un factor clave al momento del reclutamiento de invasoras en nuevos claros tratados. Un claro pequeño o con un gran dosel que impida la llegada de mucha luz, tiene muchas menos probabilidades de germinación de invasoras, las cuales son sombra-intolerantes. Aun así, muchas veces las especies invasoras aprovechan pequeños espacios dentro de los claros, con muy poca incidencia de luz, expandiéndose de manera exitosa a través de su agresiva reproducción vegetativa.

## CONCLUSIONES

1. Se identificaron un total de 18 especies de helechos dentro de los claros de Plazoleta el Yunque (pertenecientes a 8 familias) y de las cuales 10 resultaron endémicas para el AJF. Junto a las especies de helechos se identificaron otras 22 especies, 12 endémicas, 2 nativas y 8 introducidas. De las introducidas identificadas tres se comportan como invasoras en PEY.
2. Las especies de helechos que mostraron las mayores frecuencias (> 60% de frecuencia relativa) dentro de los claros de PEY fueron *A.altescandens*, *M.inaequalifolium*, *R.berteroana* y *B.cordatum*, siendo también las especies que registraron las mayores coberturas medias.
3. *A.altescandens* presentó coberturas significativamente superiores bajo el dosel del bosque de PEY, siguiendo un patrón decreciente de cobertura bosque-borde-claro. *M.inaequalifolium* y *B.cordatum*, no presentaron diferencias significativas de cobertura tanto en el borde como en el centro de los claros, presentando coberturas significativamente inferiores bajo el dosel del bosque.
4. Se comparó las coberturas entre tipos de claros, *A.altescandens* y *M.inaequalifolium* mostraron mayores coberturas en el borde de claros naturales, mientras *R.berteroana* arrojó mayores coberturas en el borde de claros tratados. En el centro de los claros naturales y bajo el dosel del bosque de los mismos, mostró mayores coberturas sólo la especie *M.inaequalifolium*.
5. Las especies de helechos *P.tetragonum*, *M.inaequalifolium*, *B. cordatum*, *B.mochaenum*, *B.hastatum*, *B.cycadifolium*, *B.schottii*, *P.berteroana* y *P.macrocarpa* mostraron relaciones significativas con las variables predictivas. Estas especies arrojaron diferentes variables que influyen positivamente su presencia-ausencia en el interior de los claros, en relación tanto a variables estructurales y topográficas de los claros, como a la composición de especies de helechos y otras especies acompañantes. Estas variables no necesariamente representan causalidad y se muestran como una probabilidad para la presencia-ausencia de especies de helechos.
6. Las invasoras no fueron capaces de germinar bajo la cobertura de helechos, probablemente debido a la intensa sombra producida por los helechos que impide la germinación de especies sombra-intolerantes. Esto es un resultado favorable para la propuesta de uso de helechos en el control de invasoras.
7. Claros de dosel son de vital importancia para el mantenimiento de la diversidad de

helechos y demás especies en el bosque de PEY. Es urgente reforzar las actuales medidas de control de invasoras en PEY, así como llevarlas a cabo en el resto del AJF dentro de un plan de conservación y restauración. Las medidas de restauración deben de ser sometidas a un continuo proceso de revisión por un equipo multidisciplinario que conozca la realidad de la isla RC.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acevedo, P. 1990. Efecto de *Oryctolagus cuniculus* sobre la regeneración de *Chenopodium cruseoanum*, *Myrceugenia fernandeziana* y *Sophora fernandeziana* en Juan Fernández. M.Sc. Proyecto de grado Magíster en Ciencias. Concepción, Chile: Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción. 49 p.

Arellano, G. 2012. Evaluación de la dinámica de invasión de *Aristotelia chilensis* (Elaeocarpaceae) y *Rubus ulmifolius* (Rosaceae) en claros de dosel en un bosque de la isla Robinson Crusoe, Archipiélago de Juan Fernández, Chile. Proyecto de grado Magíster en áreas silvestres y conservación de la naturaleza. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la naturaleza, Universidad de Chile. 63 p.

Asner, G.P.; R. Flint Hughes; P.T. Vitousek; D.E. Knapp; T. Kennedy-Bowdoin; J. Boardman; R.E. Martin; M. Eastwood y R.O. Green. 2008. Invasive plants transform the three-dimensional structure of rain forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105 (11): 4519-4523.

Atala, C.; A. Saldana y E. Navarrete. 2012. Stomatal frequency and gas exchange differs in two *Blechnum* species (Pteridophyta, Blechnaceae) with contrasting ecological breadth. *Gayana Botánica*, 69(1).

Baeza, M.; E. Barrera; J. Flores; C. Ramírez y R. Rodríguez. 1998. Categorías de conservación de Pteridophyta nativas de Chile. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural* 47: 23-46.

Bainbridge, D. A. 2007. A Guide for Desert and Dryland Restoration. Washington, DC: Island Press.

Barrera, E. 1997. Helechos de Juan Fernández. Santiago, Chile: Museo Nacional de Historia Natural. 104 pp. (Publicación Ocasional N° 5).

Beckage, B. y J.S. Clark. 2003. Seedling survival and growth of three forest tree species: The role of spatial heterogeneity. *Ecology*, 84(7): 1849-1861.

Bedoya, F. 2009. Plantaciones forestales como mecanismo para la recuperación de zonas degradadas en la Estación Biológica La Selva, Costa Rica. Proyecto de grado Magíster en Manejo de Recursos Naturales. Costa Rica: Escuela de Ciencias exactas y naturales: Universidad estatal a distancia . 120 p.

Belnap, J. y O.L. Lange. 2001. Biological soil crust: structure, function, and

management, 503 p. Nueva York, EE.UU.

Bergstrom, D.M y S.L. Chown. 1999. Life at the front: history, ecology and change on southern ocean islands. *Trends in Ecology and Evolution*, 14(12):472-477.

Bradshaw, A.D. 1987 (pp. 53-74). Reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. En: M.E. Gilpin y J.D. Aber (eds) Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research. University Press, Cambridge, UK.

Brokaw, N. 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology* 66:682-687.

Brokaw, N. y R.T. Busing. 2000. Niche versus chance and tree diversity in forest gaps. *Trends in Ecology and Evolution*, 15: 183-188.

Busing, R.T. y P.S. White. 1997. Species diversity and small-scale disturbance in an old-growth temperate forest: A consideration of gap partitioning concepts. *Oikos*, 78(3): 562-568.

Callaway, R. M. y F. I. Pugnaire. 1999. Facilitation in plant communities. (cap. 4, pp. 623-649). En: Pugnaire, F. I. y Valladares, F. (eds.). Handbook of functional plant ecology. New York, USA. 920 p.

Canham, C.D.; J.S. Denslow; W.J. Platt; J.R. Runkle; T.A. Spies y P.S. White. 1990. Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 20: 620-631.

Carlton, G.C. y F.A. Bazzaz. 1998. Resource congruence and forest regeneration following an experimental hurricane blowdown. *Ecology*, 79(4) : 1305-1319

Castillo, J. y C. Smith-Ramírez. (Sometido). Efecto de la remoción de plantas invasoras sobre el suelo en la isla Robinson Crusoe, Archipiélago de Juan Fernández, Chile (en revisión).

Cavieres, L. A.; E.I. Badano; A. Sierra-Almeida; S.Gómez-González; y M. Molina-Montenegro. 2006. Positive interactions between alpine plant species and the nurse cushion plant *Laretia acaulis* do not increase with elevation in the Andes of central Chile. *New Phytologist*, 169 (1): 59–69.

Christensen, C.F.A. y C. Skottsberg. 1922. The ferns of Easter Island. The natural history of Juan Fernandez and Easter Island 2: 1-46.

Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199:1302–1310.

- Corporación Nacional Forestal (CONAF). 2009. Plan de manejo Parque Nacional Archipiélago de Juan Fernández. [Santiago, Chile]: CONAF, Ministerio de Agricultura. 294pp.
- Crawley, M. J. 1987. What makes a community invulnerable? (pp. 429– 453). En: Gray, A. J.; Crawley, M. J. y Edwards, P. J. (eds). *Colonization, succession, and stability*. Oxford, USA: Blackwell Scientific Publications. 738 pp.
- Cronk, Q. y J. Fuller. 2001. *Plant Invaders: the threat to natural ecosystems*. Earthscan, London, Sterling, United Kingdom. 239 pp.
- Cuevas, J.G. y G. Van leersum. 2001. Project “conservation, restoration and development of the Juan Fernández Islands, Chile”. *Revista Chilena de Historia Natural*, 74(4): 899-910.
- Cuevas, J. G. 2002. Distribución y abundancia de la flora vascular del Archipiélago de Juan Fernández. II Parte y Final. Informe Técnico.
- D’antonio, C. M. 1993. Mechanisms controlling invasion of coastal plant communities by the alien succulent *Carpobrotus edulis*. *Ecology*, 74(1):83–95.
- D’antonio, C. M. y S. Kark. 2002. Impacts and extent of biotic invasions in terrestrial ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 17:202–204.
- D’antonio, C.M. y L.A. Meyerson. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restoration Ecology*, 10(4): 703–713.
- Dalling, J.W. y S.P. Hubbell . 2002. Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. *Journal of Ecology* , 90(3): 557-568.
- Danton, P. y C. Perrier. 2006. Nouveau catalogue de la flore vasculaire de l'archipel Juan Fernandez (Chili) *Acta Botanica Gallica*, 153(4).
- Danton, P. 2006. La "myrtisylve" de l' archipel Juan Fernández (Chili). une forêt en voie de disparition rapide. *Acta Botánica Gallica*, 153 (2): 179-199.
- Davis, M.A.; J.P. Grime y K. Thompson. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88: 528-534.
- Denslow, J.S. 1980. Gap partitioning among tropical rain forest trees. *Biotropica*, 12: 47-55.

Denslow, J.S. 1987. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18: 431-451.

Denslow, J.S. 1995. Disturbance and diversity in tropical rain forest: the density effect. *Ecological Applications*, 5: 962-968.

Di Castri, F. y E. Hajek. 1976. Bioclimatología de Chile. Santiago, Chile: Pontificia Universidad Católica de Chile. 128 pp.

Díaz, I. 2012. Análisis y modelación de la evolución espacio-temporal de la invasión de *Rubus ulmifolius*, *Aristotelia chilensis* y *Ugni molinae*, en la Isla Robinson Crusoe. Memoria Ingeniero en Recursos Naturales Renovables. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 55 p.

Didham, R.K.; J.M. Tylianakis; N.J. Gemmell; T.A. Rand y R.M. Ewers. 2007. Interactive effects of habitat modification on species invasion and native species decline. *Trends in Ecology and Evolution*, 22: 489-496.

Dirnböck, T.; J. Greimler; P. López y T.F. Stuessy. 2003. Predicting future threats to the native vegetation of Robinson Crusoe Island, Juan Fernández Archipelago, Chile. *Conservation Biology*, 17: 1650-1659.

Estébanez, B.; I. Draper y R. Medina. 2011. Briófitos: Una aproximación a las plantas terrestres más sencillas.

Franco, A.C. y P.S. Nobel .1988. Interaction between seedlings of *Agave desertii* and the nurse plant *Hilaria rigida*. *Ecology*, 69:1731-1740.

Frank, D. y M. Finckh. 2003. Elaboración de un Sistema de Indicadores de Sitios para los Bosques de la Reserva Nacional Valdivia, Ifanos Chile S.A. 34 pp.

García, M. 2008. Modelos predictivos de riqueza de diversidad vegetal. Comparación y Optimización de métodos de modelado ecológico. Tesis Doctoral en Ciencias. Madrid, España: Universidad Complutense de Madrid. 187 p.

George, L.O. y F.A. Bazzaz . 1999. The fern understory as an ecological filter: emergence and establishment of canopy-tree seedlings. *Ecology*, 80: 833-845.

Gorchov, D.L.; E. Thompson; J. O'neill; D. Whigham y D.A. Noe. 2011. Treefall gaps required for establishment, but not survival, of invasive *Rubus phoenicolasius* in deciduous forest. *Plant Species Biology*, 26: 221-234.



Greimler, J.; P. López; T.F. Stuessy y T. Dirnbock. 2002. The vegetation of Robinson Crusoe Island (Isla Masatierra) Juan Fernández Archipelago, Chile. *Science*, 56: 263-284.

Hajek, E. y G.A. Espinoza. 1987. Meteorología, climatología y bioclimatología de las islas oceánicas chilenas (cap.2, pp. 55-83) En: Castilla, J.C. (ed) Islas oceánicas chilenas: Conocimiento científico y necesidades de investigación. Santiago, Chile: Ediciones Universidad Católica de Chile. 353 pp.

Hobbs, R. y S.E. Humphries. 1995. An integrated approach to the ecology and the management of plant invasions. *Conservation Biology*, 9:761-770.

Hobbs, R.J. y D.A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration ecology*, 4: 93-110.

Horvitz, C.; J. Pascarella; S. Mc mann; A. Freedman y R.H. Hofsetter. 1998. Functional roles of invasive nonindigenous plants in hurricane-affected subtropical hardwood. *Ecological Application*, 8:947-974.

Hubbell, S.P. y R.B. Foster. (ed.). 1986. Canopy gaps and the dynamics of a Neotropical forest. Pp. 77-96 in Crawley, M. J. *Plant ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Huenneke, L.F. 1983. Understory response to gaps caused by the death of *Ulmus americana* in central New York. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 110: 170-175.

Hulm, P. y J. Thorsell. 1995. Robinson Crusoe's islands face an uncertain future. *Plant Talk* 2: 19- 21 *Natural*. 74: 899-910.

Hulme, P.E. 2006. Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology*, 43:835-847.

Instituto Nacional de Investigación de Recursos Naturales – Corporación de Fomento de la Producción (IREN-CORFO). 1982. Estudio de los recursos físicos del Archipiélago de Juan Fernández. [Región de Valparaíso, Chile]: IREN-CORFO. 384 pp.

Johow, F. 1896. Estudio sobre la Flora de las Islas de Juan Fernández. Santiago, Chile: Imprenta Cervantes. 288 pp.

Kirch, P. V. y T. L. Hunt. 1997. Historical ecology in the Pacific Islands: Prehistoric environmental and landscape change. Yale: University Press.

Kolar, C. S. y D.M. Lodge. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders.

*Trends in Ecology and Evolution*, 16:199–204.

Lambrinos, J. G. 2002. The variable invasive success of *Cortaderia* species in a complex landscape. *Ecology*, 83: 518–529.

Levine, J. M. 2000. Species diversity and biological invasions: relating local process to community pattern. *Science*, 288:852–854.

Levine, J.M.; M. Vila; C.M. D'antonio; J.S. Dukes; K. Grigulis y S. Lavorel. 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society B*, 270: 775–781.

Lieberman, M.; D. Lieberman y R. Peralta. 1989. Forests are not just Swiss cheese: canopy stereogeometry of non-gaps in tropical forests. *Ecology*, 70:550–552.

McCarthy, J. 2001. Gap dynamics of forest trees: a review with particular attention to boreal forests. *Environmental Review*, 9: 1-59.

Marticorena, C.; T.F. Stuessy y C. Baeza. 1998. Catalogue of the vascular flora of the Robinson Crusoe or Juan Fernández islands, Chile. *Gayana Botánica*, 55: 187-211.

Mayz-Figueroa, J. 2004. Biological Nitrogen Fixation. *UDO Agrícola*, 4 (1): 1-20. 2004

Morgan, J.W. 2006. Bryophyte mats inhibit germination of non-native species in burnt temperate native grassland remnants. *Biological Invasions*, 8: 159-168.

Muñoz, C. 1969. El Archipiélago de Juan Fernández y la Conservación de sus recursos naturales renovables. *Boletín de la Academia de Ciencias del Instituto de Chile*, 1(2): 84-103.

Oliver, C.D. y B.C. Larson. 1996. Forest stand dynamics, Updated edn. Wiley, New York

Ortega, Y.K. y D.E. Pearson. 2005. Weak vs. Strong invaders of natural plant communities: assessing invasibility and impact. *Ecological Applications*, 15:651–661.

Paciencia, M. L.B. y J. Prado. 2005. Effects of Forest Fragmentation on Pteridophyte diversity in a tropical rain forest in Brazil. *Plant ecology*, 180:87-104.

Pauchard, A.; B. Langdon y E. Peña. 2008. Potencial invasivo de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco en bosques nativos del centro-sur de Chile: Patrones y recomendaciones (cap. 5, pp. 89-114). En: Mujica, R.; Grosse, H. y B. Muller-Using (eds.) Bosques seminaturales: una opción para la rehabilitación de bosques nativos degradados. Concepción, Chile: Instituto Forestal. 173 p.

Pimentel, D. (ed.). 2001. Biological invasions: economic and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Pridell, D.; N. Carlile y R. Wheeler. 2000. Eradication of European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) from Cabbage Tree Island, NSW, Australia, to protect the breeding habitat of Gould's petrel (*Pterodroma leucoptera leucoptera*). *Biological Conservation*, 94:115-125.

R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

Reid, A.M.; L. Morin; P.O. Downey; K. French y J.G. Virtue. 2009. Does invasive plant management aid the restoration of natural ecosystems?. *Biological Conservation*, 142, 2342–2349.

Ricci, M. 1996. Variation in distribution and abundance of the endemic flora of Juan Fernández Islands, Chile. Pteridophyta. *Biodiversity and Conservation*, 5: 1521 – 1532.

Ricci, M. 2006. Conservation status and *ex-situ* cultivation efforts of endemic flora of the Juan Fernandez Archipelago. *Biodiversity and Conservation*, 15: 3111 – 3130.

Richardson, D.M.; P. Pysek; M. Rejmanek; M.G. Barbour; D.F. Panetta y C.J. West. 2000. Naturalization and invasion of alien plants – concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6: 93–107.

Ricklefs, R.E. 1977. Environmental heterogeneity and plant species diversity: A hypothesis. *The American Naturalist*, 11(1): 376-381.

Rodríguez, R. 1995. Pteridophyta. (pp. 119-649). En: Marticorena, C. y R. Rodríguez (eds.). Flora de Chile. Vol. 1. Pteridophyta – Gymnospermae. Universidad de Concepción, Chile. 351 p.

Rozzi, R.; J. Armesto; B. Goffinet; W. Buckn y F. Massardo. 2008. Changing lenses to assess biodiversity: Patterns of species richness in sub-Antarctic plants and implications for global conservation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6: 131-137.

Runkle, J.R. 1982. Patterns of disturbance in some old-growth mesic forest of Eastern North America. *Ecology*, 63: 1533-1546.

Schnitzer, S.A. y W.P. Carson . 2001. Tree-fall gaps and the maintenance of species diversity in a Tropical forest. *Ecology*, 82(4): 913-919.

SER (Society for Ecological Restoration International). 2004. Society for Ecological Restoration International. Principios de SER International sobre la restauración ecológica.[En línea].13 pp. Recuperado en: <<http://www.ser.org/content/spanishprimer>>. Consultado el : 22 Septiembre de 2013

Shea, K.; D. Kelly; A.W. Sheppard y T.L. Woodburn. 2005. Context-dependent biological control of an invasive thistle. *Ecology*, 86: 3174–3181.

Skottsberg, C. 1952. The vegetation of the Juan Fernandez Islands. ( pp. 93 – 959). En: C. Skottsberg (ed.) The Natural History of Juan Fernández and Easter Island, Vol II.Botany. Uppsala, Sweden: Almqvist & Wiksells Boktryckeri AB.

Skottsberg, C. 1953. The vegetation of the Juan Fernández Island. The Natural History of Juan Fernández and Easter Island 2: 793-960.

Smith-Ramirez, C.; G. Arellano; J.P. Mora; E. Hagen; R. Vargas y A. Miranda. 2013. El rol de *Turdus falcklandii* (Ave: Passeriforme) como dispersor de plantas invasoras en el archipiélago de Juan Fernández. *Revista Chilena de Historia Natural*, 86: 33–48.

Spencer, T. y T.G. Benton. 1995. Man's impact on the Pitcairn islands. *Biological Journal of the Linnean Society*, 56: 375-376.

Spies T.A. ; J.F. Franklin y M. Klopsch. 1990. Canopy gaps in Douglas-fir forests of the Cascade Mountains. *The Canadian Journal of Research*, 20:649–658.

Stewart, G.H.; A.B. Rose y T.T. Veblen. 1991. Forest development in canopy gaps in old-growth beech (*Nothofagus*) forests. *New Zealand. Journal of Vegetation Science*, 2: 679-690.

Stuessy, T.E. 1992. Diversidad de plantas en las islas Robinson Crusoe. (pp. 54-66).En: Flora silvestre de Chile. Jürke Grau & George Ziska (eds). Palmengarten

Stuessy, T.E; U. Swenson; C. Marticorena; O. Matthei y O. Crawford. 1998. Loss of Plant Diversity and Extinction on Robinson Crusoe Island, Chile. Pp. 243-257. En: Peng C. I. y P.P. Lowry I.I. (eds) Rare, threatened and endangered floras of Asia and the Pacific rim. Institute of Botany, Academia Sinica Monograph Series N° 16. Taipei, China.

Suding, K.N. y D. Goldberg. 2001. Do disturbances alter competitive hierarchies? Mechanisms of change following gap creation. *Ecology*, 82(8): 2133-2149.

Tilman, D. 1994. Competition and biodiversity in spatially structured habitats. *Ecology*, 75: 2-16.

Vargas, R. 2004. Caracterización de los bosques originales de la isla Robinson Crusoe. Memoria Ingeniero Forestal. Valdivia, Chile: Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. 84 p.

Vargas, R. y A. Reif. 2009. The structure, regeneration and dynamics of the original forest of Robinson Crusoe's island (Juan Fernández Archipelago, Chile): guidelines for its restoration. En: proceedings World Forestry Congress, Buenos Aires, 2009

Vargas, R.; J. Bannister y P. Danton .2006. *Myrceugenia fernandeziana* (Hook. & Arn.) Johow. Isla Robinson Crusoe. En: Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Ed.: Donoso. C. Marisa Cuneo Ed. Valdivia. Chile.

Vargas, R.; J. Cuevas; C. Le Quesne; A. reif y J. Bannister. 2010. Spatial distribution and regeneration strategies of the main forest species on Robinson Crusoe Island. *Revista Chilena de Historia Natural.* 83:349-363.

Vargas, R.; S. Gärtner; M. Alvarez; E. Hagen y A. Reif. 2013. Does restoration help the conservation of the threatened forest of Robinson Crusoe Island ? The impact of forest gap attributes on endemic plant species richness and exotic invasions. *Biodiversity and Conservation*, 22 : 1283-1300.

Vitousek, P.M., D'antonio, C.M., Loope, L.L., Rejmanek, M. & Westbrooks, R. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, 21: 1-16.

Whitmore, T.C .1989. Changes over twenty-one years in the Kolombangara rain forests. *Journal of Ecology*, 77:469-483.

Williamson, M.H. y A. Fitter. 1996. The characters of successful invaders. *Biological Conservation*, 78:163-170.

Wilson, J.R.U.; C. Gairifo; M.R. Gibson. 2011. Risk assessment, eradication, and biological control: global efforts to limit Australian acacia invasions. *Diversity and Distributions*, 17: 1030-1046.

Yamamoto, S.I. 1989. Gaps dynamics in climax *Fagus crenata* forests. *The Botanical Magazine*, 102: 93-114.

Yamamoto, S.I. 1992. The gap theory in forest dynamics. *The Botanical Magazine*, 105:375-383.

Zamfir, M. 2000. Effects of bryophytes and lichens on seedling emergence of alvar plants: evidence from greenhouse experiments. *Oikos*, 88: 603-611.

Znerold, R.M. 1979. Western bracken control with asulam. Pullman, Washington State University. 36 p.