UNIVERSIDAD DE CHILE
Facultad de Ciencias Forestales y de la
Conservación de la Naturaleza
Magíster en Áreas Silvestres y Conservación
de la Naturaleza

ANÁLISIS ESPACIO TEMPORAL DEL RIESGO DE INTRODUCCIÓN Y ESTABLECIMIENTO DE *Lymantria dispar japonica* EN EL BOSQUE NATIVO CHILENO

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

MABEL JIMENA MENA MARÍN
Médico Veterinaria

SANTIAGO - CHILE
2020

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

Profesora Guía	Nombre	Dra. Amanda Huerta Fuentes
	Nota	_____
	Firma	_____
Profesor Co-Guía	Nombre	Dr. Jaime Hernández Palma
	Nota	_____
	Firma	_____
Profesor Consejero	Nombre	Dr. Pedro Cattan Ayala
	Nota	_____
	Firma	_____
Profesora Consejera	Nombre	Dra. Nélida Villaseñor Pérez
	Nota	_____
	Firma	_____

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo (ANID) por el financiamiento otorgado durante el desarrollo del programa de magíster que concluye con la elaboración de este proyecto de grado, mediante la beca CONICYT-PCHA/Magíster Nacional/2016-22162322.

Al Ing. Forestal Sr. Marcos Beéche, Jefe del Subdepartamento de Vigilancia y Control de Plagas Forestales, División Protección Agrícola y Forestal, Servicio Agrícola y Ganadero por su atenta disposición y oportuna gestión para la entrega de la información solicitada.

ÍNDICE

Página

AGRADECIMIENTOS 3
ÍNDICE 4
LISTA DE FIGURAS 6
LISTA DE TABLAS 8
RESUMEN 9
SUMMARY 10
INTRODUCCIÓN 12
Importancia del bosque nativo y amenazas para su conservación 13
Insectos en los bosques 14
Descripción de la especie *L. dispar* 15
Razas, subespecies y distribución de *L. dispar* 15
Hospederos de PGRA 16
Reproducción y ciclo de vida de la PGRA 16
Dispersión de la PGRA 17
Estatus de PGRA en Chile 17
Modelos de distribución de especies 19
Objetivos 20
MATERIALES Y MÉTODOS 21
Definición del hábitat potencial, actual y futuro 21
Área de estudio 21
Variable dependiente 21
Variables independientes 22
Método de modelización y evaluación del modelo 24
Análisis del riesgo actual y futuro en bosque nativo chileno 25
RESULTADOS 28
Contribución de variables al modelo 28
Hábitat potencial de *L. dispar japonica* 30
Hábitat potencial actual 30
Hábitat potencial futuro 31

Riesgo de ingreso y establecimiento de *L. dispar japonica* 33
Riesgo Actual 33
Riesgo futuro 36
Riesgo sobre bosque nativo 39
DISCUSIÓN 44
CONCLUSIONES 48
BIBLIOGRAFÍA 49
APÉNDICE 59

LISTA DE FIGURAS

		Página
Figura 1:	PGRA: Adulto (A), larva (B), masas de huevo (C) y daño (D)……..	15
Figura 2:	Presencias de *L. dispar japonica* (rojo) en su distribución nativa (Japón)…….....	22
Figura 3:	Flujo de construcción y validación de un modelo de distribución de especies…….....	25
Figura 4:	Contribución de variables ambientales (%) al modelo de distribución de *L. dispar japonica* utilizando el algoritmo *Maxent*……..	28
Figura 5:	Distribución de las variables con mayor contribución al modelo distribución de *L. dispar japónica*……..	29
Figura 6:	Hábitat potencial actual de *L. dispar japonica* en Chile……..	30
Figura 7:	Variación entre hábitat potencial actual de *L. dispar japonica* y escenarios futuros (optimista: RCP 2.6 y pesimista: RCP 8.5) para los años 2050 y 2070 en Chile….....	32
Figura 8:	Riesgo actual de introducción y establecimiento de *L. dispar japonica* en el bosque chileno a nivel nacional……	34
Figura 9:	Riesgo actual de introducción y establecimiento de *L. dispar japonica* en los bosques de la Región del Maule, La Araucanía y Los Ríos, Aysén y Magallanes……	35
Figura 10:	Riesgo futuro de introducción y establecimiento de *L. dispar japonica* en bosque chileno a nivel nacional, según escenarios (optimista: RCP 2.6 y pesimista: RCP 8.5) para los años 2050 y 2070……	37
Figura 11:	Riesgo futuro de introducción y establecimiento de *L. dispar japonica* en los bosques de las regiones de Aysén y Magallanes, según escenarios (optimista: RCP 2.6 y pesimista: RCP 8.5) para los años 2050 y 2070…….....	38
Figura 12:	Porcentaje de la superficie regional de bosque nativo en relación a la extensión total en riesgo de ser afectado por *L. dispar japonica*, según el catastro vegetacional actualizado (CONAF, 2017) de acuerdo a los distintos escenarios……	40

Figura 13: Superficie (ha) de bosque nativo chileno, según tipo forestal, en riesgo de ser afectado ante el potencial ingreso y establecimiento de *L. dispar japonica* en las regiones del Maule, La Araucanía y Los Ríos, según escenario actual…….. 41

Figura 14: Superficie (ha) de bosque nativo chileno, según tipo forestal, en riesgo de ser afectado ante el potencial ingreso y establecimiento de *L. dispar japonica* en la Región de Aysén, escenario actual y futuros……. 42

Figura 15: Superficie (ha) de bosque nativo chileno, según tipo forestal, en riesgo de ser afectado ante el potencial ingreso y establecimiento de *L. dispar japonica* en la Región de Magallanes, escenario actual y futuros…… 43

LISTA DE TABLAS

		Página
Tabla 1:	Itinerario *Spring Progress*, navío donde se interceptaron 10 masas de huevo de PGRA en Huston (Texas) en 2008……..	18
Tabla 2:	Intercepciones de masas de huevos de PGRA en naves con y sin certificación fitosanitaria oficial entre 2014 y 2017…….	19
Tabla 3:	Variables bioclimáticas y sus respectivos códigos…….	23
Tabla 4:	Reclasificación de ráster para el análisis de riesgo de introducción y establecimiento actual y futuro de *L. dispar japonica* en el bosque chileno.....	26
Tabla 5:	Superficie de bosque nativo en riesgo ante ingreso y establecimiento de *L. dispar japonica* bajo distintos escenarios por región susceptible y total……..	39

RESUMEN

La polilla gitana (*Lymantria dispar* Linnaeus (Lepidoptera: Erebidae)) es uno de los insectos defoliadores de mayor preocupación a nivel global. A pesar de ser una plaga cuarentenaria ausente en Chile, se han interceptado masas de huevos de la polilla gitana raza asiática (PGRA) en navíos internacionales que han arribado en los principales puertos del país. Por lo tanto, es importante definir su hábitat potencial para luego analizar el riesgo de ingreso y establecimiento de la especie en el bosque nativo chileno. Mediante el algoritmo *Maxent* se construyó un modelo de distribución de PGRA considerando datos de presencia de *L. dispar japonica* en su distribución nativa (Japón) y las 19 variables bioclimáticas de Worldclim. Adicionalmente, se incluyó la altitud (DEM) y cobertura de suelo. Posteriormente, se extrapoló el modelo a Chile, entre las regiones de Valparaíso y Magallanes. De la misma forma, se realizaron predicciones en condiciones de cambio climático en un escenario optimista (RCP 2.6) y pesimista (RCP 8.5) para los años 2050 y 2070. A partir de la proyección del hábitat potencial (actual y futuro) se realizó un análisis de riesgo de ingreso y establecimiento de la subespecie en Chile, el que incluyó además la vegetación y la distancia desde los principales puertos del país. Como resultado se obtuvo un modelo con un AUC de 0,806, destacando la cobertura de suelo (LC), estacionalidad en la precipitación (BIO 15) y temperatura mínima del mes más frío (BIO 6) como las variables de mayor contribución al modelo. El hábitat potencial se proyecta mayoritariamente entre las regiones de Aysén y Magallanes y con una distribución acotada y local en la Región del Maule y entre las regiones de La Araucanía y Los Ríos. En los escenarios futuros, se observa un desplazamiento hacia el extremo austral, desapareciendo las distribuciones locales más septentrionales. El riesgo de ingreso y establecimiento de *L. dispar japonica* se extiende desde las regiones del Maule hasta Magallanes, con un nivel de riesgo principalmente moderado, variando a alto y muy alto en la de Aysén. El riesgo futuro se concentra exclusivamente en las regiones de Aysén y Magallanes, y es mayoritariamente moderado. El riesgo se enfoca en los tipos forestales Coihue de Magallanes y Siempreverde, con representantes del género *Nothofagus*, descrito como hospedero para la especie. El mayor riesgo se concentra en las cercanías de Puerto Chacabuco (Región de Aysén), sitio de desembarque de navíos provenientes de otros países, donde se recomienda enfatizar los esfuerzos de vigilancia fitosanitaria. Del mismo modo, es fundamental mantener el programa anual de vigilancia y monitoreo en los principales puertos de Chile, en particular en Valparaíso y los presentes en la Región del Biobío, con el fin de evitar el ingreso de la plaga a Chile, puesto que el transporte mecánico involuntario es una importante vía de dispersión de la plaga.

PALBRAS CLAVE: plaga forestal, polilla gitana raza asiática, *Nothofagus*, *Maxent*, análisis de riesgo, modelo de distribución de especies.

SUMMARY

The gypsy moth (*Lymantria dispar* Linnaeus (Lepidoptera: Erebidae)) is one of the most harmful defoliating insects and considered an invading pest of global concern. Despite being a quarantine pest absent in Chile, eggs masses of Asian gypsy moth (AGR) have been found on the main ports of the country inside international ships. Therefore, it is important to determine its potential suitable habitats to analyze the risk of introduction and establishment in the Chilean native forest. Through the *Maxent* algorithm, a distribution model for AGR was constructed using presence, bioclimatic, altitude and landcover data from the native distribution (Japan) of *L. dispar japonica*. Then, this model was then extrapolated to Chile, specifically, between the Valparaíso and Magallanes regions. Also, predictions were made under an optimistic (RCP 2.6) and a pessimistic (RCP 8.5) scenario for two years: 2050 and 2070. Then, an analysis of the risk of introduction and establishment was made, using the potential habitat projection from Chile (current and future), the chilean landcover and distance from the main ports of the country. As a result, the model constructed had an AUC of 0.806, highlighting landcover (LC), precipitation seasonality (BIO 15) and minimum temperature of coldest month (BIO 6) as the variables that best described the distribution of *L. dispar japonica*. The potential habitat projected the distribution of *L. dispar japonica* mostly between the Aysén and Magallanes regions and a limited and local distribution in Maule región and between La Araucanía and Los Ríos regions. In future scenarios, a shift to the southern tip is observed, while most distributions disappearing from the northern hemisphere. The risk of introduction and establishment of *L. dispar japonica* extends from the regions of Maule to Magallanes, with a mainly moderate risk level, except for the Aysén region where the risk become ranged from high to very high. Future risk, although mostly moderate centers exclusively in the Aysén and Magallanes regions. The risk is concentrated in the forest type Coihue de Magallanes and Evergreen, with representatives of the genus *Nothofagus* spp. described as a host for the moth. The greatest risk is concentrated in the surroundings of Puerto Chacabuco (Aysén), landing site for ships from other countries, where is recommended to emphasize the efforts of phytosanitary vigilance. Similarly, it is essential to maintaining the annual surveillance and monitoring program in the main ports of Chile, specially Valparaíso and ports of the Biobío regions, to prevent this pest from invading Chilean native forest, since involuntary mechanical transport is an important dispersion route of the pest.

KEY WORDS: forest pest, Asian gypsy moth, *Nothofagus*, *Maxent*, analyses of risk, species distribution model

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, el patrimonio biológico presente en la mayor parte de la superficie boscosa de Chile se encuentra bajo algún grado de amenaza (Hoffmann *et al.*, 1998; Myers *et al.*, 2000) y las especies invasoras corresponden a la segunda causa mundial de pérdida de biodiversidad (WWF, 2016).

Uno de los insectos invasores más preocupantes a nivel global corresponde a la polilla gitana (*Lymantria dispar* Linnaeus, 1758 (Lepidoptera: Erebidae)), especie defoliadora del bosque caducifolio (Leonard, 1974) para la cual se han descrito la raza europea y la raza asiática (Pogue & Schaefer, 2007). La raza asiática, que engloba las subespecies *L. dispar asiatica* y *L. dispar japonica* (Pogue & Schaefer, 2007), posee ciertas características que le conceden una mayor capacidad de dispersión y daño forestal que la raza europea (Limbu *et al*., 2017).

En Chile, la polilla gitana raza asiática (PGRA) ha sido catalogada como una plaga cuarentenaria ausente. Una plaga cuarentenaria se define como toda plaga de importancia económica potencial para el área en peligro aun cuando la plaga no esté presente o, si está presente, no está ampliamente distribuida y se encuentra bajo control oficial (FAO, 2019) . A pesar de su estatus en Chile, la PGRA ha sido interceptada por el Servicio Agrícola y Ganadero en embarcaciones presentes en los principales puertos chilenos (SAG, 2018), de modo que, el estudio de la especie es relevante para prevenir un posible impacto sobre la conservación de los ecosistemas boscosos del país. Hasta la fecha, no existe información espacialmente explícita de las áreas del territorio chileno potencialmente invadidas ante un eventual ingreso y establecimiento de la PGRA a escala regional. Por lo tanto, el objetivo general de este estudio es analizar espacio-temporalmente el riesgo de ingreso y establecimiento de *L. dispar japonica* en el bosque nativo chileno; y los objetivos específicos son definir el hábitat potencial, actual y futuro, de *L. dispar japonica* en Chile y analizar el riesgo eventual, actual y futuro, del ingreso y establecimiento de dicha especie en el bosque nativo chileno.

Los modelos de distribución de especies son una herramienta útil para abordar este tipo de problemática, al relacionar información espacialmente explícita de variables ambientales con datos de ocurrencia de la especie en estudio, mediante el uso de diferentes algoritmos (Mateo *et al.*, 2011). El resultado final corresponde a un mapa de probabilidad de ocurrencia de la especie que define su hábitat potencial. En este estudio, se utilizaron datos de ocurrencia de *L. dispar japonica* y se seleccionaron variables derivadas de humedad y temperatura junto con la altitud y

cobertura de suelo para modelar el hábitat potencial, en condiciones actuales y futuras de la PGRA, usando el algoritmo *Maxent.* Para el caso del hábitat futuro, se consideraron proyecciones para dos años (2050 y 2070) en dos escenarios de cambio climático. Uno optimista (RCP 2.6), basado en la declinación de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en el transcurso de tiempo y otro, pesimista (RCP 8.5), de incremento, donde se mantiene el ritmo de las emisiones de GEI.

Por otro lado, considerando el riesgo de ingreso y establecimiento de una especie, como la intersección de las condiciones ambientales, interacciones bióticas y accesibilidad (Heit *et al.*, 2014), se calculó dicho riesgo de ingreso y establecimiento para *L. dispar japonica* utilizando el hábitat potencial, la cobertura de suelo de Chile, como representante de las posibles interacciones bióticas (hospedantes), y la distancia desde los principales puertos de Chile, representando la accesibilidad.

Importancia del bosque nativo y amenazas para su conservación

A nivel global, se han identificado 36 puntos calientes de biodiversidad con prioridad para la conservación (Guetté *et al.*, 2018), definidos como áreas con alto nivel de endemismo de plantas vasculares y vertebrados, y cuyos hábitats originales han sufrido impactos serios de origen antrópico (Myers *et al.*, 2000). Uno de estos, *Chilean winter rainfall-Valdivian forests*, abarca gran parte del territorio chileno (Arroyo *et al.*, 2008) e incluye a la mayoría de los ecosistemas boscosos del país (Hoffmann *et al.*, 1998), cuyo grado de amenaza genera preocupación en términos de conservación, no sólo por su patrimonio biológico, sino por los procesos biofísicos y servicios ecosistémicos asociados (García y Ormázabal, 2008).

El crecimiento demográfico y el incremento en la demanda de recursos naturales han ocasionado cambios notables a nivel de ecosistema y un alto grado de amenaza para la biodiversidad (Tellería, 2013). Según World Wildlife Fund (WWF, 2016), las principales amenazas para la supervivencia de especies corresponden a la pérdida y degradación del hábitat, sobreexplotación de especies silvestres, contaminación, cambio climático, especies invasivas y enfermedades. En particular, las especies invasivas han sido catalogadas, a nivel mundial, como la segunda causa más importante de pérdida de biodiversidad, cuyo impacto se ve reflejado en desequilibrios ecológicos en las poblaciones, cambios en la funcionalidad de los ecosistemas, homogenización en la composición de especies y amenaza de especies nativas a través de competencia,

parasitismo, depredación y transmisión de enfermedades (Andrade y Castro, 2012; Tellería, 2013).

Insectos en los bosques

Los insectos cumplen un rol importante en los ecosistemas boscosos, contribuyendo a la diversidad biológica, la fertilidad del suelo y, a largo plazo, promoviendo la salud y sostenibilidad del sistema. Sin embargo, en ocasiones pueden convertirse en severas plagas forestales perjudicando la función y productividad del bosque nativo y generando cambios en la biodiversidad (Haack & Byler, 1993). Esto ocurre debido a un desequilibrio en la interacción planta-insecto producto de cambios en el paisaje de origen antrópico (Gara, 2010) o por la introducción de insectos exóticos que encuentran un nicho no ocupado o ausencia de enemigos naturales (Edmonds *et al.*, 2000).

Las plagas forestales han sido descritas como los mayores agentes de daño en los ecosistemas boscosos de Norteamérica (Dale *et al.*, 2001). Además, como la historia de vida de los insectos está íntimamente ligada a la temperatura, el severo impacto ecológico y económico de las plagas forestales puede verse intensificado con el cambio climático, de modo que el calentamiento global puede generar cambios tanto en su conducta como en su distribución habitual (Logan *et al.*, 2003).

Como consecuencia de las implicancias ecosistémicas asociadas a los insectos plaga y con el fin de proteger, tanto las plantaciones como el bosque nativo, surge en 1951, durante la 6ª Conferencia de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), la Convención Internacional de Protección Fitosanitaria (CIPF), que corresponde a un acuerdo internacional de sanidad vegetal (CIPF, 2020). Uno de los participantes de este tratado internacional es Chile, quien mediante el Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), organismo oficial encargado de la protección fitosanitaria del país, implementa periódicamente programas de vigilancia fitosanitaria de plagas forestales, con el propósito de detectar de forma oportuna el ingreso de plagas cuarentenarias en el territorio nacional y de aplicar las medidas de control necesarias para evitar el establecimiento o minimizar sus efectos (Gara, 2010).

Descripción de la especie *L. dispar*

Razas, subespecies y distribución de *L. dispar*

La polilla gitana, *Lymantria dispar* Linnaeus (Lepidoptera: Erebidae), es uno de los insectos defoliadores más destructivos en el mundo (Leonard, 1974) y ha sido incluida en *100 de las peores especies exóticas invasoras del mundo* (Lowe *et al.*, 2000). Se han descrito tres subespecies (Pogue & Schaefer, 2007) y dos razas para *L. dispar*: La raza europea, representada por *L. dispar dispar*, originaria de Europa y norte de África (Chen *et al.*, 2016), y la raza asiática (Figura 1), que comprende las subespecies *L. dispar asiatica* (Vnukovskij), distribuida ampliamente en Asia continental, y *L. dispar japonica* (Motschulsky), originaria de Japón (Iwaizumi *et al.*, 2010). La raza asiática es considerada una mayor amenaza forestal que la raza europea, puesto que, a diferencia de esta última, las hembras tienen capacidad de vuelo lo que facilita su propagación (Keena *et al.*, 2008), posee un mayor rango de hospederos (Wallace, 1999) y su probabilidad de dispersión aumenta al ser atraída por las luces de áreas portuarias, para posteriormente depositar sus huevos en buques y sus cargamentos (Wallner *et al.*, 1995). Adicionalmente, en algunas zonas geográficas, los huevos eclosionan a menor temperatura que la raza europea, y alcanzan la edad adulta en periodos más cortos (Peterson *et al.*, 2007 Keena, 2015). Estas características incrementan su capacidad de dispersión, de establecimiento en nuevos sitios y, en consecuencia, su potencial de daño forestal (Limbu *et al.*, 2017).

Fuente: John H. Ghent, Richard Gardner & Haruta Ovidiu,
USDA Forest Service, Bugwood.org

Figura 1. PGRA: Adulto (A), larva (B), masas de huevo (C) y defoliación por larvas (D)

Hospederos de PGRA

Se han reportado más de 500 especies de hospederos para *L. dispar* raza asiática, de los cuales, en su mayoría, corresponden a latifoliadas (i.e. árboles de hoja ancha y plana, en su mayoría gimnoespermas). Sin embargo, se ha descrito que también afectan a coníferas cuando alcanza densidades poblacionales altas (MAF Biosecurity New Zealand, 2008). En Chile, los géneros más susceptibles a su potencial ingreso y establecimiento son *Alnus*, *Betula*, *Corylus*, *Crataegus*, *Liquidambar*, *Malus*, *Pistacia*, *Populus*, *Pyrus*, *Quercus*, *Rosa*, *Salix*, *Schinus* (Liebhold *et al.*, 1995) y *Nothofagus* (Kay *et al.*, 2002). Por lo tanto, la introducción y establecimiento de *L. dispar* amenazaría el bosque nativo chileno, particularmente, a las especies nativas del género *Nothofagus*, las especies nativas y endémicas del género *Schinus*, y una especie nativa del género *Salix* (*S. humboldtiana*). Por otro lado, se ha descrito que los árboles de hoja caduca pueden tolerar uno o dos años consecutivos de defoliaciones previo a un debilitamiento severo o la muerte del árbol, mientras que las coníferas son incapaces de tolerar una defoliación completa y, en consecuencia, ocurre la muerte del individuo (Johnson & Lyon, 1994).

Reproducción y ciclo de vida de la PGRA

En relación a su reproducción, *L. dispar asiatica* es univoltina (i.e. una generación por año) (Liebhold *et al.*, 2000) y su ciclo de vida depende en gran medida de la temperatura ambiental puesto que corresponde a una especie ectoterma (Casagrande *et al.*, 1987). De este modo, las altas temperaturas de principios a mediados de verano, favorecen la oviposición de masas de huevos (Figura 1) (Leonard, 1968) en troncos de árboles, ramas, rocas, edificios, vehículos, muebles de exterior, contenedores y barcos cercanos a la costa (Humble & Stewart, 1994). Se han descrito tres fases de desarrollo del huevo: prediapausa, diapausa y post diapausa (Gray *et al.*, 2001). Durante la prediapausa ocurre un gran desarrollo morfológico que da como resultado a una larva farata completamente diferenciada (Bell, 1996), proceso favorecido por las temperaturas altas (Gray *et al.*, 1991). Esta fase puede tardar entre 14 y 25 días en un régimen constante de temperatura entre 20° y 30°C (Bell, 1996). Luego, cuando las temperaturas declinan, el huevo entra en la fase de diapausa (Gray *et al.*, 2001), la cual puede durar varios meses (Leonard, 1968). Se caracteriza porque existe muy baja tasa de respiración y ausencia de desarrollo morfológico (Gray *et al.*, 2001). Posteriormente, las altas temperaturas favorecen el desarrollo de la post-diapausa, donde se observa una tasa de respiración alta, y se extiende por 11 a 18 días a 25°C, mientras que a 15°C el período de postdiapausa puede tardar entre 14 y 25 días (Gray *et al.*, 1995). A mediados de otoño, ocurre la eclosión (Humble & Stewart, 1994) y

posterior desarrollo de la larva que depende de factores ambientales tales como la temperatura, origen geográfico, densidad de larvas, sexo y de la idoneidad del hospedero (Hough & Pimentel, 1978; Campbell, 1978; Casagrande *et al.*, 1987; Honek, 1996; Jarosık & Honek, 2007). El estado larval de *L. dispar asiatica* se alimenta del follaje de su hospedero (Figura 1) durante seis a ocho semanas, periodo que puede variar por el clima y ubicación del dosel de los árboles. Las larvas de la raza asiática pueden tener entre seis a siete estadios larvales, y solo se desplazan las de primer y segundo estadio mediante la generación de hilos de seda largos, que permiten su dispersión por un radio de 5 km por efecto del viento, sin embargo, se han registrado distancias de dispersión de hasta 50 km. A continuación, a inicios de verano, ocurre un desplazamiento de las larvas a lugares protegidos, como grietas de la corteza o bajo musgo para transformarse en pupas, las que en 10 d darán paso a hembras adultas, mientras que para el caso de los machos, este periodo es de 13 d. Los adultos no se alimentan y su sobrevida es de algunas semanas. El apareamiento ocurre luego de que la hembra genera una feromona de atracción sexual (Humble & Stewart, 1994).

Dispersión de la PGRA

La dispersión de la raza asiática ocurre principalmente por el transporte involuntario de masas de huevos, favorecido por el aumento del comercio global (Tobin *et al.*, 2012). Existe un rango amplio de artículos y vías de dispersión, tales como contenedores, vehículos, maquinarias, naves marítimas, material de vivero, productos forestales, embalajes de madera, material de camping, muebles exteriores y carga general expuesta a la intemperie por periodos prolongados de tiempo en puertos de origen o en áreas de ensamblaje, almacenaje o embarque (Humble & Stewart, 1994; Zlotina *et al.*, 1999; MAF, Biosecurity New Zealand, 2008).

Estatus de PGRA en Chile

En Chile, a pesar de que la PGRA se encuentra bajo el estado de Plaga Cuarentenaria Ausente mediante la Resolución Exenta N°3080/2003, se han interceptado masas de huevos en puertos chilenos. En 2008, el Servicio de Inspección de Sanidad Animal y Vegetal del Ministerio de Agricultura de los Estados Unidos (USDA/APHIS) emite la primera alerta fitosanitaria a Chile asociada a *L. dispar* raza asiática, luego de la intercepción de 10 masas de huevos viables de PGRA en el puerto de Huston (Texas, USA) en un navío proveniente de Corea del Sur, y cuyo itinerario (Tabla 1) detectó la presencia de la embarcación en tres puertos de Chile (Ventana, Talcahuano y Lirquén). Como respuesta, el SAG puso en marcha una serie de acciones para

evaluar la potencialidad de daño forestal y evitar el ingreso de la PGRA al país (SAG, 2018). De este modo, en 2010 se activa el Sistema de Vigilancia en los principales puertos chilenos, y en 2011, se elabora el informe del Análisis de Riesgo de Plagas para la PGRA (*L. dispar asiatica* y *L. dispar japonica*), que consideró criterios geográficos y bioecológicos de las dos subespecies, concluyendo que debido al alto potencial de introducción, dispersión, e impacto económico y ambiental, la PGRA califica como plaga cuarentenaria para Chile en medios de transporte marítimo y sus cargas provenientes de Asia (SAG, 2011). Posteriormente, en 2012, se emite la segunda alerta fitosanitaria en Chile (Puerto de San Antonio, Región de Valparaíso), luego de la intercepción de 2 masas de huevos viables de *Lymantria* sp., en un navío proveniente de China, Corea del Sur y Japón (SAG, 2018). Por lo anterior, el SAG estableció una serie de requisitos fitosanitarios con el fin de regular el ingreso de embarcaciones provenientes de puertos con presencia de PGRA, mediante la Resolución Exenta N° 4412/2013.

Tabla 1. Itinerario *Spring Progress*, navío donde se interceptaron 10 masas de huevo de PGRA en Huston (Texas) en 2008.

Puerto	Fecha
Donghae y Okke (Corea del Sur)	Julio 2008
Ventana, Talcahuano, Lirquén (Chile)	Agosto 2008
Masan e Incheon (Corea del Sur)	Octubre 2008
Japón	Octubre 2008
Huston (USA)	Diciembre 2008

Fuente: Servicio Agrícola y Ganadero (2012).

Con la implementación de la Resolución Exenta N° 4412/2013 y sus posteriores modificaciones (Resolución Exenta N°8870/2015 y Resolución Exenta N° 2396/2018), el SAG ha inspeccionado todas las embarcaciones con riesgo de presentar PGRA, logrando disminuir el número de naves que no cumplen con la certificación requerida antes de su arribo en Chile durante 2014 y 2017. En este mismo periodo, se han interceptado masas de huevos de PGRA en puertos de la región del Biobío y Magallanes, provenientes de Japón, China y Rusia (Tabla 2) (SAG, 2018).

Tabla 2. Intercepciones de masas de huevos de PGRA en naves con y sin certificación fitosanitaria oficial entre 2014 y 2017.

Certificado Fitosanitario Oficial	Año			
	2014	2015	2016	2017
Con certificación	1	2 [(2)]	0	0
Sin certificación	3	0	0	0
Otros [(1)]	0	1	0	0
TOTAL	4	3	0	0

[(1)] Naves que recalaron o permanecieron en un puerto de riesgo en época distinta al periodo de vuelo de la PGRA
[(2)] Presencia de larvas recién eclosionadas

Fuente: Servicio Agrícola y Ganadero (2018).

Cabe indicar que hasta junio de 2019, de acuerdo al programa de vigilancia precoz de *L. dispar* a través de uso de trampas de feromona en las áreas de riesgo (puertos y la Región Metropolitana) instaladas en un radio de 7 km conducido por el SAG, no se han detectado ejemplares (Sandoval, 2019).

Modelos de distribución de especies

Los modelos de distribución de especies (MDEs) corresponden a representaciones cartográficas que mediante un proceso de clasificación o regresión estadística, relacionan una variable dependiente dicotómica (presencia/ausencia de una especie) y una serie de variables independientes (cuantitativas o nominales) asociadas a condiciones ambientales, con el propósito de predecir la idoneidad de un espacio para la presencia de la especie en función de los valores locales de las variables independientes (Guisan & Zimmermann, 2000). Estos, han adquirido gran importancia en los últimos años como una herramienta de análisis de patrones espaciales (Becerra *et al.*, 2016) con un amplio rango de aplicaciones, entre ellas, el estudio del riesgo asociado a especies invasivas (Mateo *et al.*, 2011). Peterson *et al.* (2011) señalan que el siguiente paso en este tipo de análisis corresponde al uso del poder predictivo de los modelos de distribución de especies para anticipar posibles cambios en el potencial de distribución de especies invasivas en diferentes escenarios de cambio climático. En esta línea, Heit *et al.* (2014) estimaron la distribución potencial de *L. dispar* en Sudamérica y Argentina actual y futura, cuyo estudio concluyó que existieron diferencias significativas en la superficie clasificada como de alto riesgo fitosanitario en las escalas subcontinental y regional. Considerando esto, surge la necesidad de generar un análisis espacio-temporal del hábitat potencial de *L. dispar* en Chile a

escala nacional, con el fin de identificar las zonas de riesgo mayor de introducción y establecimiento de la plaga en el país.

Objetivos

El objetivo general de este estudio es analizar espacio-temporalmente el riesgo de ingreso y establecimiento de *L. dispar japonica* en el bosque nativo chileno. Los objetivos específicos son:

1. Definir el hábitat potencial, actual y futuro, de *L. dispar japonica* en Chile.
2. Analizar el riesgo eventual, actual y futuro, del ingreso y establecimiento de *L. dispar japonica* en el bosque nativo chileno.

MATERIALES Y MÉTODOS

Definición del hábitat potencial, actual y futuro

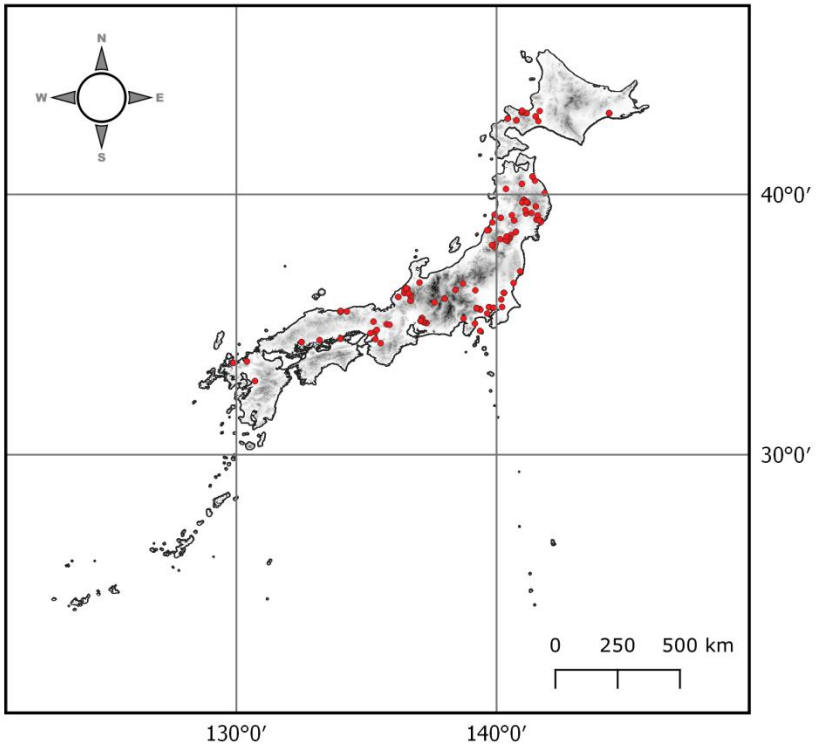
Se construyó un modelo de distribución de la especie, considerando los datos espaciales (variables dependientes e independientes) de la distribución nativa de *L. dispar japonica*, con el objetivo de predecir, a través de su extrapolación, el hábitat potencial de la especie en Chile. Se realizó un análisis espacial y temporal del hábitat potencial de la especie, considerando las condiciones climáticas actuales para Chile, y de dos escenarios de cambio climático para los años 2050 y 2070.

Área de estudio

Para la construcción de los modelos se consideró la totalidad del territorio japonés, como área de distribución nativa de *L. dispar japonica*. Los modelos se extrapolaron al territorio chileno comprendido entre las regiones de Valparaíso y de Magallanes y de la Antártida Chilena (Región de Magallanes, en adelante) (entre 75°41'' y 56°34' oeste y entre 66°32'' y 32°1' sur), como hábitat potencial ante un eventual ingreso y establecimiento de la subespecie.

Variable dependiente

Los modelos de hábitat potencial, en condiciones actuales y futuras de *L. dispar japonica* en Chile se construyeron utilizando, en ambos casos, los datos georreferenciados de presencia de esta subespecie en su área de distribución nativa, obtenidos desde la plataforma *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF). Se consideraron 225 registros de presencia (Figura 2), los cuales fueron el resultado de una depuración previa, eliminando los registros potencialmente erróneos de fuentes poco confiables y aquellos correlacionados espacialmente, dejando sólo un punto de presencia en aquellos casos donde existía más de una presencia por cuadrícula considerando una grilla de 1 km (Becerra *et al.*, 2016).



SCG/ WGS84
Fuente: Elaboración propia

Figura 2. Presencia de *L. dispar japonica* (rojo) en su distribución nativa (Japón).

Variables independientes

Para la obtención del hábitat potencial actual se utilizaron las 19 variables bioclimáticas Worldclim versión 1.4 (datos entre 1960-1990) (Tabla 3), el Modelo de Elevación Digital SRTM Digital Elevation Data Version 4 (datos del año 2000) y la cobertura de suelo MCD12Q1.006 MODIS Land Cover Type Yearly Global 500m, banda 1 (datos entre 2001-2018), para el área nativa y proyectada de la subespecie, todas estas, a una resolución espacial de 1 km y obtenidas de Google Earth Engine y www.worldclim.org.

La capa de cobertura de suelo fue reclasificada considerando un valor=100 para coberturas de bosques de latifoliadas, valor=75 para coberturas de bosques de coníferas, valor=50 para bosques mixtos y valores=0 para otras coberturas.

Tabla 3. Variables bioclimáticas y sus respectivos códigos.

Código	Variable Bioclimática
BIO 1	Temperatura media anual
BIO 2	Rango de temperaturas diurnas
BIO 3	Isotermalidad (BIO2/BIO7)(*100)
BIO 4	Estacionalidad en la temperatura (desviación estándar*100)
BIO 5	Temperatura máxima del mes más cálido
BIO 6	Temperatura mínima del mes más frío
BIO 7	Rango anual de temperatura (BIO5-BIO6)
BIO 8	Temperatura media del trimestre más lluvioso
BIO 9	Temperatura media del trimestre más seco
BIO 10	Temperatura media del trimestre más cálido
BIO 11	Temperatura media del trimestre más frío
BIO 12	Precipitación anual
BIO 13	Precipitación del mes más lluvioso
BIO 14	Precipitación del mes más seco
BIO 15	Estacionalidad en la precipitación (coeficiente de variación)
BIO 16	Precipitación del trimestre más lluvioso
BIO 17	Precipitación del trimestre más seco
BIO 18	Precipitación del trimestre más cálido
BIO 19	Precipitación del trimestre más frío

Fuente: WORLDCLIM (2020).

Para la obtención del hábitat potencial futuro, se utilizaron las proyecciones climáticas futuras CMIP5 downscaled para los años 2050 y 2070 (basadas en versión 1.4 de Worldclim), las cuales consideran dos de los cuatro escenarios de cambio climático (RCP 2.6 y RCP 8.5), junto con el Modelo de Elevación Digital SRTM Digital Elevation Data Version 4 (datos del año 2000) y la cobertura de suelo MCD12Q1.006 MODIS Land Cover Type Yearly Global 500m, banda 1 (datos entre 2001-2018) del área nativa y proyectada de la subespecie, asumiendo que no existirán cambios de estos indicadores en los escenarios futuros. Se utilizó una resolución espacial de 1 km para todas las capas, las cuales se obtuvieron de Google Earth Engine y www.worldclim.org.

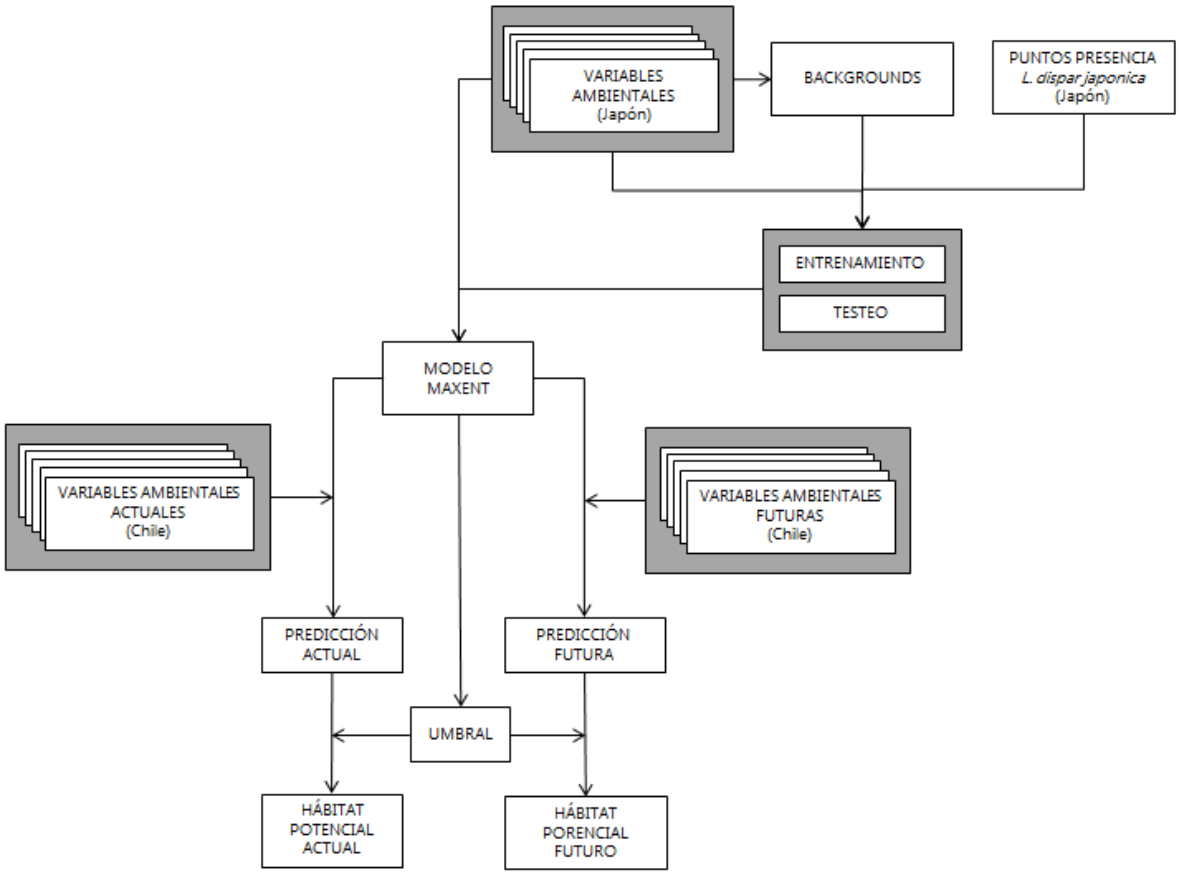
Las RCP (RCP (Representative Concentration Pathways o Trayectorias de Concentración representativa) corresponden a trayectorias de cambio climático definidas por series temporales de emisiones y concentraciones de gases de efecto invernadero (GEI), aerosoles y gases químicamente activos, así como el uso y cobertura de suelo. Las RCP describen cuatro escenarios de emisiones y concentraciones atmosféricas de GEI, generados a partir de modelos de evaluación integrados considerando aquellos factores que influyen en la emisión antropogénica de GEI (Moss *et al.*, 2010); un escenario de mitigación estricto (RCP 2.6), dos escenarios intermedios (RCP 4.5 y RCP 6.0) y un escenario con emisiones de GEI en un nivel muy alto (RCP 8.5). El escenario RCP 8.5 implica un panorama en donde no existieron esfuerzos

adicionales para limitar las emisiones de GEI, mientras que el escenario RCP 2.6 involucra un esfuerzo que conlleva a que el incremento de la temperatura global no supere los 2°C en relación a las temperaturas preindustriales (Panel Intergubernamental de Cambio Climático, 2014).

Método de modelización y evaluación del modelo

Mediante el uso de los programas *R project* 3.3 y QGIS 2.14.12, se construyó un modelo de hábitat potencial de *L. dispar japonica*, considerando una aproximación correlativa (Soberón y Peterson, 2005). Para esto, se modeló utilizando el algoritmo *MaxEnt* y se obtuvo una predicción actual y cuatro asociadas a los escenarios futuros. Se identificaron las variables de mayor contribución al modelo, se evaluó su calidad mediante el AUC (Valoración del Error) (Mateo *et al.*, 2011) y se calculó el valor umbral para generar un mapa dicotómico (hábitat/no hábitat), utilizando aquel umbral en el que la suma de la sensibilidad y la especificidad fuera la más alta.

Para la construcción de los MDE´s se utilizó como referencia el flujo de pasos de la Figura 3 (Mateo *et al.*, 2011). Primero, se asociaron matemáticamente los datos georreferenciados de presencia de *L. dispar japonica* y las variables independientes consideradas en este estudio para su distribución nativa. Luego, se crearon 5.000 puntos de *backgrounds* y posteriormente se separaron los puntos de presencia/*backgrounds* en puntos de entrenamiento (75%) y de validación (25%) (Cruz-Cárdenas e*t al.*, 2014). Finalmente, se extrapoló el modelo con el propósito de obtener el hábitat potencial de *L. dispar japonica* en Chile. Se utilizó el mismo método para definir el hábitat potencial actual y para las cuatro predicciones futuras de cambio climático. El resultado final corresponde al promedio de 30 iteraciones del modelo y de cada predicción.



Fuente: Elaboración propia

Figura 3. Flujo de construcción y validación de un modelo de distribución de especies, adaptado de Mateo *et al.* (2011).

Análisis del riesgo actual y futuro en bosque nativo chileno

El análisis de riesgo actual y futuro, se realizó en base al concepto de área de distribución invadible (G_I), definido por $G_I = A \cap B \cap M^C$, donde el conjunto A representa a las variables ambientales escenopoéticas que permiten que el crecimiento intrínseco de la especie sea positivo, el conjunto B representa las regiones geográficas donde los factores bióticos son favorables para la presencia de la especie, y el conjunto M corresponde a las regiones geográficas que han sido accesibles a la especie en un periodo de tiempo dado. M^C, por lo tanto, es definido como el complemento de M, es decir, las áreas geográficas donde actualmente, la especie es incapaz de enviar migrantes (Peterson *et al.*, 2011).

En base a lo anterior, en este estudio, el riesgo de ingreso y establecimiento (R) actual y futuro se calculó mediante la intersección del hábitat potencial (variables abióticas) (C), con los

potenciales hospederos de *L. dispar japonica* en Chile (H), y con la accesibilidad de esta, en función de la distancia desde los potenciales puntos de ingreso (A), de modo que R = C ∩ H ∩ A (Heit *et al.*, 2014).

Cada uno de los tres conjuntos de este análisis de riesgo (C, H y A) fue representado espacialmente mediante una capa ráster. La capa ráster asociada a las condiciones abióticas (C) fue obtenida reclasificando el hábitat potencial actual de *L. dispar japonica*; la capa ráster asociada a los hospederos (H) se construyó a partir de la reclasificación del *landcover* de Chile (Zhao *et al.*, 2016), generado por el Laboratorio de Geomática y Ecología del Paisaje de la Universidad de Chile a una resolución de 1 km; y la capa ráster asociada a la accesibilidad (A) se construyó en función de la distancia desde los principales puertos de Chile (Tabla 4).

Tabla 4. Reclasificación de ráster para el análisis de riesgo de introducción y establecimiento actual y futuro de *L. dispar japonica* en el bosque chileno.

Hábitat Potencial	Peso	Cobertura suelo	Peso	Accesibilidad	Peso	Valor	Riesgo
Hábitat	1	Bosque nativo	1	0 - 5 km	1	1	Muy alto
				5 - 50 km	0,667	0,667	Alto
				> 50 km	0,333	0,333	Moderado
		Bosque mixto	0,667	0 - 5 km	1	0,667	Alto
				5 - 50 km	0,667	0,445	Moderado
				> 50 km	0,333	0,222	Bajo
		Plantaciones forestales	0,333	0 - 5 km	1	0,333	Moderado
				5 - 50 km	0,667	0,222	Bajo
				> 50 km	0,333	0,111	
		Otras coberturas	0	0 - 5 km	1	0	Sin riesgo
				5 - 50 km	0,667	0	
				> 50 km	0,333	0	
No Hábitat	0	Bosque nativo	1	0 - 5 km	1	0	Sin riesgo
				5 - 50 km	0,667	0	
				> 50 km	0,333	0	
		Bosque mixto	0,667	0 - 5 km	1	0	Sin riesgo
				5 - 50 km	0,667	0	
				> 50 km	0,333	0	
		Plantaciones forestales	0,333	0 - 5 km	1	0	Sin riesgo
				5 - 50 km	0,667	0	
				> 50 km	0,333	0	
		Otras coberturas	0	0 - 5 km	1	0	Sin riesgo
				5 - 50 km	0,667	0	
				> 50 km	0,333	0	

Luego de esto, se intersectaron las tres capas ráster otorgando el mismo peso a cada una. Como resultado se creó un ráster con un rango de valores entre 0 y 1, los que a su vez fueron reclasificados en cinco niveles de riesgo: sin riesgo (×=0), riesgo bajo (×=]0,0.3[), riesgo moderado (×=[0.3,0.6[), riesgo alto (×=[0.6,1[), riesgo muy alto (×=1) (Tabla 4) y cuyo resultado

corresponde al mapa de riesgo de introducción y establecimiento de *L. dispar japonica* en el bosque chileno.

Se utilizó el mismo procedimiento para realizar el análisis de riesgo de introducción y establecimiento futuro, en las cuatro predicciones de cambio climático.

Finalmente, se intersectaron las capas de riesgo de introducción y establecimiento de *L. dispar japonica* en el bosque chileno con el Catastro de Bosque Nativo Chileno (CONAF, 2017) con el fin de conocer la posible afectación de este y de sus tipos forestales ante un potencial ingreso de este insecto plaga.

RESULTADOS

Contribución de variables al modelo

Con respecto al modelo de distribución de *L. dispar japonica*, las variables ambientales que mostraron un mayor porcentaje de contribución (Figura 4) fueron, en orden descendente: cobertura de suelo (LC), estacionalidad en la precipitación (BIO 15), temperatura mínima del mes más frío (BIO 6), rango de temperaturas diurnas (BIO 2), precipitación del mes más lluvioso (BIO 13), temperatura máxima del mes más cálido (BIO 5), altitud (DEM) y estacionalidad en la temperatura (BIO 4) las que en su conjunto explican el 79,83% del modelo. El AUC del modelo fue 0,806 y el umbral calculado fue 0,416.

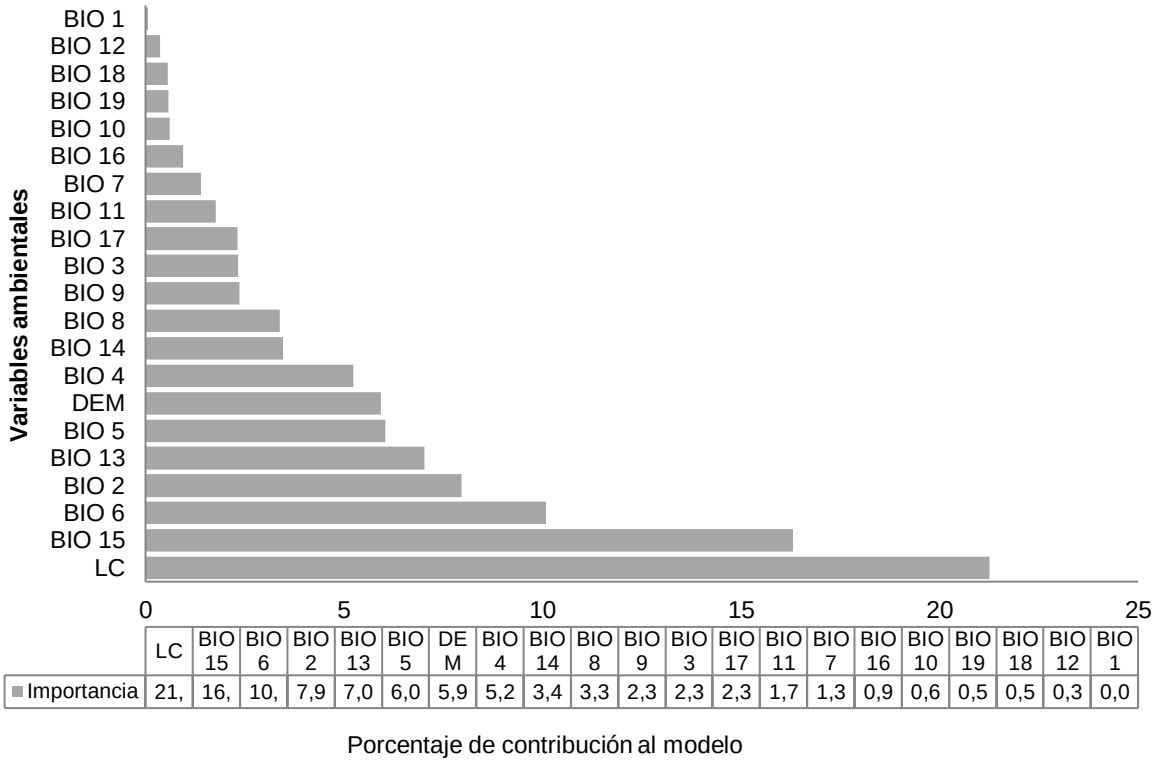


Figura 4. Contribución de variables ambientales (%) al modelo de distribución de *L. dispar japonica* utilizando el algorítmo Maxent.

La Figura 5 muestra el rango de valores en los que existe una mayor adecuación biológica para *L. dispar japonica* para cada una de las variables que más aportaron a la construcción del modelo. Las variables LC, BIO 6, BIO 2, BIO 5 muestran datos con una distribución simétrica, mientras que las variables BIO 15 y BIO 13 una distribución asimétrica negativa y DEM y BIO 4 una

asimétrica positiva. Además, las variables BIO 15, BIO 6, BIO 5 y DEM presentan un gran número de valores atípicos que amplían el rango de adecuación biológica de la especie (Figura 5).

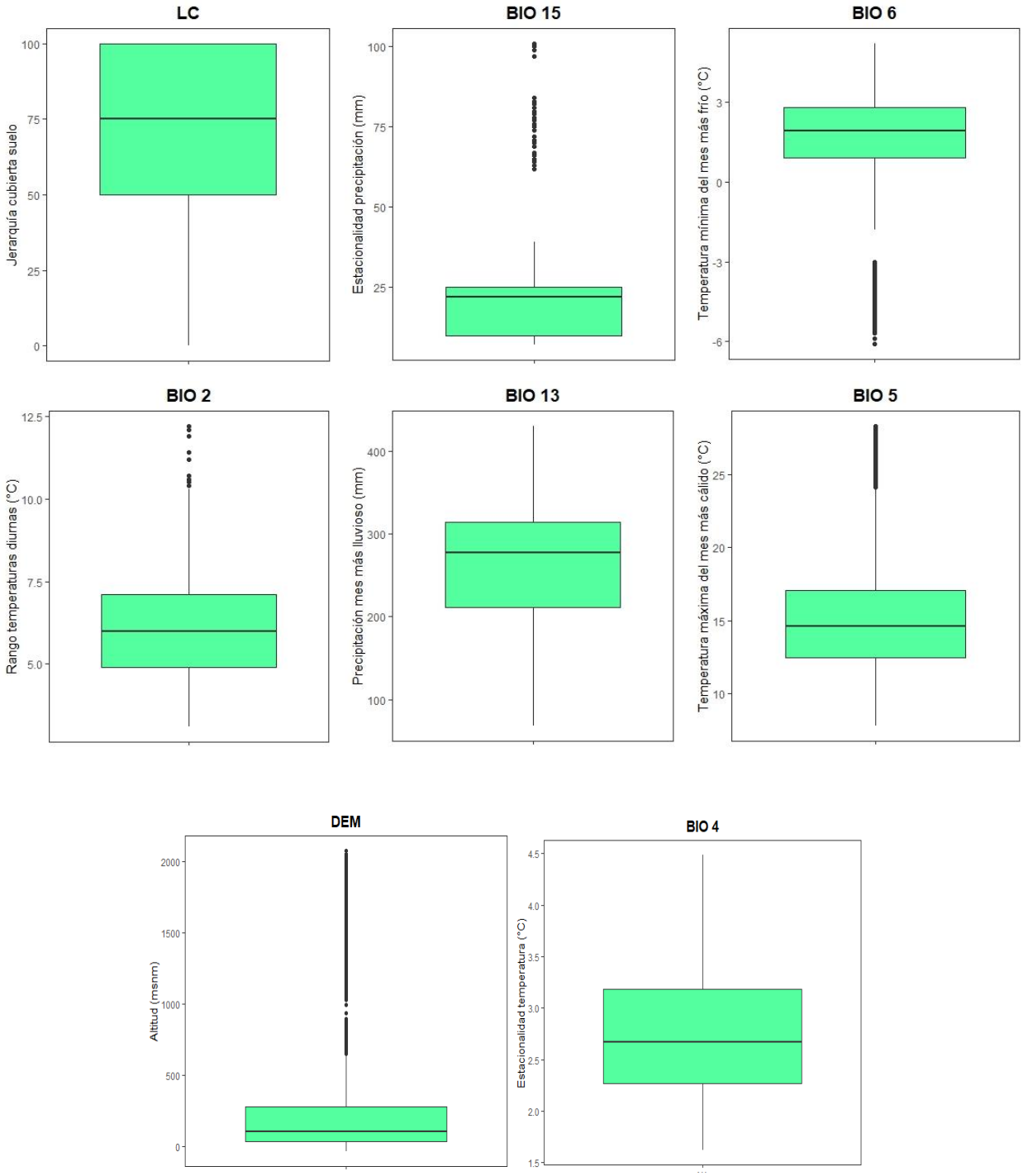


Figura 5. Distribución de las variables ambientales con mayor contribución al modelo de distribución de *L. dispar japonica*.

Hábitat potencial de *L. dispar japonica*

Hábitat potencial actual

La predicción del modelo para Chile muestra que el hábitat potencial actual de *L. dispar japonica* comprende el territorio continental entre 35° y 55°S y se extiende mayoritariamente entre las regiones de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo (Región de Aysén, en adelante) y Magallanes, con una distribución local acotada en la Región del Maule y entre las regiones de La Araucanía y Los Ríos (Figura 6).

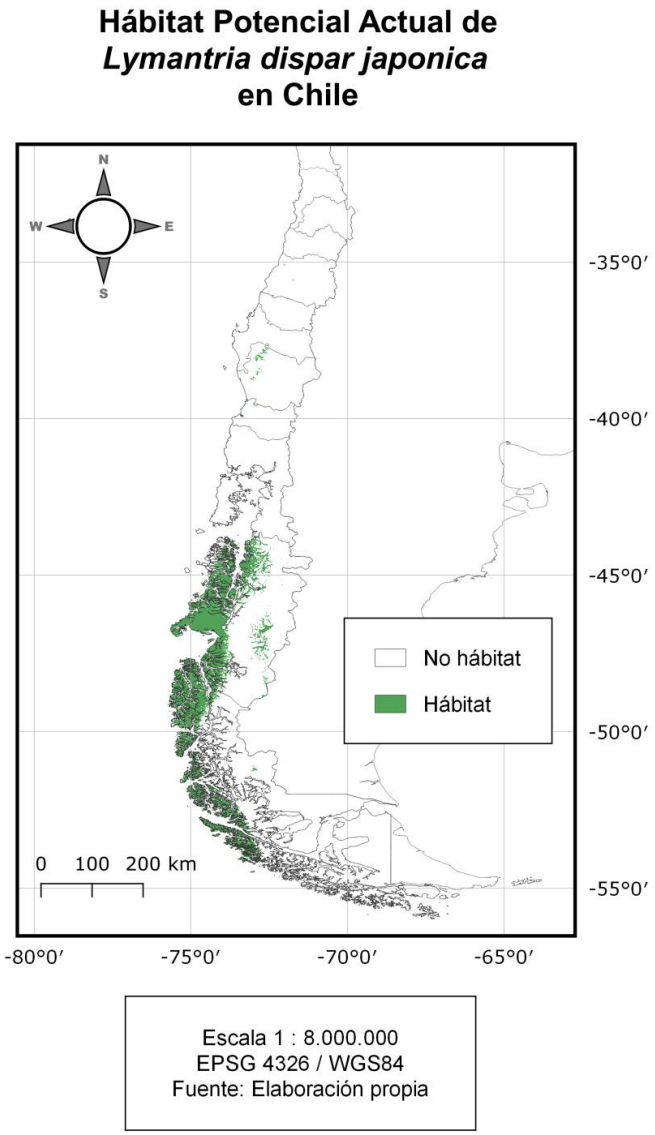
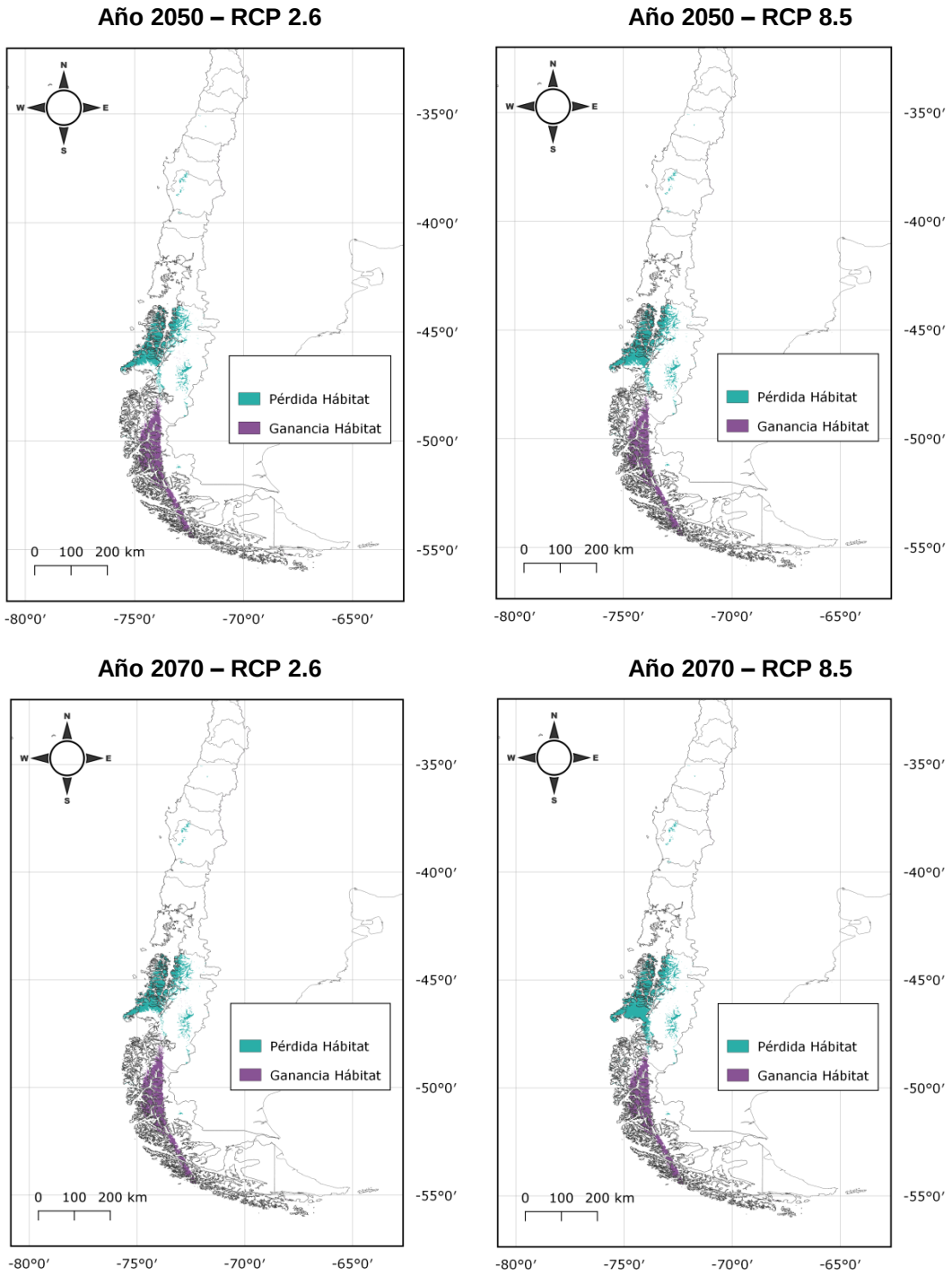


Figura 6. Hábitat potencial actual de *L. dispar japonica* en Chile.

En la Región del Maule, la distribución del hábitat potencial es focal, abarcando un área reducida de la cordillera de la costa y de la depresión intermedia. En las regiones de La Araucanía y los Ríos ocurre algo similar, sin embargo, a pesar de ser focal, se incrementa la extensión del hábitat para *L. dispar japonica*, abarcando principalmente parte de la cordillera de la costa local. En la Región de Aysén, el hábitat potencial incrementa significativamente su extensión incluyendo el área archipielágica, la depresión intermedia y parte de la cordillera andina del territorio regional. En la Región de Magallanes, la distribución es casi exclusiva en la zona insular (Figura 6).

Hábitat potencial futuro

En las cuatro predicciones de hábitat potencial futuro, se observa un desplazamiento hacia el extremo más austral, en relación al hábitat potencial actual, con la pérdida de la distribución local de la Región del Maule y de las regiones de La Araucanía y Los Ríos. Del mismo modo, desaparece la distribución del hábitat potencial del área archipielágica de la Región de Aysén, al igual que parte de la depresión intermedia y cordillera andina. La distribución futura es similar en las cuatro predicciones con diferencias leves, principalmente en el área archilpielágica (Figura 7).



Escala 1 : 8.000.000
EPSG 4326 / WGS84
Fuente: Elaboración propia

Figura 7. Variación entre hábitat potencial actual de *L. dispar japonica* y escenarios futuros (optimista: RCP 2.6 y pesimista: RCP 8.5) para los años 2050 y 2070 en Chile.

Riesgo de ingreso y establecimiento de *L. dispar japonica*

Riesgo Actual

Se observa dos zonas distintivas en la distribución del riesgo actual, una de tipo local en la Región del Maule y entre las regiones de La Araucanía y Los Ríos y una distribución de mayor extensión en la zona austral del territorio chileno, entre las regiones de Aysén y Magallanes (Figura 8) (Apéndice 1, Tabla 1). En la Región del Maule, el riesgo abarca una extensión reducida y un nivel de riesgo moderado, que se extiende en las cercanías de las localidades de Curepto y San Javier. En la Región de La Araucanía se observa una distribución acotada a la matriz que bordea la Cordillera de Nahuelbuta, con un nivel de riesgo bajo fluctuando a moderado en menor grado. En la Región de Los Ríos la distribución del riesgo es acotada y se extiende sobre la cordillera de la costa aledaña a San José de la Mariquina, variando su nivel de riesgo de bajo a moderado (Figura 9).

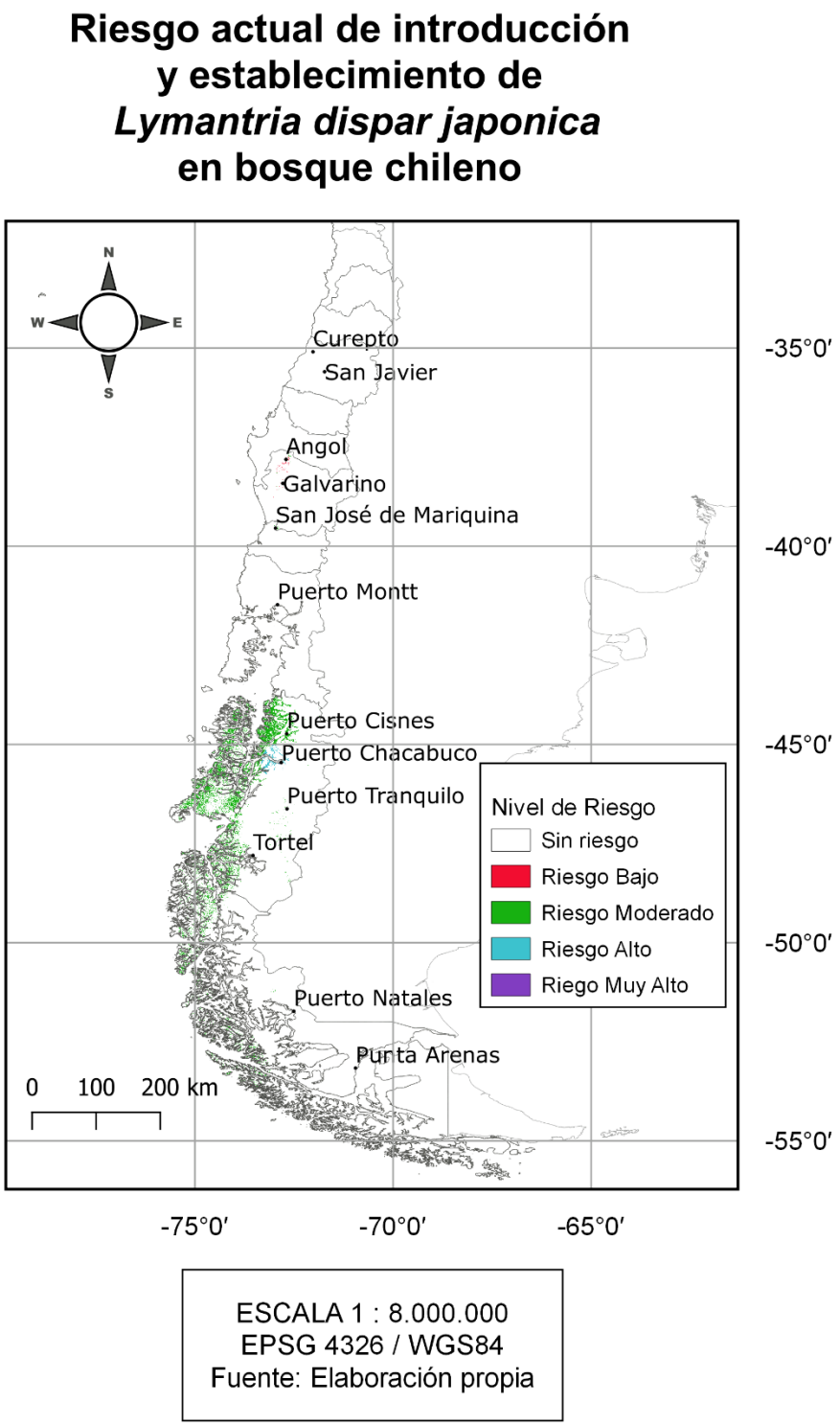
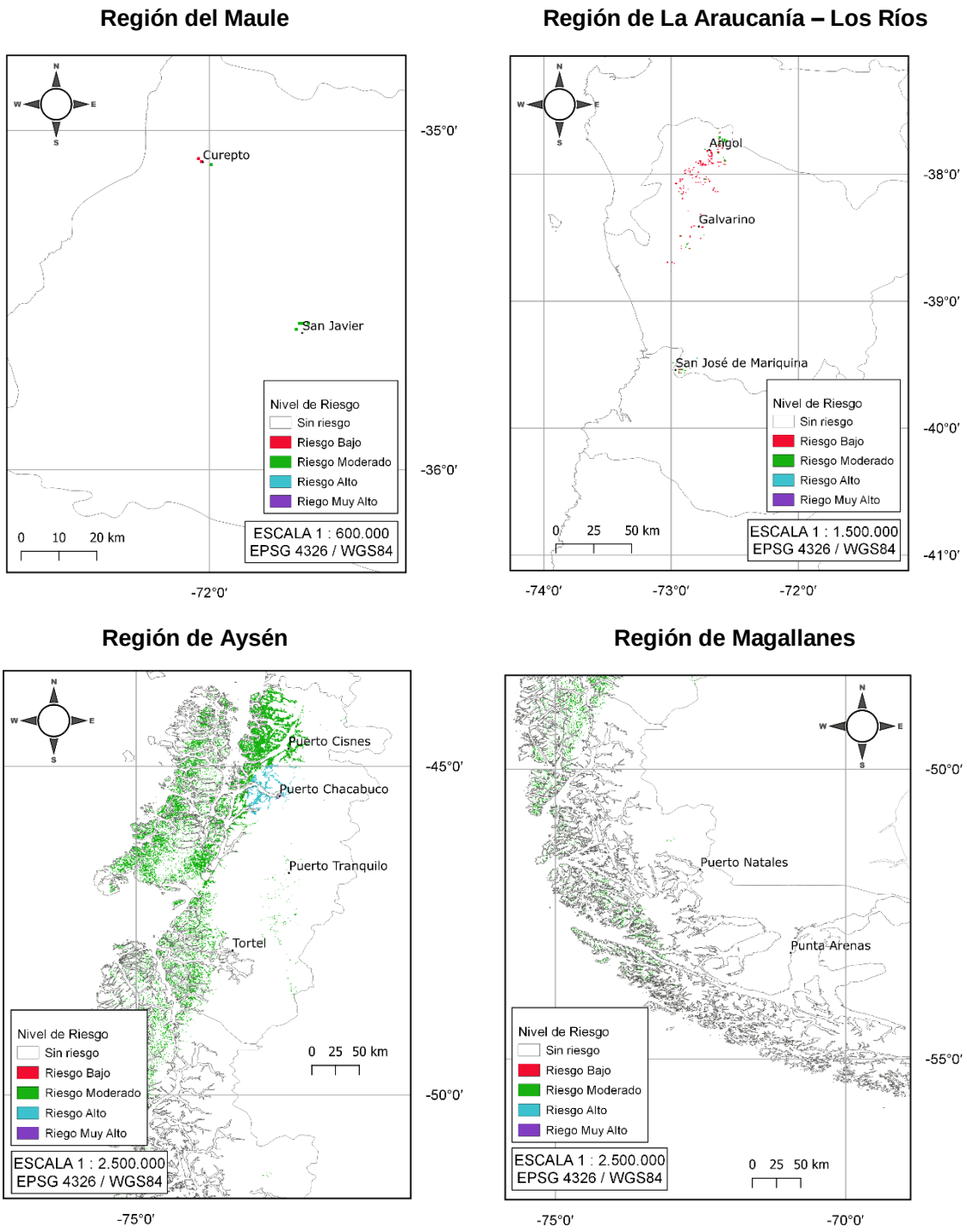


Figura 8. Riesgo actual de introducción y establecimiento de *L. dispar japonica* en el bosque chileno a nivel nacional.



Fuente: Elaboración propia

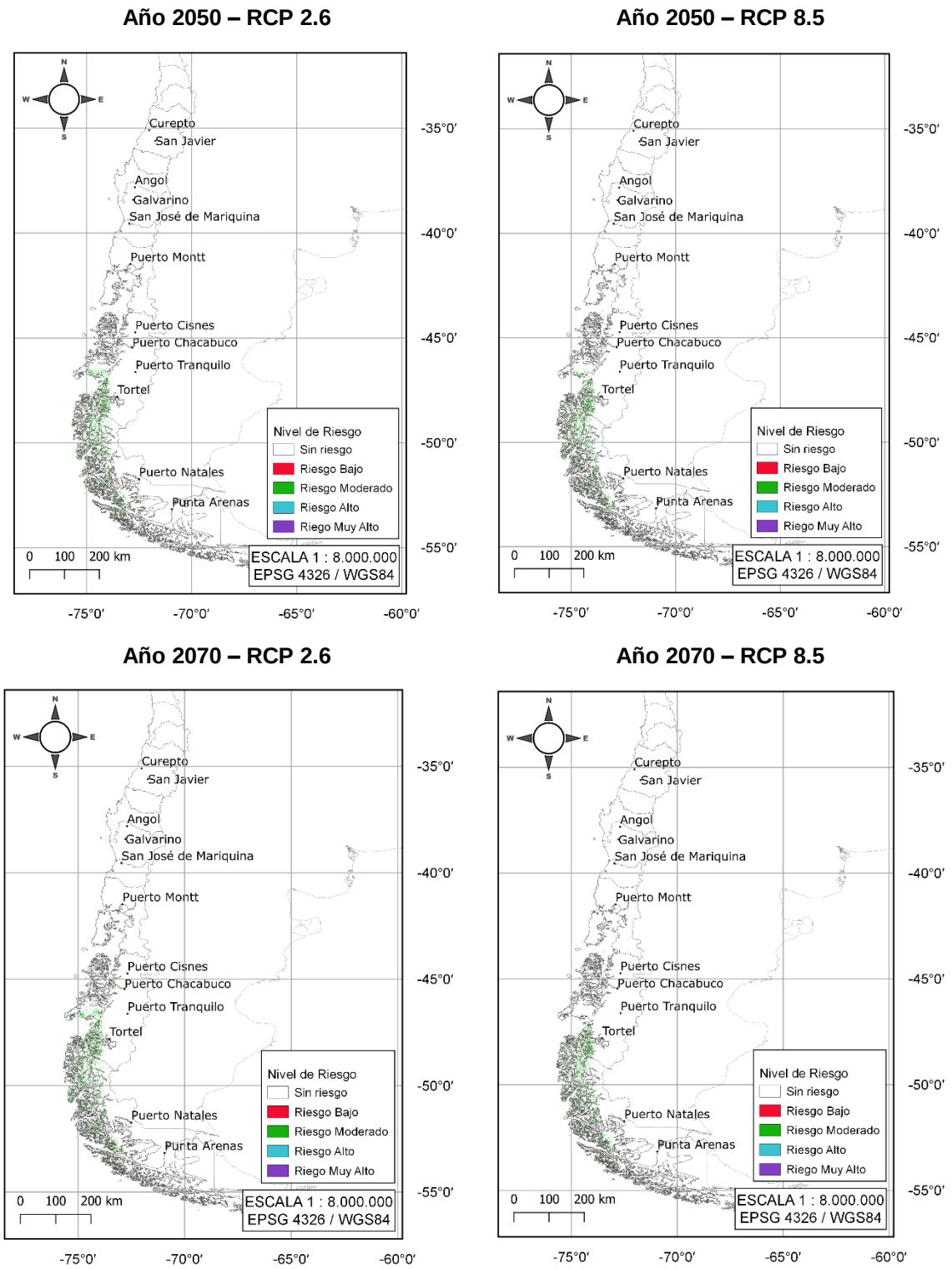
Figura 9. Riesgo actual de introducción y establecimiento de *L. dispar japonica* en los bosques de la Región del Maule, La Araucanía y Los Ríos, Aysén y Magallanes.

En el extremo austral la distribución del riesgo se extiende a lo largo del área archipielágica de la Región de Aysén donde el nivel de riesgo es mayoritariamente moderado, alcanzando niveles altos y muy altos en el área aledaña a Puerto Chacabuco. La distribución del riesgo también incluye parte de la depresión intermedia y de la cordillera andina (Figura 9).

En la Región de Magallanes, la distribución del riesgo disminuye en su extensión y se proyecta principalmente en los archipiélagos, con un nivel de riesgo moderado (Figura 9).

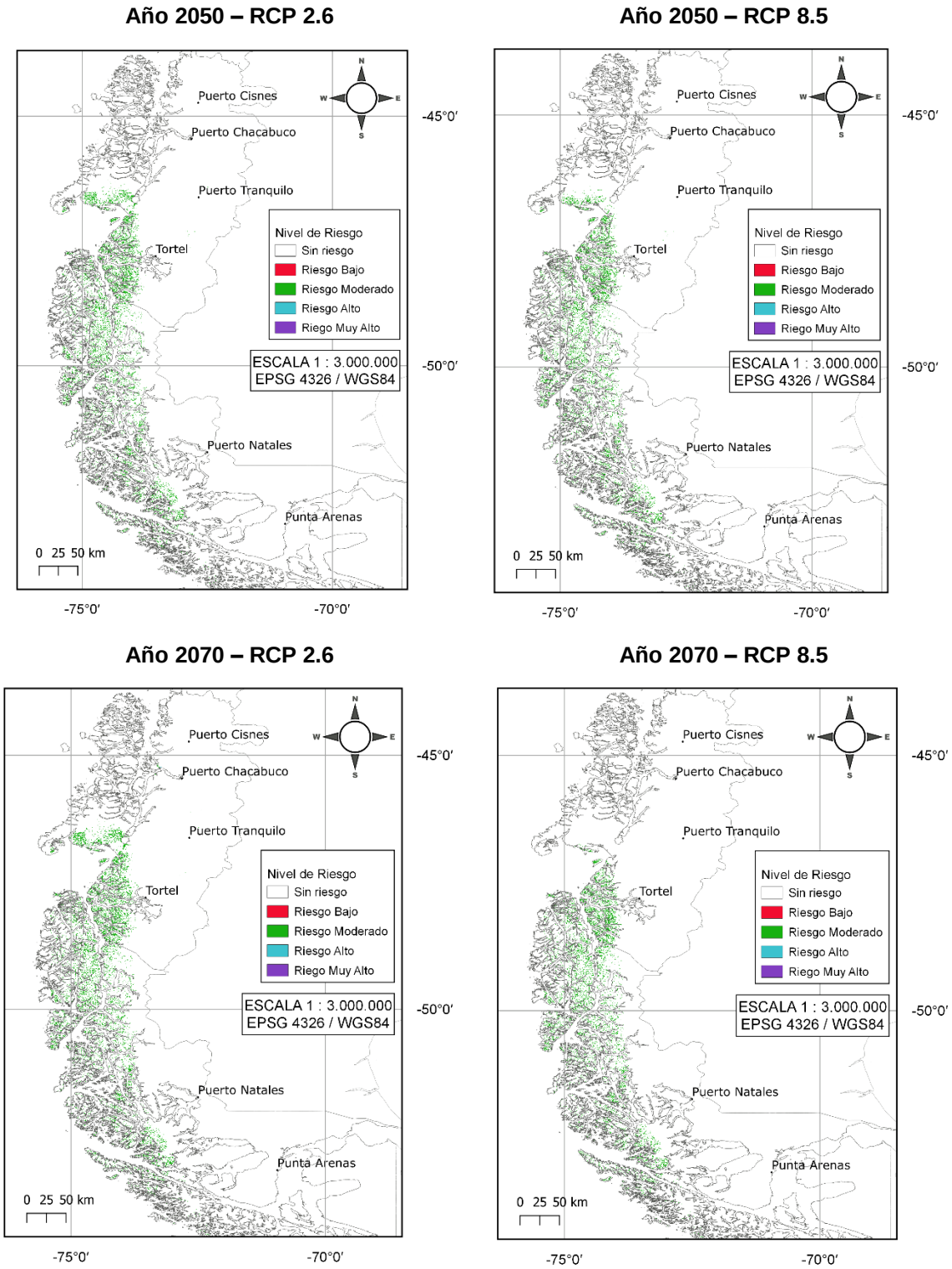
Riesgo futuro

Con respecto al riesgo en los escenarios futuros, se muestra una distribución acotada únicamente a la zona austral, con pequeñas variaciones entre las cuatro predicciones descritas. En estos casos el nivel de riesgo es mayoritariamente moderado y presenta una distribución similar al riesgo actual, sin embargo, se reduce la extensión de este (Figuras 10 y 11).



Fuente: Elaboración propia

Figura 10. Riesgo futuro de introducción y establecimiento de *L. dispar japonica* en bosque chileno a nivel nacional, según escenarios (optimista: RCP 2.6 y pesimista: RCP 8.5) para los años 2050 y 2070.



Fuente: Elaboración propia

Figura 11. Riesgo futuro de introducción y establecimiento de *L. dispar japonica* en los bosques de las regiones de Aysén y Magallanes, según escenarios (optimista: RCP 2.6 y pesimista: RCP 8.5) para los años 2050 y 2070

Riesgo sobre bosque nativo

El riesgo potencial de afectación de bosque nativo se concentra entre las regiones del Maule y Magallanes, con una extensión de 432.941,46 ha de bosque nativo susceptibles de ser afectadas ante un eventual ingreso y establecimiento de *L. dispar japonica* en el escenario actual, lo que corresponde a un 3% de la superficie total de bosque nativo en Chile, 218.022,80 ha en el escenario futuro RCP 2.6 para el año 2050 (1,51% del bosque nativo en Chile), 228.567,57 ha en el escenario futuro RCP 2.6 para el año 2070 (1,59% del bosque nativo en Chile), 196.562,08 ha en el escenario futuro RCP 8.5 para el año 2050 (1,36% del bosque nativo en Chile) y 167.084,63 ha en el escenario futuro RCP 8.5 para el año 2070 (1,16% del bosque nativo en Chile) (Tabla 5).

Tabla 5. Superficie de bosque nativo en riesgo ante ingreso y establecimiento de *L. dispar japonica* bajo distintos escenarios por región susceptible y total.

	Escenarios				
Región	Actual	RCP 2.6 2050	RCP 2.6 2070	RCP 8.5 2050	RCP 8.5 2070
Maule	51,23	0,00	0,00	0,00	0,00
La Araucanía	366,33	0,00	0,00	0,00	0,00
Los Ríos	52,58	0,00	0,00	0,00	0,00
Aysén	367414,28	111851,94	122664,41	91853,77	63471,14
Magallanes	65057,03	106170,86	105903,16	104708,31	103613,49
Total	**432941,46**	**218022,80**	**228567,57**	**196562,08**	**167084,63**

La mayor superficie de bosque nativo en riesgo se proyecta para la Región de Aysén en el escenario actual, en donde se observa un 8,35% en relación a la superficie de bosque nativo total para la región y cuya extensión se reduce en los escenarios futuros (Figura 12). La tendencia se invierte en Magallanes, donde se observa un aumento en el porcentaje de bosque nativo en riesgo en los escenarios futuros en relación a la predicción actual.

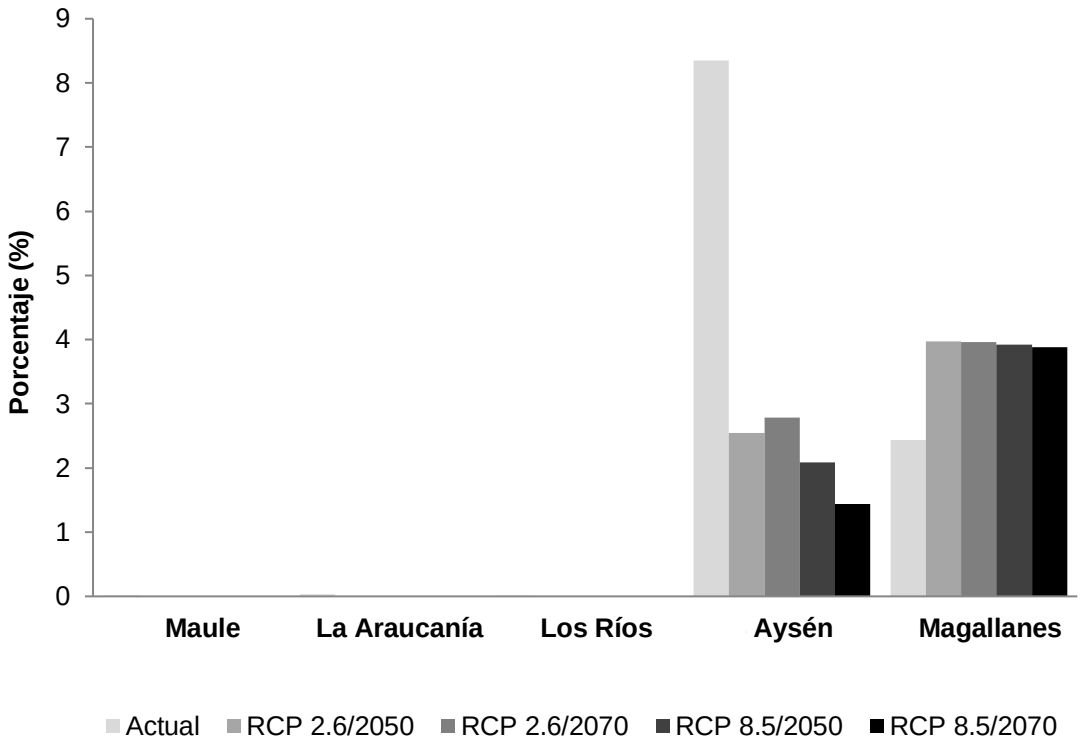


Figura 12. Porcentaje de la superficie regional de bosque nativo en relación a la extensión total en riesgo de ser afectado por *L. dispar japonica*, según el catastro vegetacional actualizado (CONAF, 2017) de acuerdo a los distintos escenarios.

En la Región del Maule existe un riesgo moderado de afectación de *L. dispar japonica* sobre el tipo forestal Esclerófilo únicamente en el panorama actual. En la Región de La Araucanía el potencial daño se observa sólo en el escenario actual y principalmente en el tipo forestal Roble-Raulí-Coihue (*Nothofagus obliqua - N. alpina - N. dombeyi*), con un nivel de riesgo mayoritariamente bajo, fluctuando a moderado en menor medida, seguido por el tipo Esclerófilo, con un nivel de riesgo bajo. En la Región de Los Ríos, la plaga afectaría a los tipos forestales Roble-Raulí-Coihue con un nivel de riesgo mayoritariamente moderado, variando a bajo y sobre el tipo Siempreverde en menor extensión, con un nivel bajo a moderado, en ambos casos, el riesgo se observa únicamente en la predicción actual (Figura 13).

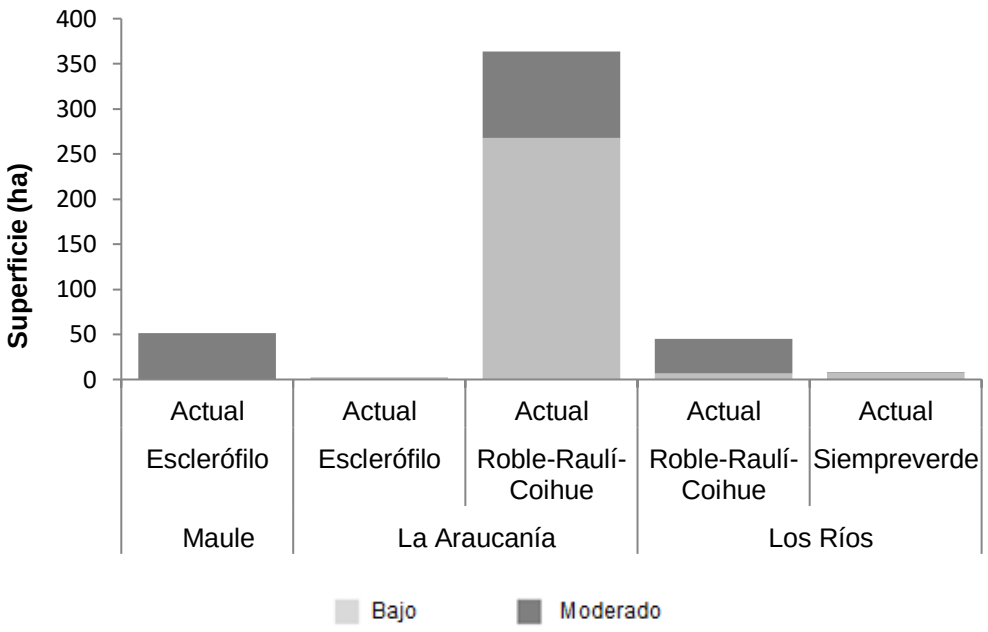


Figura 13. Superficie (ha) de bosque nativo chileno, según tipo forestal, en riesgo de ser afectado ante el potencial ingreso y establecimiento de *L. dispar japonica* en las regiones del Maule, La Araucanía y Los Ríos, según escenario actual.

En la Región de Aysén, el riesgo de afectación de *L. dispar japonica*, se concentra principalmente en los tipos forestales Siempreverde y Coihue de Magallanes (*Nothofagus betuloides*) y en menor grado en los tipos Ciprés de las Guaitecas (*Pilgerodendron uviferum*) y Lenga (*Nothofagus pumilio*). En esta región, la afectación ocurre tanto en el escenario actual como en los futuros, con una disminución en la superficie de bosque nativo susceptible en los escenarios futuros en relación al panorama actual. En los escenarios futuros, se observa además un incremento de la superficie de bosque nativo susceptible en el siguiente orden: escenario RCP 8.5/2070, RCP 8.5/2050, RCP 2.6/2050 y RCP 2.6/2070, que corresponde al escenario futuro más complejo en cuanto a afectación de bosque nativo para los tipos forestales Siempreverde y Coihue de Magallanes. Para el caso de los tipos forestales Lenga y Ciprés de las Guaitecas, la superficie susceptible es similar en las cuatro predicciones futuras (Figura 14).

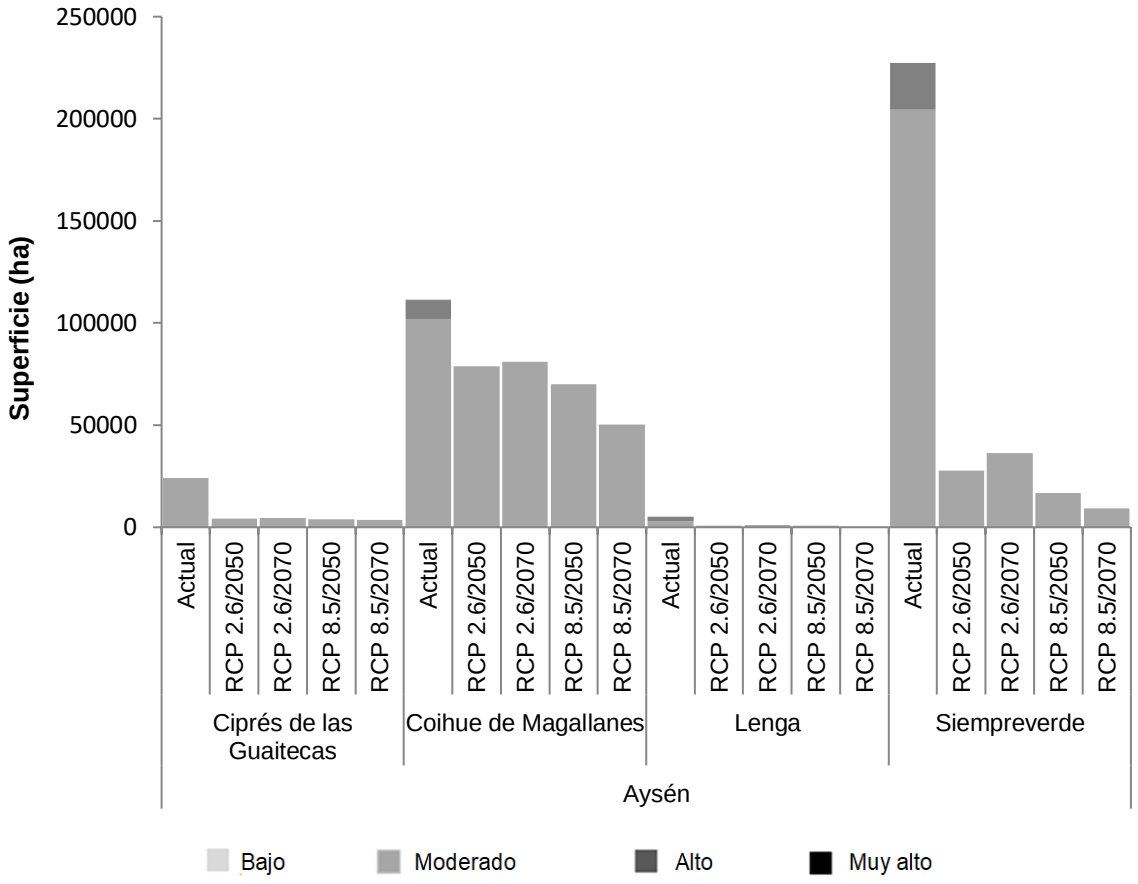


Figura 14. Superficie (ha) de bosque nativo chileno, según tipo forestal, en riesgo de ser afectado ante el potencial ingreso y establecimiento de *L. dispar japonica* en la Región de Aysén, escenario actual y futuros

La tendencia cambia en la Región de Magallanes, donde la superficie en riesgo de afectación es inferior en el panorama actual, incrementándose en los escenarios futuros. En este caso, los tipos forestales en mayor riesgo corresponden a Coihue de Magallanes y Ciprés de las Guaitecas y en menor medida, el tipo Siempreverde y Lenga. Se observa además que no existen variaciones significativas entre los escenarios futuros (Figura 15).

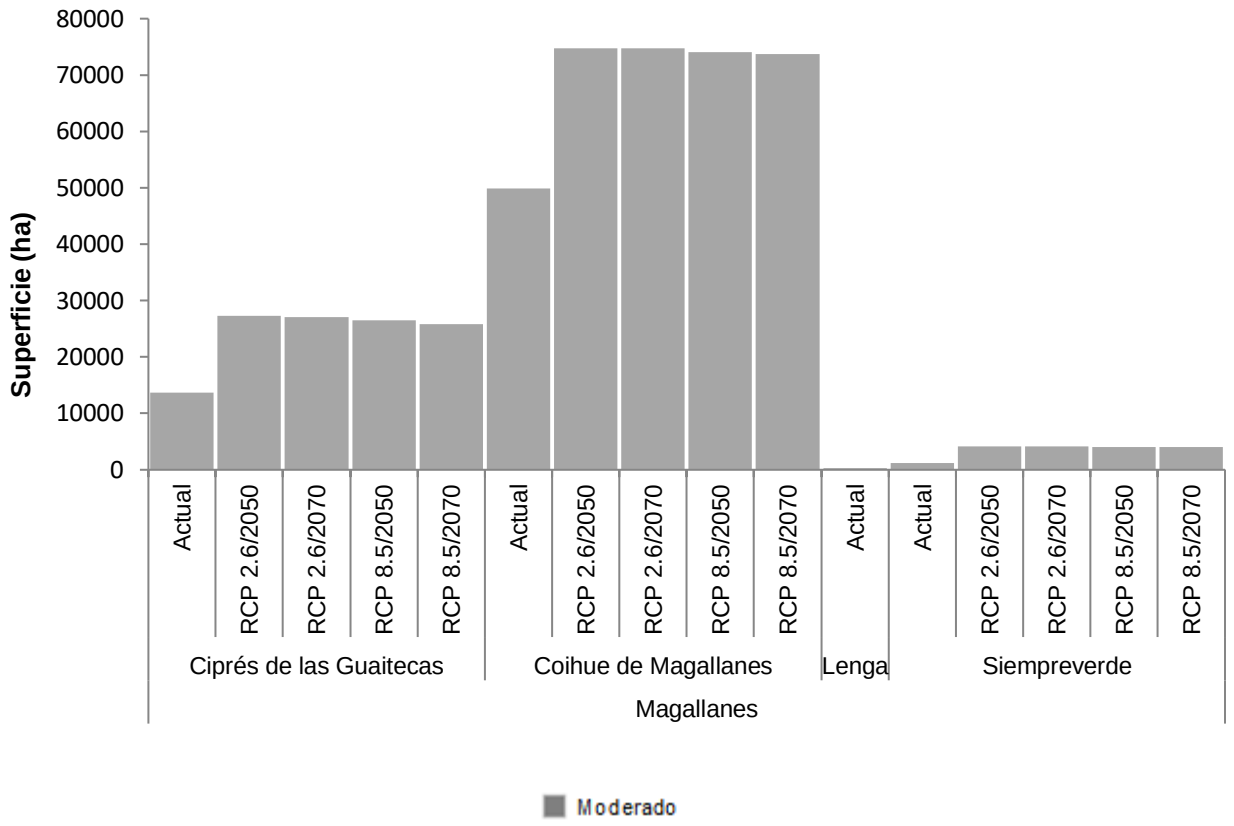


Figura 15. Superficie (ha) de bosque nativo chileno, según tipo forestal, en riesgo de ser afectado ante el potencial ingreso y establecimiento de *L. dispar japonica* en la Región de Magallanes, escenario actual y futuros.

DISCUSIÓN

Este estudio determinó que el hábitat potencial de *L. dispar japonica* se distribuye ampliamente en el territorio austral de Chile, concentrándose en la zona archipielágica y parte de la depresión intermedia de las regiones de Aysén y Magallanes. Adicionalmente, el modelo predice una distribución más acotada y local de la especie en la cordillera de la costa de las regiones del Maule, La Araucanía y Los Ríos. En la proyección para las cuatro predicciones futuras de cambio climático, la distribución del hábitat potencial sufre un desplazamiento hacia el extremo más austral y desaparecen las distribuciones locales acotadas en el centro y sur del país.

El hábitat en el escenario actual y futuro se extiende a lo largo del bioma de bosque templado de latifoliadas y bosque mixto, que coincide con el bioma donde se registró la presencia de la especie en Japón. Este tipo de bosques experimentan un amplio rango de variabilidad en temperatura y precipitaciones (WWF, 2020). La predicción de Peterson *et al*. (2007) para *L. dispar* a nivel global muestra un hábitat potencial para Chile que se extiende desde La Araucanía hasta Magallanes, resultado similar al obtenido en este estudio. En Chile, la predicción del hábitat potencial se extiende mayoritariamente en la ecorregión del bosque templado valdiviano, desde las regiones del Maule, hasta la de Aysén y, en menor medida, en la ecorregión de bosque subpolar magallánico, lo que concuerda con el modelo predictivo de Matsuki *et al*. (2001) quienes indican que las bajas temperaturas y el estrés por frío favorecerían el crecimiento de la polilla, incluso, que esta podría sobrevivir en zonas con temperaturas más bajas que las adecuadas para la raza europea, como las presentes en la mitad norte de Reino Unido. Por el contrario, las altas temperaturas restringirían el crecimiento durante el periodo en el que la polilla no está en diapausa.

El modelo otorgó una buena capacidad predictiva para Chile con un AUC relativamente alto (AUC=0,806). Si bien la capacidad predictiva obtenida es inferior a las informadas recientemente para la especie (Inoue *et al*., 2019; Srivastava *et al*., 2020) en estudios similares donde se modeló, utilizando *Maxent*, la distribución de *L. dispar* en Japón (AUC=0,856) y Canadá (AUC=0,82), es muy próxima.

Con respecto a la construcción del modelo alrededor del 80% de este, es explicado por las variables cobertura de suelo, estacionalidad en la precipitación (BIO 15), temperatura mínima del mes más frío (BIO 6), rango de temperaturas diurnas (BIO 2), precipitación del mes más lluvioso

(BIO 13), temperatura máxima del mes más cálido (BIO 5), altitud y estacionalidad en la temperatura (BIO 4), en orden descendente según su importancia. Estudios similares, concluyeron que el rango de distribución de *L. dispar* en Japón es determinado principalmente por la profundidad máxima de la cubierta de nieve, área del parche de bosque y altitud (Inoue *et al*., 2019), mientras que para la raza asiática, el índice de influencia humana, la precipitación anual (BIO 12) y la estacionalidad en la precipitación (BIO 15), son las variables de mayor importancia en la construcción del modelo (Srivastava *et al*., 2020), en ambos casos, utilizando *Maxent*.

En relación a las predicciones futura de cambio climático, se muestra un desplazamiento de los límites norte y sur de la distribución de *L. dispar japonica* hacia el extremo más austral, con leves variaciones entre ellos. Estudios previos señalan, de igual modo, que el rango de distribución de la polilla gitana se vería modificado como consecuencia del cambio climático, con un evidente desplazamiento hacia los polos (Pitt *et al*., 2007; Vanhanen *et al*., 2007; Régnière *et al*., 2012; Titkina *et al*., 2016; Paini *et al*., 2018). El estrés térmico tiene un importante efecto sobre las especies el que se ve reflejado en variaciones en la mantención y término de la diapausa así como en una adecuada sincronía con sus hospederos (Battisti, 2004). Sin embargo, el efecto del cambio climático sobre la especie puede verse afectado por su capacidad de dispersión y por la presencia de barreras geográficas (Hickilng *et al*., 2006). En el caso de *L. dispar*, este desplazamiento hacia los polos ocurre generalmente debido a cambios que afectan la fase de diapausa y probablemente a la supervivencia invernal de los huevos a bajas temperaturas (Tauber *et al*., 1990; Sharov *et al*., 1999; Veteli *et al*., 2005).

El nivel de riesgo actual de introducción y establecimiento de la PGRA en Chile, en general mostró ser moderado, con nivel alto y muy alto en la región de Aysén, en zonas próximas a Puerto Chacabuco, lugar de potencial ingreso de la plaga mediante embarcaciones infestadas con masas de huevos. Heit *et al*. (2014) plantea que para Chile, el riesgo potencial de establecimiento de la especie contemplaría el área mediterránea húmeda y perhúmeda del centro y sur de Chile. Cabe señalar que existen diferencias metodológicas en cuanto al tipo de modelo y escala que podrían generar divergencia en los resultados. Para los escenarios futuros, el riesgo disminuiría tanto en extensión como en intensidad.

Como se mencionó anteriormente, a nivel mundial la dispersión de la PGRA ocurre principalmente por el transporte involuntario de masas de huevos, propiciado por el incremento del comercio global (Tobin *et al.*, 2012), existiendo varias vías de ingreso y dispersión posible (MAF, Biosecurity

New Zealand, 2008). Chile constituye una economía abierta y ello trae consigo un aumento del riesgo de ingreso de esta plaga, en especial por vías marítimas (SAG, 2012; 2018), donde ya se ha interceptado material inmaduro (masas de huevos). En este contexto, si bien el modelo de distribución no consideró como zona de riesgo a la Región de Valparaíso ni a los puertos de la Región del Biobío, quizás porque no se dan las condiciones ecológicas para su desarrollo, no se puede descartar que la plaga pudiera ingresar por el puerto y luego desplazarse mecánicamente por vías terrestres o aéreas de manera involuntaria, hacia zonas más frías, favorables para su desarrollo y superviviencia, como el sur. Esto último, fundamentado en que el estado de huevo tiene tres fases de desarrollo: prediapausa, diapausa y post diapausa, de días o meses de duración, dependiendo de las condiciones ambientales (Gray *et al.*, 2001), que abre una ventana de propagación amplia. En este estado biológico (huevo) no necesita alimentarse y puede mantenerse sólo con condiciones ambientales favorables (por ejemplo, en un embalaje) hasta avanzar en su desarrollo hasta el estado adulto, teniendo entonces la capacidad de vuelo hacia un hospedero adecuado. Por lo anterior, es necesario continuar reforzando las inspecciones en dicho puerto a pesar que el modelo no lo haya considerado como área de riesgo, en dichas condiciones ecológicas pues sí lo es si se desplazara la plaga en ese estado de desarrollo en particular, vía transporte mecánico. Del mismo modo, la vigilancia fitosanitaria debe concentrar los esfuerzos en todos los puertos en donde arriben navíos internacionales.

El bosque nativo chileno en riesgo potencial de ser afectado por *L. dispar japonica* representa 432.941,46 ha para el escenario actual entre las regiones del Maule y Magallanes, superficie que disminuye cerca del 50% en los escenarios futuros, en donde la mayor extensión en riesgo se proyecta para el año 2070 con un RCP 2.6, en contraposición del escenario RCP 8.5 para el año 2070 donde se observa la menor superficie en riesgo de ser dañada. Se proyecta que para el escenario de cambio climático RCP 2.6 ocurrirá un incremento en 0,5°C en la zona sur de Chile y una reducción en las precipitaciones en un 5%, mientras que para el escenario RCP 8.5, la temperatura aumentará en 1°C y la precipitación disminuirá en un 15% (DMC, 2013; MMA, 2014) variables críticas para la especie, especialmente en los estados larvarios que presentan estrictos requerimientos ambientales, razón por la cual se observa un desplazamiento hacia el extremo más austral de Chile. Variaciones en las condiciones ambientales tienen un serio impacto sobre la biología y la historia de vida de los insectos (Mirhosseini *et al*., 2017), el particular, la temperatura, ha sido considerada como un factor clave en su sobrevivencia, reproducción, movilidad y desarrollo (Rebaudo & Rabhi, 2018).

En la Región de Aysén, se observa como efecto del cambio climático, no tan solo un desplazamiento del hábitat potencial hacia los polos, sino que también una reducción en la superficie de afectación del bosque nativo, a medida que el escenario se torna más crítico (RCP 8.5). Esta tendencia no se observa a escala temporal para los escenarios RCP 2.6 en la Región de Aysén, en donde ocurre un incremento de la superficie en riesgo de afectación por la plaga para el año 2070, en relación a la extensión predicha para el 2050. Esto podría ser explicado por un mayor desplazamiento del hábitat potencial a zonas cuya cobertura de suelo corresponda a bosque nativo en el escenario RCP 2.6/2070 en comparación al escenario RCP 2.6/2050.

Para el caso de la Región de Magallanes, la superficie en riesgo se incrementa con el cambio climático, como respuesta al desplazamiento del hábitat potencial de la especie hacia el extremo austral. A pesar de que la superficie en riesgo en las cuatro predicciones futuras es superior a la actual, los tipos forestales Ciprés de las Guaitecas y Coihüe de Magallanes muestran una reducción en la extensión del riesgo a medida que se incrementa la concentración de GEI y para el año 2070 en relación al año 2050, mientras que para el caso del tipo Siempreverde, las cuatro predicciones se mantienen relativamente estables.

Los tipos forestales más afectados corresponden al tipo Siempreverde y Coihue de Magallanes en la Región de Aysén con una extensión que supera las 200 mil y 100 mil hectáreas, respectivamente en el escenario actual y con una drástica reducción en la superficie de afectación en los escenarios futuros para el caso del tipo Siempreverde. En el escenario actual y los futuros, el riesgo de afectación sobre estos tipos forestales es mayoritariamente moderado. En ambos casos, la especie dominante pertenece al género *Nothofagus* el cual ha sido descrito como susceptible de ser afectado por esta plaga forestal (Kay *et al*., 2002). Sin embargo, es necesario evaluar la capacidad de adaptación de *L. dispar japonica* para completar su desarrollo en las distintas especies arbóreas del bosque nativo chileno con el fin de conocer el impacto que esta plaga podría tener sobre otras especies potencialmente hospedantes para la PGRA. En el tipo forestal Coihue de Magallanes, el Coihue de Magallanes (*N. betuloides)* corresponde a la especie dominante, mientras que en el tipo Siempreverde, la representación de su estrato superior o intermedio está dado por la asociación de las especies Coihue (*Nothofagus dombeyi*), Coihue de Chiloé (*Nothofagus nitida*) y Coihue de Magallanes (*N. betuloides)*, entre otras (Ministerio de Agricultura, 1980)

CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio muestran que Chile presenta características de acceso y ecológicas propicias para la introducción y el establecimiento de *L. dispar japonica* entre las regiones del Maule y Magallanes. De acuerdo al modelo el mayor riesgo se concentra en la Región de Aysén, en las cercanías de puerto Chacabuco, sitio de desembarque de navíos provenientes de otros países, coincidiendo con intercepciones anteriores. A pesar de encontrar zonas con riesgo alto a muy alto en el escenario actual, éstas son acotadas, predominando un nivel de riesgo moderado. El efecto del cambio climático se ve reflejado en una reducción de la superficie de bosque nativo en riesgo de ser dañado, junto con un desplazamiento hacia la zona más austral del territorio chileno. Los principales bosques afectados corresponden a los de Coihue de Magallanes (*N. betuloides*) y asociaciones de las especies Coihue *(N. dombeyi)* y Coihue de Chiloé (*N. nítida*), sin embargo, es necesario realizar bioensayos que permitan evaluar la capacidad de adaptación de *L. dispar japonica* para completar su desarrollo en la vegetación del bosque nativo chileno para conocer el real impacto de la plaga sobre éste. Cabe indicar que si bien el modelo define la zona sur del país como de riesgo, la evidencia empírica (intercepción en puerto) y las características biológicas de la plaga demuestra que una posible vía de ingreso corresponde al puerto de Valparaíso y a los presentes en la Región del Biobío, por lo que las actuales inspecciones deberían seguir enfocándose en esta línea de detección a fin de proteger los bosques nativos.

Este estudio entrega información relevante para entender el eventual impacto de esta plaga en Chile y adoptar medidas tendientes a evitar el ingreso de la especie al país, principalmente en las zonas que han sido descritas como hábitat potencial y de este modo, impedir el daño sobre el patrimonio ecológico del bosque nativo chileno.

Del mismo modo, es importante conocer el comportamiento de la especie bajo condiciones de cambio climático, con el fin de anticipar variaciones en su comportamiento como plaga. Si bien en este estudio se asume que las condiciones de la cobertura de suelo no van a cambiar para los años 2050 y 2070, se puede conocer una aproximación respecto a la respuesta de *L. dispar japonica* ante un alza en la temperatura global, que como se expone en los escenarios presentados, sería desfavorable para el desarrollo de la plaga, pero beneficioso respecto a la conservación del bosque nativo.

BIBLIOGRAFÍA

1. ANDRADE, G. Y CASTRO, L. 2012. Degradación, pérdida y transformación de la biodiversidad continental en Colombia. Invitación a una interpretación socioecológica. Ambiente y Desarrollo XVI(30):53-71.

2. ARROYO, M., MARQUET, P., MARTICORENA, C., SIMONETTI, J., CAVIERES, I., SQUEO, F., ROZZI, R. Y MASSARDO, F. 2008. El hotspot chileno, prioridad mundial para la conservación. Diversidad de Chile: patrimonios y desafíos. En: CONAMA (eds). Biodiversidad de Chile, patrimonio y desafíos. 2ª ed. Santiago, Chile, Ocho Libros Editores. pp. 94-97.

3. BATTISTI, A. 2004. Forests and climate change–lessons from insects. Forest 1(1):17-24.

4. BECERRA, J., ROMERO, U., RAMÍREZ, A. Y BECERRA, J. 2016. Revisión de las técnicas para el modelado de la distribución de las especies. Revista Científica Biológico Agropecuaria Tuxpan 5(7):1514-1525.

5. BELL, R. 1996. Manipulation of diapause in the gypsy moth, *Lymantria dispar* L., by application of KK-42 and precocious chilling of eggs. Journal of Insect Physiology 42(6):557–563.

6. CAMPBELL, R. 1978. Some effects of gypsy moth density on the rate of development, pupation time, and fecundity. Annals of Entomological Society of America 71:442–448.

7. CASAGRANDE, R., LOGAN, P. AND WALLNER, W. 1987. Phenological model for gypsy moth, *Lymantria dispar* (Lepidoptera: Lymantriidae), larvae and pupae. Environmental Entomology 16(2):556–562.

8. CHEN, F., LUO, Y., KEENA, M., WU, Y., WU, P. AND SHI, J. 2016. DNA barcoding of gypsy moth from China (Lepidoptera: Erebidae) reveals new haplotypes and divergence patterns within gypsy moth subspecies. Journal of Economic Entomology 109:366–374.

9. CONVENCIÓN INTERNACIONAL DE PROTECCIÓN FITOSANITARIA (CIPF). 2020. [en línea] <https://www.ippc.int/es/about/overview> [consulta: 01 junio 2020]

10. CORPORACIÓN NACIONAL FORESTAL (CONAF). 2017. Superficie de uso de suelo regional (actualizado 2017). [en línea] <https://www.conaf.cl/nuestros-bosques/bosques-en-chile/catastro-vegetacional/> [consulta: 10 abril 2020]

11. CRUZ-CÁRDENAS, G., VILLASEÑOR, J., LÓPEZ-MATA, L., MARTÍNEZ-MEYER, E. Y ORTIZ, E. 2014. Selección de predictores ambientales para el modelado de la distribución de especies en maxent. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente 20(2):187-201.

12. DALE, V., JOYCE, L., MCNULTY, S., NEILSON, R., AYRES, M., FLANNIGAN, M., HANSON, P., IRLAND, L., LUGO, A., PETERSON, C., SIMBERLOFF, D., SWANSON, F., STOCKS, B. AND WOTTON, B. 2001. Climate change and forest disturbance. BioScience 51(9):723–34.

13. DIRECCIÓN METEREOLÓGICA DE CHILE (DMC). 2013. Resumen: Análisis de los resultados Convenio Alta Dirección Pública, Director, Dirección Meteorológica de Chile, Objetivo N°3. Dirección Meteorológica de Chile, Chile.

14. EDMONDS, R., AGEE, J. AND GARA, R. 2000. Forest health and protection. Illinois, USA, McGraw-Hill Companies. 630p.

15. FAO. 2019. Glosario de términos fitosanitarios. Norma internacional para medidas fitosanitarias nº5. Roma. Publicado por la FAO en nombre de la Secretaría de la Convención Internacional de Protección Fitosanitaria (CIPF). Roma, Italia. 38p.

16. GARA, R. 2010. Chile forestal y las plagas de insectos. En: LANFRANCO, D. Y RUIZ, C. (eds). Entomología Forestal en Chile. Valdivia, Chile, Ediciones Universidad Austral de Chile. pp. 47-67.

17. GARCÍA, N. Y ORMÁZABAL, C. 2008. Árboles Nativos de Chile. Santiago, Chile, Enersis S.A. 196p.

18. GRAY, D., LOGAN, J., RAVLIN, F. AND CARLSON, J. 1991. Toward a model of gypsy moth egg phenology: using respiration rates of individual eggs to determine temperature-time requirements of prediapause development. Environmental Entomology 20(6):1645–1652.

19. GRAY, D., RAVLIN, F., RÉGMÈRE, J. AND LOGAN, J. 1995. Further advances toward a model of gypsy moth (*Lymantria dispar* (L.)) egg phenology: respiration rates and thermal responsiveness during diapause, and age-dependent developmental rates in postdiapause. Journal of Insect Physiology 41(3):247–256.

20. GRAY, D., RAVLIN, F. AND BRAINE, J. 2001. Diapause in the gypsy moth: a model of inhibition and development. Journal of Insect Physiology 47:173–184.

21. GUETTÉ, A., GODET, L., JUIGNER, M. AND ROBIN, M. 2018. Worldwide increase in artificial light at night around protected areas and within biodiversity hotspots. Biological Conservation 223:97–103.

22. GUISAN, A. AND ZIMMERMANN, N. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological Modelling 135:147-186.

23. HAACK, R. AND BYLER, J. 1993. Insects and pathogens: regulators of forest ecosystems. Journal of Forestry 95:11-15.

24. HEIT, G., IRIBARNE, A., SIONE, W., ACEÑOLAZA, P. Y CORTESE, P. 2014. Análisis espacial del riesgo de establecimiento de *Lymantria dispar* en bosques nativos de Sudamérica. Bosque 35(2):241-249.

25. HICKLING, R., ROY, D. B., HILL, J. K., FOX, R. AND THOMAS, C. D. 2006. The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. Global Change Biology 12(3):450-455.

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

27. HONEK, A. 1996. Geographical variation in thermal requirements for insect development. European Journal of Entomology 93:303–312.

28. HOUGH, J. AND PIMENTEL, D. 1978. Influence of host foliage on development, survival, and fecundity of the gypsy moth. Environmental Entomology 7:97–102.

29. HUMBLE, L. AND STEWART, A. 1994. Forest pest leaflet: gypsy moth Canadian Forest Service, Natural Resources Canada, Burnaby, BC. [en línea] <http://www.pfc.cfs.nrcan.gc.ca/cgi-bin/bstore/catalog_e.pl?catalog=3456>

30. INOUE, M. N., SUZUKI-OHNO, Y., HAGA, Y., AARAI, H., SANO, T., MARTEMYANOV, V. V. AND KUNIMI, Y. 2019. Population dynamics and geographical distribution of the gypsy moth, *Lymantria dispar*, in Japan. Forest Ecology and Management 434:154-164.

31. IWAIZUMI, R., ARAKAWA, K. AND KOSHIO, C. 2010. Nocturnal flight activities of the female Asian gypsy moth, *Lymantria dispar* (Linnaeus) (Lepidoptera: Lymantriidae). Applied Entomology and Zoology 45:121–128.

32. JAROSIK, V. AND HONEK, A. 2007. Sexual differences in insect development time in relation to sexual size dimorphism. In: FAIRBAIRN, D.J., BLANCKENHORN, W.U. AND SZE´KELY, T. (eds.). Sex, size and gender roles: evolutionary studies of sexual size dimorphism. Oxford, United Kingdom, Oxford University Press. pp. 205–211.

33. JOHNSON, W. AND LYON, H. 1994. Insects that feed on trees and shrubs. Ithaca and London, Cornell University Press. 560p.

34. KAY, M., MATSUKI, M., SERIN, J. AND SCOTT, J. 2002. A risk assessment of the Asian gypsy moth to key elements of the New Zealand flora. New Zealand, Forest Health Collaborative Report. 32p.

35. KEENA, M. 2015. Inheritance and world variation in thermal requirements for egg hatch in *Lymantria dispar* (Lepidoptera: Erebidae). Environmental Entomology 45:1–10.

36. KEENA, M., CÔTÉ, M-J., GRINBERG, P. AND WALLNER, W. 2008. World distribution of female flight and genetic variation in *Lymantria dispar* (Lepidoptera: Lymantriidae). Environmental Entomology 37(3):636-649.

37. LEONARD, D. 1968. Diapause in the gypsy moth. Journal of Economic Entomology 61:596–598.

38. LEONARD, D. 1974. Recent developments in ecology and control of the gypsy moth. Annual Review of Entomology 19: 197–229.

39. LIEBHOLD, A., GOTTSCHALK, K., MUZIKA, R., MONTGOMERY, M., YOUNG, R., O'DAY, K. AND KELLEY, B. 1995. Suitability of North American tree species to the gypsy moth: a summary of field and laboratory tests. USDA Forest Service General Technical Reports 211:1–34.

40. LIEBHOLD, A., ELKINTON, J. AND WILLIAMS, D. 2000. What causes outbreaks of the gypsy moth in North America? Population Ecology 42(3):257-266.

41. LIMBU, S., KEENA, M., CHEN, F., COOK, G., NADEL, H. AND HOOVER, K. 2017. Effects of temperature on development of *Lymantria dispar asiatica* and *Lymantria dispar japonica* (Lepidoptera: Erebidae). Environmental Entomology 46(4):1012-1023.

42. LOGAN, J., RÉGNIÈRE, J. AND POWELL, J. 2003. Assessing the impacts of global warming on forest pest dynamics. Frontiers in Ecology and the Environmental 1(3):130-137.

43. LOWE, S., BROWNE, M., BOUDJELAS, S. AND DE POORTER, M. 2000. 100 of the world´s worst invasive alien species, a selection from the global invasive species database. Auckland, New Zealand, Invasive Species Specialist Group. 12p.

44. MAF BIOSECURITY NEW ZEALAND. 2008. Pest risk analysis for six moth species: Lessons for the biosecurity system on managing hitchhiker organisms. Wellington, New Zealand, Ministry of Agriculture and Forestry. 419p.

45. MATEO, R., FELICÍSIMO, A. Y MUÑOZ, J. 2011. Modelos de distribución de especies: una revisión sintética. Revista Chilena de Historia Natural 84:217-240.

46. MATSUKI, M., KAY, M., SERIN, J., FLOYD, R. AND SCOTT, J. K. 2001. Potential risk of accidental introduction of Asian gypsy moth *(Lymantria dispar*) to Australasia: effects of climatic conditions and suitability of native plants. Agricultural and Forest Entomology 3(4):305-320.

47. MINISTERIO DE AGRICULTURA. 1980. Decreto 259, Reglamento del decreto Ley 701, de 1974, sobre fomento forestal, noviembre 1980. 6p.

48. MIRHOSSEINI, M. A., FATHIPOUR, Y. AND REDDY, G. V. 2017. Arthropod development's response to temperature: a review and new software for modeling. Annals of the Entomological Society of America 110(6):507-520.

49. MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE (MMA). 2014. Plan Nacional de adaptación al cambio climático. Ministerio Del Medio Ambiente, Santiago, Chile.

50. MOSS, R. H., EDMONDS, J. A., HIBBARD, K. A., MANNING, M. R., ROSE, S. K., VAN VUUREN, D. P. AND MEEHL, G. A. 2010. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. Nature 463(7282):747-756.

51. MYERS, N., MITTERMEIER, R., MITTERMEIER, C., DA FONSECA, G. AND KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403:853-858.

52. PAINI, D. R., MWEBAZE, P., KUHNERT, P. M. AND KRITICOS, D. J. 2018. Global establishment threat from a major forest pest via international shipping: *Lymantria dispar*. Scientific Reports 8(1):1-7.

53. PANEL INTERGUBERNAMENTAL DE CAMBIO CLIMÁTICO. 2014. Cambio climático 2014, informe de síntesis, resumen para responsables de políticas. Ginebra, Suiza. 33p.

54. PETERSON, A., SOBERÓN, J., PEARSON, R., ANDERSON, R., MARTÍNEZ-MEYER, E., NAKAMURA, M. AND BASTOS, M. 2011. Ecological niches and geographic distributions. New Jersey, United Kingdmon, Princeton university press. 328p.

55. PETERSON, A., WILLIAMS, R. AND CHEN, G. 2007. Modeled global invasive potential of Asian gypsy moths, *Lymantria dispar*. Entomologia Experimentalis et Applicata 125:39-44.

56. PITT, J. P. W., RÉGNIÈRE, J. AND WORNER, S. 2007. Risk assessment of the gypsy moth, *Lymantria dispar* (L), in New Zealand based on phenology modelling. International Journal of Biometeorology 51(4):295-305.

57. POGUE, M. AND SCHAEFER, P. 2007. A review of selected species of Lymantria Hübner (1819) including three new species (Lepidoptera: Noctuidae: Lymantriinae) from subtropical and temperate regions of Asia, some potentially invasive to North America. USA, Forest Health Technology Enterprise Team. 221p.

58. REBAUDO, F. AND RABHI, V. B. 2018. Modeling temperature-dependent development rate and phenology in insects: review of major developments, challenges, and future directions. Entomologia Experimentalis et Applicata 166(8):607-617.

59. RÉGNIÈRE, J., ST-AMANT, R. AND DUVAL, P. 2012. Predicting insect distributions under climate change from physiological responses: spruce budworm as an example. Biological Invasions 14(8):1571-1586.

60. SANDOVAL, A. 2019. Vigilancia para la detección de *Lymantria dispar* (Lepidoptera: Erebidae: Lymantriinae) en Chile [diapositivas]. Sub Departamento de Vigilancia y Control de Plagas Forestales, Departamento Sanidad Vegetal, División Protección Agrícola y Forestal, Servicio Agrícola y Ganadero. Chile. [en línea] <https://www.cpf.cl/wp-content/uploads/2019/07/1_Vigilancia-deteccion-Lymantria-dispar.pdf>

61. SHAROV, A., PIJANOWSKI, B., LIEBHOLD, A. AND GAGE, S. 1999. What affects the rate of gypsy moth (Lepidoptera: Lymantriidae) spread: winter temperature or forest susceptibility? Agricultural and Forest Entomology 1(1):37–45.

62. SERVICIO AGRÍCOLA Y GANADERO (SAG). 2018. Presión de ingreso a Chile de plagas forestales en medios de transporte marítimo: los casos de la polilla gitana asiática (PGRA) – *Lymantria dispar asiatica* Vnukovskij, 1926 y *Lymantria dispar japonica* Motschulsky, 1860, Lepidoptera, Erebidae, y de la polilla ecuatoriana *Thyrinteina arnobia* Stoll, 1782, Lepidoptera, Geometridae. Santiago, SAG. 20p.

63. SERVICIO AGRÍCOLA Y GANADERO (SAG). 2011. Análisis de riesgo de plagas para polilla gitana raza asiática (*Lymantria dispar asiatica* Vnukovskij, y *Lymantria dispar japonica* (Motschulsky)) (Lepidoptera, Lymantriidae) en naves procedentes de Asia. Santiago, Chile Ministerio de Agricultura. 22p.

64. SOBERÓN, J. AND PETERSON, T. 2005. Interpretation of model of fundamental niches and species distributional areas. Biodiversity Informatics 2:1-10.

65. SRIVASTAVA, V., GRIESS, V. C. AND KEENA, M. A. 2020. Assessing the potential distribution of Asian gypsy moth in Canada: A comparison of two methodological approaches. Scientific Reports 10(1):1-10.

66. TAUBER, M., TAUBER, C., RUBERSON, J., TAUBER, A. AND ABRAHAMSON, L. 1990. Dormancy in *Lymantria dispar* (Lepidoptera: Lymantriidae): analysis of photoperiodic and thermal responses. Annals of the Entomological Society of America 83(3):494–503.

67. TITKINA, S.N., POPOV, I.O., SEMENOV, S.M. AND YASJUKEVICH, V.V. 2016. Changes in distribution in Russia and neighboring countries of gipsy moth and nun moth (*Lymantria dispar* l. and *Lymantria monacha* l., Lymantriidae, Lepidoptera) due to observed climate change and projected ones for xxi century. [Izmeneniye rasprostraneniya v Rossii i sosednikh stranakh neparnogo shelkopryada i Shelkopryada-monashenki (*Lymantria dispar* L. i *Lymantria monacha* L., Lymantriidae, Lepidoptera) pod vliyaniyem nablyudayemogo i ozhidayemogo v XXI veke izmeneniya klimata]. The Problems of Ecological Monitoring and Modeling of Ecosystems 25:375–394.

68. TELLERÍA, J. 2013. Pérdida de biodiversidad. Causas y consecuencias de la desaparición de las especies. Memorias de la Real Sociedad Española de Historia Natural 10:13-26.

69. TOBIN, P., BAI, B., EGGEN, D. AND LEONARD, D. 2012. The ecology, geopolitics, and economics of managing *Lymantria dispar* in the United States. International Journal of Pest Management 58:195-210.

70. VANHANEN, H., VETELI, T. O., PAIVINEN, S., KELLOMAKI, S. AND NIEMELA, P. 2007. Climate change and range shifts in two insect defoliators: gypsy moth and nun moth, a model study. Silva Fennica 41(4):621.

71. VETELI, T. O., LAHTINEN, A., REPO, T., NIEMELÄ, P. AND VARAMA, M. 2005. Geographic variation in winter freezing susceptibility in the eggs of the European pine sawfly (*Neodiprion sertifer*). Agricultural and Forest Entomology 7(2):115–120.

72. WALLACE, S. 1999. *Lymantria dispar* L. Gypsy moth. Ottawa, Plant Health Survey Unit. s/p.

73. WALLNER, W., HUMBLE, L., LEVIN, R., BARANCHIKOV, Y. AND CARDE, R. 1995. Response of adult lymantriid moths to illumination devices in the Russian far east. Journal of Economic Entomology 88:337-342.

74. WORLDCLIM. 2020. Bioclimatic variables. [en línea] <https://worldclim.org/data/bioclim.html> [consulta: 3 abril 2020]

75. WORLD WILDLIFE FOUD (WWF). 2020. Temperate broadleaf and mixed forests. [en línea] <https://www.worldwildlife.org/biomes/temperate-broadleaf-and-mixed-forests> [consulta: 12 abril 2020].

76. WORLD WILDLIFE FOUD (WWF). 2016. Informe Planeta vivo 2016: Riesgo y resiliencia en una nueva era. 21p. [en línea]. <https://www.wwf.es/nuestro_trabajo_/informe_planeta_vivo/>.

77. ZLOTINA, M., MASTRO, V., ELKINTON, J. AND LEONARD, D. 1999. Dispersal tendencies of neonate larvae of *Lymantria mathura* and the Asian form of *Lymantria dispar* (Lepidoptera: Lymantriidae). Environmental Entomology 28:240-245.

78. ZHAO, Y.; FENG, D., YUA, L., WANG, X., CHEN, Y., HERNÁNDEZ, H. J., GALLEGUILLOS, M., ESTADES, C., BIGING, G., RADKE, J. AND GONG, P. 2016. Detailed dynamic land cover mapping of Chile: accuracy improvement by integrating multi-seasonal land cover data. Remote Sensing of Environment 183:170–185.

APÉNDICE

Tabla 1. Superficie de tipo forestal en riesgo potencial ante ingreso y establecimiento de *L. dispar japonica* por región, escenario y nivel de riesgo y porcentaje de tipo forestal en riesgo en relación a superficie total de tipo forestal por región.

Región	Tipo Forestal	Escenario	Nivel Riesgo	Superficie en Riesgo (ha)	Porcentaje Tipo Forestal en Riesgo
Maule	Esclerófilo	Actual	3	51,23	0,10
Araucanía	Esclerófilo	Actual	2	2,76	0,43
	Roble-Raulí-Coihue	Actual	2	267,98	0,06
			3	95,59	0,02
Los Ríos	Roble-Raulí-Coihue	Actual	2	6,46	0,00
			3	38,70	0,02
	Siempreverde	Actual	2	7,37	0,00
			3	0,04	0,00
Aysén	Ciprés de las Guaitecas	Actual	3	23428,60	14,70
			4	505,62	0,32
		RCP2.6/50	3	4365,08	2,74
		RCP2.6/70	3	4638,35	2,91
		RCP8.5/50	3	3998,13	2,51
		RCP8.5/70	3	3700,87	2,32
	Coihue de Magallanes	Actual	3	101991,00	10,86
			4	9159,05	0,98
			5	84,38	0,01
		RCP2.6/50	3	78866,40	8,40
		RCP2.6/70	3	80688,40	8,59
			4	15,59	0,00
		RCP8.5/50	3	70150,40	7,47
		RCP8.5/70	3	50378,20	5,36
	Lenga	Actual	3	3123,01	0,22
			4	1973,99	0,14
		RCP2.6/50	3	899,76	0,06
		RCP2.6/70	3	1122,46	0,08
		RCP8.5/50	3	804,34	0,06
		RCP8.5/70	3	147,62	0,01
	Siempreverde	Actual	2	88,94	0,00
			3	204374,00	10,76
			4	22482,70	1,18
			5	202,99	0,01
		RCP2.6/50	3	27720,70	1,46

		RCP2.6/70	3	35939,20	1,89
			4	260,42	0,01
		RCP8.5/50	3	16900,90	0,89
		RCP8.5/70	3	9244,45	0,49
Magallanes	Ciprés de las Guaitecas	Actual	3	13637,70	3,61
		RCP2.6/50	3	27308,00	7,23
		RCP2.6/70	3	27051,80	7,17
		RCP8.5/50	3	26513,50	7,02
		RCP8.5/70	3	25794,20	6,83
	Coihue de Magallanes	Actual	3	49938,60	5,37
		RCP2.6/50	3	74729,30	8,04
		RCP2.6/70	3	74717,80	8,04
		RCP8.5/50	3	74113,80	7,97
		RCP8.5/70	3	73770,80	7,94
	Lenga	Actual	3	246,09	0,02
	Siempreverde	Actual	3	1234,64	2,44
		RCP2.6/50	3	4133,56	8,15
		RCP2.6/70	3	4133,56	8,15
		RCP8.5/50	3	4081,01	8,05
		RCP8.5/70	3	4048,49	7,99