



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
INGENIERIA EN CONSERVACION DE RECURSOS NATURALES

**ROL DE LOS SENDEROS DE MONTAÑA EN LA REDISTRIBUCION DE
PLANTAS NO NATIVAS EN ECOSISTEMAS ANDINOS DE AREAS
PROTEGIDAS DEL CENTRO SUR DE CHILE**

Tesis presentada a la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de
Concepción para otorgar al título profesional Ingeniero en Conservación de
Recursos Naturales

POR: Tomás Arellano Contardo

Profesor Guía: Aníbal Pauchard Cortés

Marzo, 2024

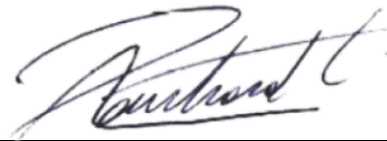
Concepción, Chile

© 2024, Tomás Arellano Contardo

Se autoriza la reproducción total o parcial, con fines académicos, por cualquier medio o procedimiento, incluyendo la cita bibliográfica del documento

ROL DE LOS SENDEROS DE MONTAÑA EN LA REDISTRIBUCION DE
PLANTAS NO NATIVAS EN ECOSISTEMAS ANDINOS DE AREAS
PROTEGIDAS DEL CENTRO SUR DE CHILE

Profesor Guía



Aníbal Pauchard Cortés

Profesor Titular

Ingeniero Forestal, PhD



Profesor Guía

Rafael García

Colaborador Académico

Ingeniero Forestal, Dr

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar agradezco a Eduardo Fuentes-Lillo, por su tremendo apoyo y orientación dentro del desarrollo de esta investigación, también a mi profesor guía Aníbal Pauchard por darme la oportunidad de realizar este trabajo que se alinea perfectamente con mis gustos personales, al profesor Rafael García y a todo el equipo del Laboratorio de Invasiones biológicas, quienes desde el inicio han mostrado un gran apoyo y confianza en mi trabajo junto con guiarme e instarme a participar en otras instancias académicas como congresos y salidas a terreno.

También agradezco a Rayén y Antonia, que desde el primer momento de la investigación estuvieron colaborando activamente y fueron parte fundamental de las salidas a terreno junto a Francisca, sin lugar a dudas contar con un buen equipo de terreno facilitó en gran medida todo el trabajo realizado.

Muchas gracias a mis amistades y familia por su apoyo incondicional.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	viii
ABSTRACT	ix
I.INTRODUCCIÓN	1
II.METODOLOGÍA.....	7
III.RESULTADOS	17
IV.DISCUSIÓN	34
V.CONCLUSIONES	41
VI.GLOSARIO.....	43
VII.BIBLIOGRAFÍA	44

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Detalle de desnivel y longitud para senderos Sierra Velluda, Laguna la Mula y Laguna Espejo	10
Tabla 2. Variables utilizadas para el modelo biótico y su indicador asociado a cada una	12
Tabla 3. Variables utilizadas para el modelo antropogénico y su indicador asociado	13
Tabla 4. Variables utilizadas para el modelo abiótico y su indicador asociado	14
Tabla 5. Listado total de especies no nativas encontradas en los senderos muestreados, n° de ocurrencias en los transectos y su tipo habito de crecimiento	17
Tabla 6. Datos agrupados para modelo completo y para variables bióticas, abióticas y modelo completo, que explican la riqueza de plantas no-nativas	25
Tabla 7. Modelo variables bióticas, explican la riqueza de plantas no-nativas en senderos de montaña	25
Tabla 8. Modelo variables abióticas explica la riqueza de plantas no-nativas en función de las variables abióticas descritas	26
Tabla 9. Modelo variables antropogénicas. La tabla de variables antropogénicas revela que las distancias más alejadas del sendero, representadas por "Plot 2" y "Plot 3," tienen una relación negativa significativa con la riqueza de plantas no nativas.	27

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

Figura 1. Área de estudio. Distribución de ASP seleccionadas para el establecimiento de transectos en senderos.	8
Figura 2. Diagrama de parcelas de muestreo T-shape MIREN.	11
Figura 3. Límite altitudinal (m.s.n.m) para las plantas no nativas registradas en el gradiente altitudinal para los tres senderos analizados.	19
Figura 4. Relación entre elevación y n° de plantas no nativas presentes en el gradiente altitudinal, para cada parcela, en color rojo la parcela más cercana al sendero, amarillo y verde las más distantes.	20
Figura 5. Relación entre elevación y n° de plantas nativas presentes en el gradiente altitudinal, para cada parcela, en color rojo la parcela más cercana al sendero, amarillo y verde las más distantes.	21
Figura 6. Relación entre elevación y abundancia de plantas no nativas presentes en el gradiente altitudinal, para cada parcela, en color rojo la parcela más cercana al sendero, amarillo y verde las más distantes.	22
Figura 7. Relación entre elevación y abundancia de plantas nativas presentes en el gradiente altitudinal, para cada parcela, en color rojo la parcela más cercana al sendero, amarillo y verde las más distantes.	23
Figura 8. Gráfico de elevación y temperatura máxima del mes más cálido (Bio 5), se representa la relación entre la elevación de los tres senderos seleccionados y la temperatura máxima del mes más cálido.	29
Figura 9. Gráfico de temperatura máxima del mes más cálido (Bio 5) y riqueza de plantas no nativas, para los tres senderos seleccionados.	30
Figura 10. Gráfico de elevación y temperatura media anual (Bio 1), para los tres senderos seleccionados.	30
Figura 11. Gráfico de elevación y precipitación anual (Bio 12), para los tres senderos seleccionados.	31
Figura 12. Gráfico de distancia al sendero y riqueza de plantas no nativas.	32

RESUMEN

Los ecosistemas de alta montaña han estado históricamente libres de la presencia de plantas no nativas, principalmente debido a las condiciones climáticas extremas y bajos niveles de perturbaciones antropogénicas. Sin embargo, las actividades de montaña y la presencia de senderos han permitido que algunas plantas no nativas de zonas bajas se redistribuyan en las zonas altas. El objetivo de este estudio es analizar el rol de los senderos en la redistribución de plantas no nativas en tres áreas protegidas del centro-sur de Chile. Para analizar estos patrones, fueron seleccionados tres senderos en el Parque Nacional Laguna Laja, la Reserva Nacional Ralco y el Parque Nacional Conguillío, se aplicó el protocolo MIREN-trail. En cada sendero, se instalaron 10 parcelas compuestas por tres subparcelas de 2x10 m², una paralela al sendero y dos perpendiculares, donde cuantificamos la riqueza y abundancia de plantas no nativas y nativas. Los resultados indican que la riqueza y abundancia de plantas no nativas disminuye con la elevación. Además, determinamos que la riqueza de plantas no nativas disminuye en las parcelas no perturbadas. Al analizar la importancia de las variables, determinamos que la riqueza de plantas no nativas está principalmente influenciada por factores antrópicos junto con variables abióticas. Estos resultados resaltan el rol de los senderos en explicar la riqueza y abundancia de plantas no nativas.

ABSTRACT

High-altitude ecosystems are historically ecosystems that have been free from the presence of non-native plants, mainly due to extreme climatic conditions and low levels of anthropogenic disturbances. However, mountain activities and the presence of trails have allowed some non-native plants from lowlands to distribute to highlands. The objective of this study is to analyze the role of trails in the redistribution of non-native plants in three protected areas in central-southern Chile. To analyze these patterns, we selected three trails in Laguna Laja National Park, Ralco National Reserve, and Conguillio National Park, and applied the MIREN-trail protocol. In each trail, we installed 10 plots composed of three subplots of 2x10 m², one parallel to the trail and two perpendiculars to the trail, where we quantified the richness and abundance of non-native and native plants. Preliminary results indicated that richness and abundance decreased with elevation. Additionally, we determined that non-native plant richness decreases in interior plots (perpendicular to the trail). When analyzing the importance of variables, we determined that non-native plant richness is mainly influenced by anthropogenic disturbances and abiotic conditions

I. INTRODUCCIÓN

La Cordillera de los Andes representa el 23% de todas las áreas montañosas del mundo (Körner et al., 2011), contiene una gran variedad de ecosistemas con alta biodiversidad y endemismo, de hecho, con un 6,7% de la diversidad mundial de plantas y un 23% de especies consideradas endémicas (Braun et al., 2002). La Cordillera de los Andes es uno de los principales hotspots de biodiversidad a nivel mundial (Barros et al., 2015). Así mismo, los Andes Chilenos comprenden un extenso y continuo cordón montañoso, este cordón montañoso presenta variaciones climáticas claras a lo largo de una amplia escala regional y es posible distinguir importantes diferencias vegetacionales en el gradiente altitudinal y latitudinal de esta cordillera (Lopez-Angulo et al., 2018). También presentan un alto nivel de endemismo como resultado de la especiación y migración que ocurrió durante el último período glacial (Fuentes-Lillo et al., 2023). Debido a esto la zona andina de Chile es un área de estudio particularmente interesante en términos de biodiversidad, especialmente considerando que abarca el 15,3% del territorio nacional y alberga 1615 especies de flora vascular, esto equivale a cerca de un tercio de todas las plantas vasculares presentes en el país (Arroyo & Cavieres, 2013).

Los ecosistemas alpinos se consideraban relativamente libres de invasiones

biológicas debido a su clima extremo y limitada accesibilidad (Zefferman et al., 2015). Sin embargo, elementos como el cambio climático global y la modificación del uso del suelo, impulsados por actividades antrópicas, aumentan el riesgo de invasiones biológicas en estas regiones (Pauchard et al., 2009), por lo que es importante destacar que las montañas no son inherentemente resistentes a las invasiones biológicas, aunque están menos invadidas que las regiones de menor elevación (Guo et al., 2018), dado por lo anterior, estos ecosistemas están experimentando un aumento en la riqueza de plantas no-nativas, recientemente se han observado más de 100 especies de plantas no nativas en los ecosistemas de montaña de la zona sur de los Andes, zona que comprende desde 34°S al 42°S (Alexander et al., 2016).

A medida que las plantas no-nativas elevan su distribución principal hacia nuevas ubicaciones, las plantas nativas podrían perder terreno debido a un aumento en la competencia en su límite de distribución (Gottfried et al., 2012; Pauli et al., 1994). Por ende, es importante conocer los impactos de las invasiones de plantas no-nativas en montaña, estos incluyen, el cambio del tipo de vegetación dominante, la alteración del límite de vegetación, el cambio en la calidad del hábitat y la competencia con las especies nativas por los polinizadores (Pauchard et al., 2009). La competencia y la resistencia a la colonización son influenciadas por las características de las comunidades de plantas residentes (Auffret et al., 2010; Graae et al., 2011; Pollnac & Rew, 2014). Varias líneas de evidencia

sugieren que las especies no nativas pueden responder más rápido al cambio climático que las especies nativas en ambientes de montaña (Liu et al., 2017). Primero, muchas especies no-nativas en los ecosistemas de montaña son termófilas y los cambios altitudinales han sido más marcados para las especies adaptadas a temperaturas más cálidas (Gottfried et al., 2012). Segundo, Los cambios de distribución de plantas no nativas están altamente influenciados por vías favorables de propagación como lo son los caminos vehiculares de montaña, en estos la expansión de plantas no nativas es más alto que en hábitat no perturbado, dado principalmente por la alteración de condiciones micro climáticas de sitio (Iseli et al. 2023), esto en combinación con el cambio climático genera cambios en la distribución de plantas no nativas (Wolf et al., 2016). Sin embargo, si bien la mayoría de los estudios que informan cambios documentan movimientos hacia arriba en elevación y hacia el polo (Parmesan y Yohe, 2003; Chen et al., 2011), hallazgos recientes sugieren que los cambios en el rango a menudo abarcan múltiples dimensiones del espacio de nicho (Lenoir y Svenning, 2015).

Diversas investigaciones se han centrado en el papel del turismo y la recreación al aire libre como vectores de especies no nativas en entornos terrestres, especialmente en áreas protegidas y parques nacionales (Allen et al., 2009; Newsome et al., 2008), dado que el turismo es una vía para la propagación de especies no nativas en todo el mundo (Clout & De Poorter, 2005; Kolar & Lodge,

2001). Por tanto, la gestión efectiva de las especies no-nativas requiere comprender la importancia de las diferentes vías de propagación (Hulme, 2009), es importante además, considerar los efectos inherentes que genera el movimiento de personas en ambientes naturales. No solo la congregación de un gran número de personas, vehículos y embarcaciones provenientes de áreas geográficamente diversas proporciona una fuente de propágulos de especies no nativas (Lockwood et al., 2005; Tobin et al., 2010), sino que actividades recreativas comunes como el senderismo y el ciclismo de montaña, pueden actuar como formas de perturbación del hábitat, facilitando potencialmente la invasión de especies (Jauni et al., 2015; Pickering et al., 2007; Tobin et al., 2010), las perturbaciones de hábitat también pueden ocurrir durante la construcción y mantenimiento de infraestructuras turísticas como senderos, carreteras y campamentos, entre otros (Johnston & Pickering, 2001), estos elementos de infraestructura alteran algunas condiciones micro climáticas específicas del lugar como radiación solar, cobertura de nieve, temperatura, humedad, condiciones de suelo, disponibilidad hídrica y de nutrientes (Barni et al., 2012), lo cual facilita el establecimiento de plantas no-nativas (Seipel et al., 2012). Las especies no nativas suelen tener éxito en zonas perturbadas, ya que sus tasas superiores de crecimiento y reproducción les permiten colonizar rápidamente estas zonas (Barros & Pickering, 2014; Britton-Simmons & Abbott, 2008; Jauni et al., 2015). Una vez que las plantas no-nativas se establecen en el camino o sendero, se

genera el riesgo de que se transporten en el gradiente elevacional hacia nuevos lugares relativamente prístinos (McDougall et al., 2018).

Muchos estudios sobre especies no-nativas en áreas montañosas se centran en Europa y América del Norte, con solo una minoría de estudios en otros continentes como América del Sur (Wedegärtner et al., 2022) y aun menos estudios sobre estas plantas en senderos (Liedtke et al., 2020), por tanto este tipo de estudios cobra especial relevancia puesto que los impactos de las especies no-nativas son de particular preocupación, debido a que son consideradas como una de las principales causas de pérdida de biodiversidad a nivel mundial (IPBES, 2019), además la zona de los Andes del Centro-Sur de Chile, representa un área donde el turismo ha cobrado una gran importancia económica durante las últimas décadas (CONAF, 2018).

Este trabajo tiene como objetivo principal analizar el rol de los senderos de montaña en la redistribución de plantas no-nativas a lo largo del gradiente altitudinal en áreas protegidas del centro sur de Chile. En particular se busca (a) evaluar cambios en la riqueza de especies exóticas en gradientes altitudinales, (b) determinar que variables (bióticas, abióticas y antropogénicas) contribuyen a explicar la presencia de plantas exóticas en senderos. Para cumplir estos objetivos, se realizó un estudio de la riqueza, abundancia y cobertura de todas las plantas vasculares en tres senderos que abarcan gradientes climáticos

pronunciados, en tres áreas protegidas de los Andes en las regiones de Bio-Bio y La Araucanía, específicamente en Parque Nacional Laguna Laja, Reserva Nacional Ralco y Parque Nacional Conguillío.

II. METODOLOGÍA

2.1 Descripción del área de estudio

Para este estudio, se consideró la zona cordillerana y precordillerana de las regiones del Biobío y la Araucanía, específicamente en tres Áreas Silvestres Protegidas (ASP de ahora en adelante), en el Parque Nacional Laguna Laja, Reserva Nacional Ralco y Parque Nacional Conguillío, en elevaciones entre 998 y 1815 m.s.n.m, y entre los 37° 20' y 38° 60' de latitud sur (Figura 1). Las condiciones climáticas en general son similares en el área de estudio, están determinadas por la existencia del macrobioclima templado oceánico, este bioclima comprende ombrotipos húmedo e hiperhúmedo y termotipos mesotemplado, supratemplado y orotemplado (Luebert & Pliscoff, 2006). El clima se caracteriza por veranos secos y abundante nieve durante el invierno. La precipitación anual es de 2000 a 3000 mm, distribuida en un 55% entre los meses de mayo y agosto, y solo un 9% entre enero y marzo. Las temperaturas medias mensuales son bajas durante la mayor parte del año; el mes más cálido es enero (13,6°C) y el más frío es julio (0,3°C) (Gajardo, 1983). El principal tipo vegetal presente en la Reserva Nacional Ralco y el Parque Nacional Conguillío, que tienen una alta similitud, corresponde a bosques compuestos por *Nothofagus alpina* y *Nothofagus dombeyi*, y bosques de *Nothofagus pumilio* con presencia de *Araucaria araucana* hasta el límite vegetal. Mientras que para

el Parque Nacional Laguna del Laja el tipo vegetacional predominante corresponde a Bosques con presencia de *Nothofagus dombeyi*, *Nothofagus obliqua* en las zonas más húmedas y boscosas, y *Austrocedrus chilensis* en zonas más abiertas (Luebert & Plischoff, 2006). Desde el límite vegetacional hacia arriba, existe una gran variedad de vegetación alpina compuesta por pastos y plantas herbáceas (Luebert & Plischoff, 2006).

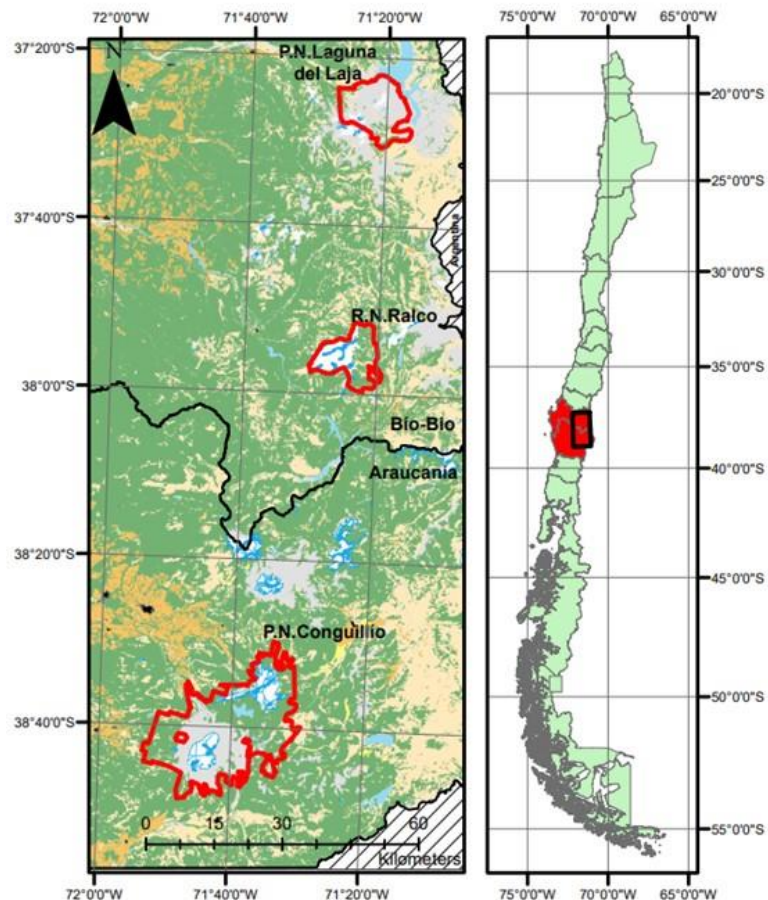


Figura 1. Área de estudio. Distribución de ASP seleccionadas para el establecimiento de transectos en senderos.

El área de estudio se caracteriza por la presencia de volcanes que moldearon el paisaje, entre ellos destacan el Volcán Antuco, Callaqui y Llaima, presentes en las ASP de interés para la investigación (SERNAGEOMIN, 2018). En esta zona los materiales volcánicos emitidos corresponden a flujos de lavas, depósitos de flujos piroclásticos (ignimbritas). Ligados a la actividad volcánica de la zona, se pueden observar extensos depósitos laharicos generados por la actividad volcánica y la fusión del hielo presente en los estratovolcanes aledaños. La actividad volcánica es un factor ambiental importante, puesto que el volcanismo crea patrones complejos y procesos dinámicos en la vegetación, dependiendo del mecanismo de perturbación y la magnitud (Crisafulli & Dale, 2018; Foster et al., 1998).

2.2 Senderos

Se seleccionaron tres senderos (Tabla 1), el sendero Sierra Velluda (37° 23' 49,2", 71° 24' 55,3") en el Parque Nacional Laguna del Laja, sendero Laguna La Mula (37° 54' 08", 71° 20' 39") en la Reserva Nacional Ralco y el sendero Laguna Espejo (38° 34' 18,8", 71° 30' 30,7") en el Parque Nacional Conguillío.

Tabla 1. Detalle de desnivel y longitud para senderos Sierra Velluda, Laguna la Mula y Laguna Espejo.

Sendero	Elevación inicial	Elevación final	Longitud
Sierra Velluda	1150 m.s.n.m	1560 m.s.n.m	5.15 km
Laguna la Mula	1338 m.s.n.m	1815 m.s.n.m	3.89 km
Laguna Espejo	998 m.s.n.m	1729 m.s.n.m	9.13 km

En total, se recopilaron datos desde 90 subparcelas de 10x2 m en 30 transectos altitudinales. Por tanto, se busca capturar un gradiente desde la vegetación más próxima al sendero, hasta la vegetación interior que no se veía visiblemente afectada por el sendero.

2.3 Recopilación de datos

La recolección de datos en terreno se llevó a cabo en los meses de enero a marzo del 2023, siguiendo el protocolo de muestreo de senderos de la Red de Investigación de Invasión en Montañas (MIREN, por sus siglas en inglés). Como se describe en (Wedegärtner et al., 2022), el muestreo se realizó en transectos establecidos en puntos equidistantes altitudinalmente, obteniendo 10 transectos a lo largo del sendero, comenzando con el primer transecto en el inicio del sendero y terminando el último transecto en el punto más alto del sendero. Cada transecto se compone de tres subparcelas o plot de tamaño 2x10m formando una estructura de T. El primer plot (1) se colocó de forma paralela al borde del

sendero. El segundo plot (2) se estableció perpendicular al sendero, comenzando en el centro del primero, a una distancia de 2 m del sendero y el tercer plot (3), establecido inmediatamente después del tercero (figura 2).

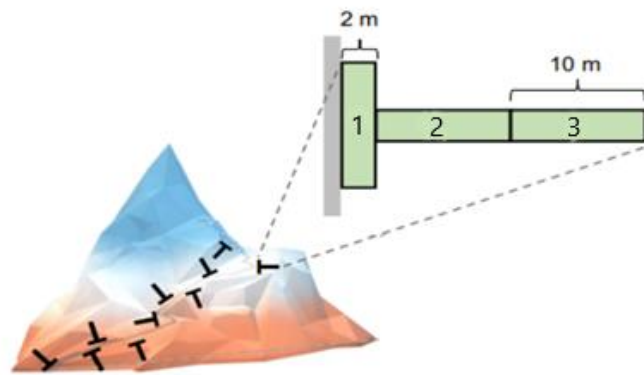


Figura 2. Diagrama de parcelas de muestreo T-shape MIREN.

Se realizaron muestreos en las tres ASP a lo largo de senderos oficialmente mapeados y marcados, que presentan al menos 200 m de desnivel altitudinal desde su inicio a fin, la elevación de los senderos varió entre 998 y 1815 m sobre el nivel del mar. El ancho de los senderos osciló entre 50 y 280 cm.

2.3.1. Variables bióticas

Se estimó el porcentaje de cobertura del bosque, de la vegetación y del suelo desnudo en la misma escala, en cada parcela se identificaron todas las plantas vasculares, nativas y no nativas, y se estimó su cobertura en el suelo en una escala del 0 al 8 (0 = 0%, 1 = 0-1%, 2 = 2-5%, 3 = 6-25%, 4 = 26-50%, 5 = 51-75%, 6 = 76-95%, 7 = 96-99%, 8 = 99-100%). Esta escala sigue el protocolo de estudio MIREN para caminos. Una diferenciación más fina de los valores de baja cobertura es útil cuando las especies, como las no nativas en el caso de este estudio, son poco comunes en casi todas las parcelas, ya que permite una diferenciación más fina de los valores predominantes de baja cobertura.

Tabla 2. Variables utilizadas para el modelo biótico y su indicador asociado a cada una.

Variable utilizada	Indicador
Riqueza de plantas nativas	N° de especies
Riqueza de plantas no nativas	N° de especies
Cobertura de vegetación herbácea	% de suelo cubierto por vegetación herbácea
Cobertura arbustos	% de suelo cubierto por vegetación arbustiva
Cobertura dosel	% de cobertura del dosel de bosque
Suelo desnudo	% suelo desnudo dentro del plot
Tipo de hábitat	Categorización del tipo de hábitat (eg. Bosque adulto cerrado, zona alpina)

Las especies vegetales registradas fueron clasificadas como nativas o no nativas siguiendo la base de datos del Instituto de Botánica Darwinion (Instituto de Botánica Darwinion, 2018).

2.3.2. Variables antropogénicas

Se recopilaron datos sobre la intensidad de la perturbación en una escala visual de 0 al 2 (0= sin perturbación observable, 1 =menos del 50% de la subparcela con perturbación visible y 2= más del 50% de la subparcela con perturbación visible), intensidad de uso del sendero y ancho del sendero (m), también se incluye la distancia al sendero en el plot 2 y 3.

Tabla 3. Variables utilizadas para el modelo antropogénico y su indicador asociado.

Variable utilizada	Indicador
Plot 2	Riqueza plantas no nativas
Plot 3	Riqueza plantas no nativas
Intensidad de disturbio	% de la subparcela con disturbio visible
Ancho del sendero	Ancho del sendero (m)
Intensidad de uso	Número de personas que realizan sendero anualmente

2.3.3 Variables abióticas

Las variables abióticas fueron obtenidas a través de la base de datos CHELSA para cada uno de los transectos en base a las coordenadas de cada centro de parcela, las variables seleccionadas son BIO1 o temperatura media anual, BIO5 o temperatura máxima del mes cálido, BIO6 o temperatura mínima del mes más frío y BIO12 o precipitación promedio durante la temporada húmeda. Estas variables representan diferentes aspectos del clima detallados a continuación. (Fick & Hijmans, 2017; Hijmans et al., 2005)

Tabla 4. Variables utilizadas para el modelo abiótico y su indicador asociado.

Variable utilizada	Indicador
Bio 1	Temperatura media anual °C
Bio 5	Temperatura máxima del mes cálido °C
Bio 6	Temperatura mínima del mes más frío °C
Bio 12	Precipitación promedio durante la temporada húmeda (mm)

2.4 Análisis de datos

Los análisis se realizaron en el software R versión 4.2.3. Para determinar los principales factores que explican los cambios en la riqueza de especies de plantas no nativas a lo largo de los senderos de montaña estudiados, se construyó un modelo lineal generalizado mixto (GLMM, utilizando el paquete

glmTMB) utilizando la riqueza de plantas no nativas como variable predictora para cada uno de estos parámetros en función de las diversas variables que se midieron y se subdividieron en tres grupos principales: variables abióticas (BIO1, 5, 6, 12), variables bióticas (e.g. riqueza de especies nativas, cobertura especies nativas, cobertura de bosque, cobertura de arbustos) y variables antropogénicas (ancho del sendero, intensidad de uso sendero, plot, intensidad de perturbación y tipo de hábitat) descritas anteriormente. La variable BIO12 se estandarizó con una media de cero y una desviación estándar de uno. Para tener en cuenta la naturaleza jerárquica de nuestros datos, se utilizó el efecto aleatorio de transecto anidado en sendero para el modelo. Tanto las variables de respuesta como las variables predictoras se correlacionaron utilizando modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) con el paquete glmTMB.

La riqueza de especies de plantas no nativas se modeló utilizando una distribución de Poisson con una función de enlace log. Para cada modelo, se analizó la inflación de ceros y la sobre-dispersión utilizando el paquete DHARMA, y se verificó la magnitud de la multicolinealidad de los predictores calculando los factores de inflación de varianza (VIF) utilizando el paquete Performance. Para determinar el modelo óptimo para cada variable de respuesta, se utilizó el criterio de información de Akaike (AIC) con el paquete MASS.

Finalmente, para determinar la varianza de la riqueza de plantas no nativas explicada por cada conjunto de variables predictoras, se construyeron modelos parciales utilizando un enfoque de partición de varianza (Legendre & Legendre, 2012). Para hacerlo, se extrajeron los valores de R^2 marginal tanto de los factores fijos (predictores) como del modelo completo utilizando la función `R.squared.GLMM` del paquete `MuMIn` (Bartoń, 2018). La varianza explicada por un conjunto de variables predictoras (por ejemplo, condiciones abióticas, incluyendo BIO 1, 5, 6 y 12) se calculará como la diferencia entre la varianza explicada por el modelo completo (que incluye variables abióticas, bióticas y antropogénicas) y la varianza explicada por un modelo sin el conjunto de condiciones abióticas (e incluyendo solo variables bióticas y antropogénicas).

III. RESULTADOS

3.1 Patrón de distribución de especies

Se registro una riqueza total de 108 especies de plantas, de las cuales 20 corresponden a no nativas en los senderos muestreados (Tabla 5). Las plantas no nativas más frecuentes fueron *Rumex acetosella* (presente en 24 transectos) y *Taraxacum officinale* (presente en 14 transectos), ambas fueron encontradas desde los transectos iniciales hasta los finales en los 3 senderos.

De todas las especies no nativas, 19 son nativas de Eurasia (95%) y 1 es nativa de Norteamérica (5%).

Tabla 5. Listado total de especies no nativas encontradas en los senderos muestreados, n° de ocurrencias en los transectos y su habito de crecimiento.

Especie	Familia	N° ocurrencias	Habito de crecimiento
<i>Rumex acetosella</i>	Polygonaceae	24	Herbácea
<i>Taraxacum officinale</i>	Asteraceae	17	Herbácea
<i>Agrostis capillaris</i>	Poaceae	9	Herbácea
<i>Holcus lanatus</i>	Poaceae	9	Herbácea
<i>Rosa rubiginosa</i>	Rosaceae	9	Arbustiva
<i>Trifolium repens</i>	Fabaceae	9	Herbácea
<i>Hypericum perforatum</i>	Hypericaceae	8	Herbácea
<i>Hypochaeris radicata</i>	Asteraceae	8	Herbácea
<i>Plantago lanceolata</i>	Plantaginaceae	8	Herbácea
<i>Ayra caryophylla</i>	Poaceae	6	Herbácea
<i>Cerastium arvense</i>	Caryophyllaceae	6	Herbácea
<i>Echium vulgare</i>	Boraginaceae	5	Herbácea
<i>Cytisus scoparius</i>	Fabaceae	4	Arbustiva
<i>Poa annua</i>	Poaceae	4	Herbácea
<i>Verbascum thapsus</i>	Scrophulariaceae	4	Herbácea
<i>Dactylis glomerata</i>	Poaceae	3	Herbácea
<i>Prunella vulgaris</i>	Lamiaceae	3	Herbácea
<i>Hieracium pilosella</i>	Asteraceae	2	Herbácea
<i>Linum bienne</i>	Linaceae	2	Herbácea
<i>Pinus radiata</i>	Pinaceae	2	Arborea

No todas las especies se encontraron en la misma elevación, para las 20 especies registradas, como se muestra en la figura 3, resaltan las variaciones en la distribución altitudinal de las especies no nativas. Dentro de este contexto, es notable el patrón observado en las especies *Rumex acetosella* y *Taraxacum officinale*, ya que exhiben una presencia a lo largo de todo el gradiente. Este hallazgo sugiere una adaptabilidad de estas especies a diferentes condiciones altitudinales, lo que podría influir en su capacidad de colonización y persistencia en entornos de montaña.

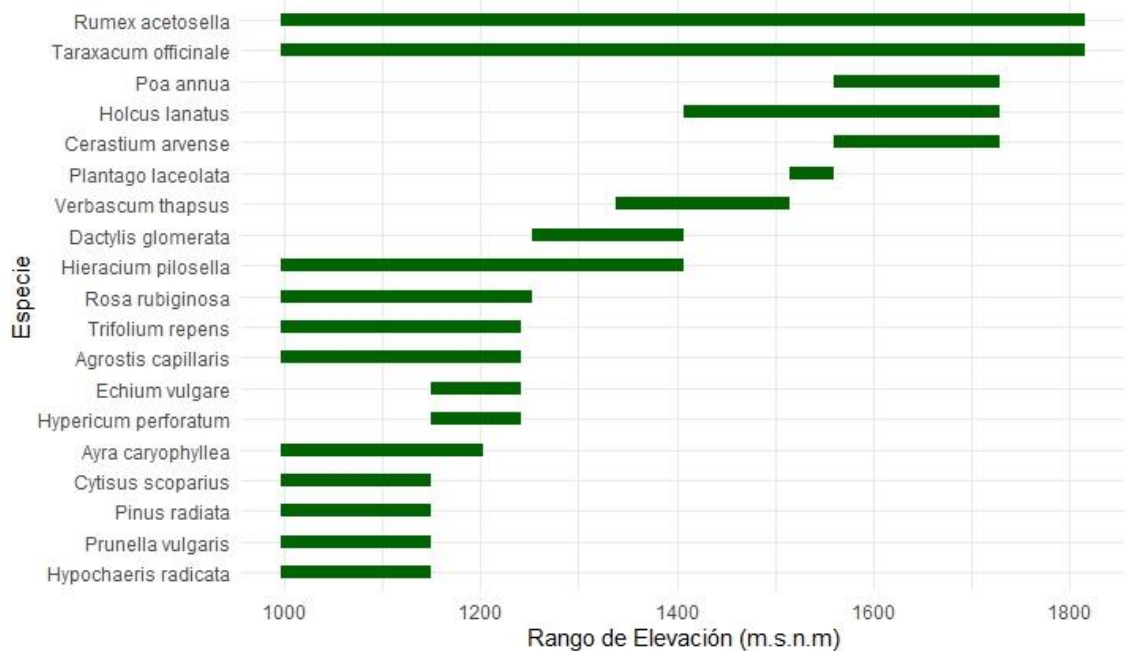


Figura 3. Límite altitudinal (m.s.n.m) para las plantas no nativas registradas en el gradiente altitudinal para los tres senderos analizados.

3.2 Tendencias generales plantas nativas y no nativas

La relación entre la elevación y la riqueza de plantas no nativas, como se ilustra en la Figura 4, muestra una disminución significativa en la riqueza de estas plantas a medida que aumenta la elevación. Este patrón sugiere una marcada influencia del gradiente altitudinal en la composición de especies no nativas. Además, se observa una reducción progresiva en la riqueza de plantas no nativas a medida que aumenta la distancia desde el plot 1 o del sendero (en rojo) hacia los plot 2 y 3 interiores (en amarillo y verde, respectivamente) resalta la

importancia de la proximidad al sendero como un factor determinante. Esta tendencia sugiere que la influencia humana asociada al sendero puede estar contribuyendo a la distribución y composición de las especies no nativas.

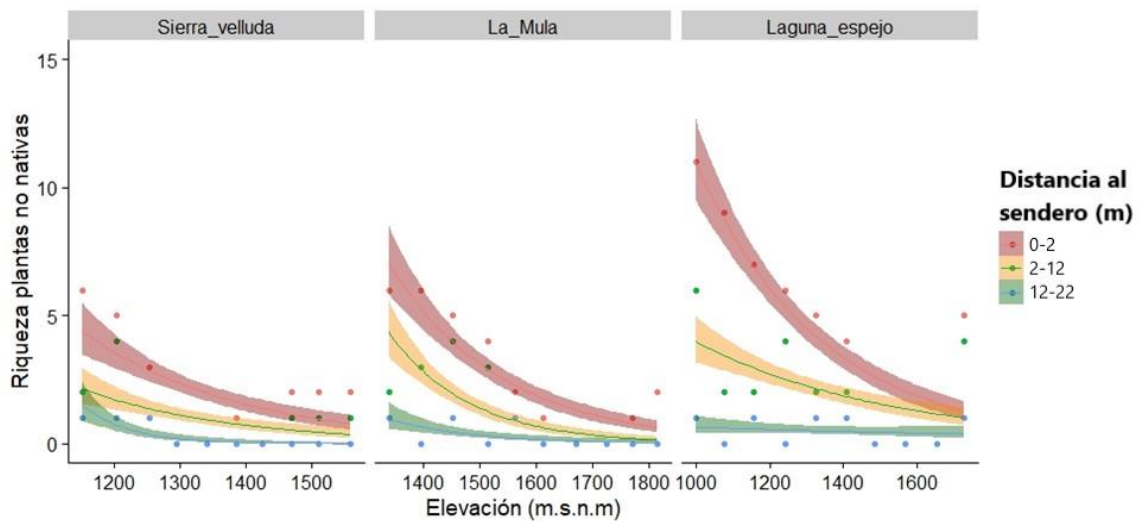


Figura 4. Relación entre elevación y n° de plantas no nativas presentes en el gradiente altitudinal, para cada parcela, en color rojo la parcela más cercana al sendero, amarillo y verde las más distantes.

La riqueza de especies nativas con respecto a la elevación, como se muestra en la Figura 5, revela un patrón diferente al observado en las especies no nativas. Contrario a estas últimas, las especies nativas no muestran una disminución significativa en su riqueza a medida que aumenta la elevación, lo que sugiere una mayor adaptación o tolerancia de las especies nativas a diversos rangos altitudinales. Además, en relación con la distancia desde el plot 1 o sendero (en rojo) hacia los plot 2 y 3 interiores (marcados en amarillo y verde,

respectivamente), no se evidencia una disminución marcada en la riqueza de especies nativas. Esto indica una posible independencia de las especies nativas con respecto a la proximidad al sendero, lo que sugiere que otros factores pueden estar influyendo en su distribución y abundancia. Además, al realizar un análisis estadístico, se observa que la dispersión de puntos no muestra una tendencia clara, lo que sugiere una variabilidad en la distribución de las especies nativas que puede estar influenciada por una variedad de factores ambientales y antropogénicos.

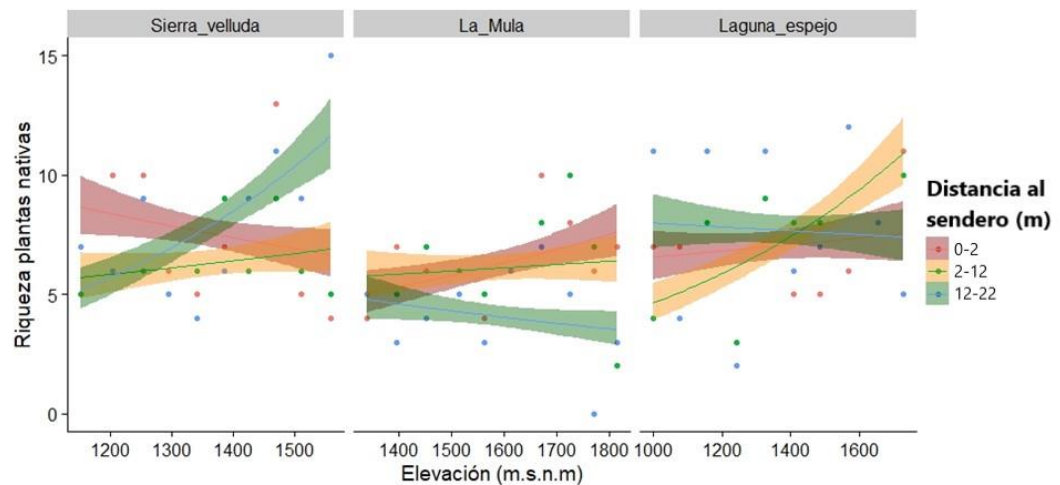


Figura 5. Relación entre elevación y n° de plantas nativas presentes en el gradiente altitudinal, para cada parcela, en color rojo la parcela más cercana al sendero, amarillo y verde las más distantes.

Como se representa en la Figura 6, la abundancia de plantas no nativas presenta una tendencia de disminución gradual a medida que aumenta la elevación. Este patrón sugiere una posible influencia del gradiente altitudinal en la disponibilidad

de recursos, las condiciones climáticas u otros factores que limitan la abundancia de especies no nativas en elevaciones más altas. Además, al examinar la relación entre la abundancia de estas especies y la proximidad al sendero, se observa una disminución en los plots interiores, los cuales están más cercanos a zonas de vegetación libre de disturbios antrópicos.

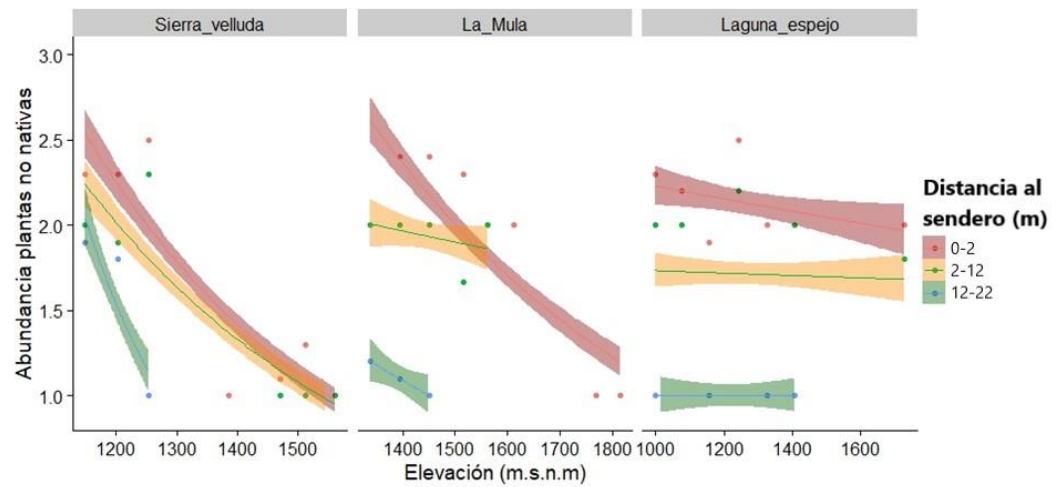


Figura 6. Relación entre elevación y abundancia de plantas no nativas presentes en el gradiente altitudinal, para cada parcela, en color rojo la parcela más cercana al sendero, amarillo y verde las más distantes.

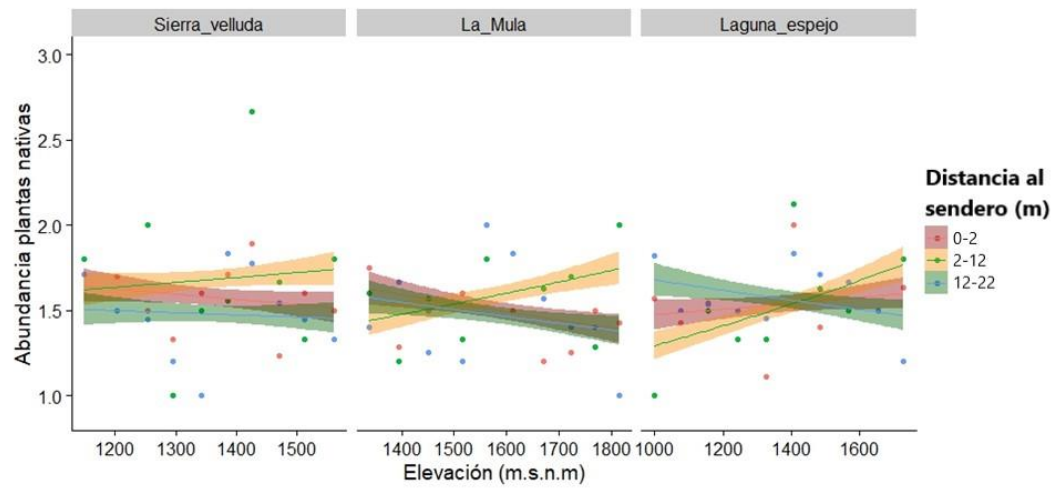


Figura 7. Relación entre elevación y abundancia de plantas nativas presentes en el gradiente altitudinal, para cada parcela, en color rojo la parcela más cercana al sendero, amarillo y verde las más distantes.

La relación entre la elevación y la abundancia de especies nativas revela que no existe una tendencia marcada de cambio en la abundancia de estas especies con el aumento de la elevación. Este patrón sugiere que las especies nativas pueden presentar una mayor capacidad de adaptación a diferentes rangos altitudinales o que otros factores, distintos a la elevación, son más determinantes en su distribución y abundancia en el área de estudio.

3.3 Variables significativas para la riqueza de plantas no nativas en senderos de montaña

Para determinar los factores relevantes en relación con la variable predictora riqueza de plantas no nativas, se utilizó un modelo GLMM, considerando como variables de respuesta factores bióticos, abióticos y antrópicos.

El modelo completo explica un 71,7% de la varianza en la riqueza de plantas no nativas en los senderos de montaña. La elección del modelo completo sugiere que la inclusión de factores bióticos, abióticos y antropogénicos proporciona una explicación más completa de la variabilidad en la riqueza de plantas no nativas.

El modelo completo tiene una mayor capacidad explicativa que cada conjunto de variables aisladas, el valor de AIC 231,59 respalda la elección del modelo completo como el más adecuado para explicar la riqueza de plantas no nativas en los senderos de montaña, destacando la importancia de considerar los tres conjuntos de variables en el análisis.

Individualmente, los factores antrópicos fueron los más relevantes para explicar la riqueza de plantas no nativas (Tabla 6) en el área de estudio, este conjunto de variables por sí solo explica el 52% de la varianza del modelo. Los factores abióticos, por su parte, también explican la riqueza de plantas no nativas en menor medida que los antrópicos (Tabla 6), siendo la variable BIO 5, la más significativa dentro del modelo, en total los factores abióticos explican un 47% de

la varianza del modelo. En conjunto, los factores antrópicos y abióticos son más relevantes que los bióticos para explicar la riqueza de plantas no nativas

La ubicación en el sendero (Plot 2 y Plot 3) es especialmente significativa, junto con variables abióticas como Bio 5, la Intensidad de Uso Alta también podría desempeñar un papel, aunque no es tan significativa como las variables previamente mencionadas.

Tabla 6: Resultado para modelo completo y para variables bióticas, abióticas y modelo completo, que explican la riqueza de plantas no-nativas.

Modelo	R2	AIC	Valor p
Bióticas	0,113	336,67	p>0,001
Abióticas	0,470	299,17	p<0,001
Antrópicos	0,520	266,15	p<0,001
Completo	0,717	231,59	p<0,001

Tabla 7: Modelo variables bióticas, que explican la riqueza de plantas no-nativas en senderos de montaña.

Variable	Estimado	Valor z	Valor p
(Intercepto)	1,39434	2,612	0,0090 **
Riqueza nativas	-0,04785	-1,248	0,2120
Cobertura vegetación herbácea	-0,06596	-0,723	0,4694
Cobertura arbustiva	0,14305	1,710	0,0873 .
Cobertura dosel	0,03173	0,478	0,6328
Tipo de hábitat bosque cerrado	-0,43850	-0,989	0,3227
Tipo de hábitat bosque abierto	-0,23208	-0,462	0,6439
Tipo de hábitat matorral	-1,07820	-1,869	0,0616 .

El modelo de variables bióticas indica que algunas variables, como la cobertura arbustiva, pueden estar asociadas con cambios en la riqueza de plantas no nativas, aunque algunas de estas asociaciones no alcanzan significancia estadística. La riqueza de plantas no nativas parece tener una relación no significativa con otras variables bióticas consideradas en el modelo, dado que el modelo de variables bióticas explica un 11,3% de la varianza del modelo.

Tabla 8: Modelo variables abióticas explica la riqueza de plantas no-nativas en función de las variables abióticas descritas.

Variable	Estimado	Valor z	Valor p
(Intercept)	-25,3557	-3,880	0,000104 *
Bio1	-2,345	-3,210	<0,001
Bio 5	1,1994	4,099	<0,001
Bio 6	-0,4996	-2,343	0,019136 *
Bio 12	0,3760	2,608	0,009108 *

En conjunto, el modelo de variables abióticas explica un 47% de la variabilidad total en la riqueza de plantas no nativas. La variable Bio 5 en particular es la más relevante del conjunto junto con Bio 1, luego Bio 6 y Bio 12 son significativas en menor medida, lo que indica que estas variables abióticas tienen influencia en la riqueza de plantas no nativas en los senderos de montaña estudiados.

El modelo de variables antropogénicas es el más relevante, en el cual la variable Plot 2 junto a la variable Plot 3, el valor p es bajo (<0,001), lo cual indica que es estadísticamente significativo, por su parte la variable intensidad de uso alta, el

valor p (0,0985) lo que sugiere que esta diferencia entre intensidades de uso tiene una significancia marginal (Tabla 9).

Dentro del conjunto de variables, las antropogénicas son las que explican en mayor medida la varianza del modelo con un 52%. Las variables relacionadas con la ubicación del plot son altamente significativas, indicando que la posición relativa a lo largo del sendero tiene un impacto sustancial en la riqueza de plantas no nativas.

Tabla 9: Modelo variables antropogénicas. La tabla de variables antropogénicas revela que las distancias más alejadas del sendero, representadas por "Plot 2" y "Plot 3," tienen una relación negativa significativa con la riqueza de plantas no nativas

Variable	Estimado	Valor z	Valor p
(Intercept)	1,40376	2,037	0,0416 *
Plot 2	-0,73312	-3,922	<0,001
Plot 3	-2,09572	-6,203	<0,001
Intensidad disturbio	0,07459	0,295	0,7683
Ancho sendero	-0,28030	-0,799	0,4243
Intensidad de uso baja	-0,70802	-1,260	0,2077
Intensidad de uso alta	-0,93022	-1,652	0,0985

El modelo de variables antropogénicas es el más significativo, en el cual la variable Plot 2 junto a la variable Plot 3, el valor p es bajo (<0,001), lo cual indica que es estadísticamente significativo, por su parte la variable intensidad de uso alta, el valor p (0,0985) lo que sugiere que esta diferencia entre intensidades de uso tiene una significancia marginal.

Dentro del conjunto de variables, las antropogénicas son las que explican en mayor medida la varianza del modelo con un 52%. Las variables relacionadas con la ubicación del plot son altamente significativas, indicando que la posición relativa a lo largo del sendero tiene un impacto sustancial en la riqueza de plantas no nativas.

3.4 Variables significativas del modelo

La variable abiótica temperatura máxima del mes más cálido (Bio 5) para los senderos seleccionados, en este caso la temperatura es más alta en zonas de menor elevación, a medida que la elevación aumenta la temperatura disminuye, este patrón se observa en los 3 senderos (Figura 8). La significancia estadística de Bio 5 en el modelo abiótico indica que las variaciones en la temperatura máxima en el mes más cálido están asociadas de manera significativa con cambios en la riqueza de plantas no nativas. Este resultado sugiere que las condiciones térmicas extremas, particularmente en los períodos más cálidos del año, pueden desempeñar un papel relevante en la distribución y abundancia de plantas no nativas en los senderos de montaña.

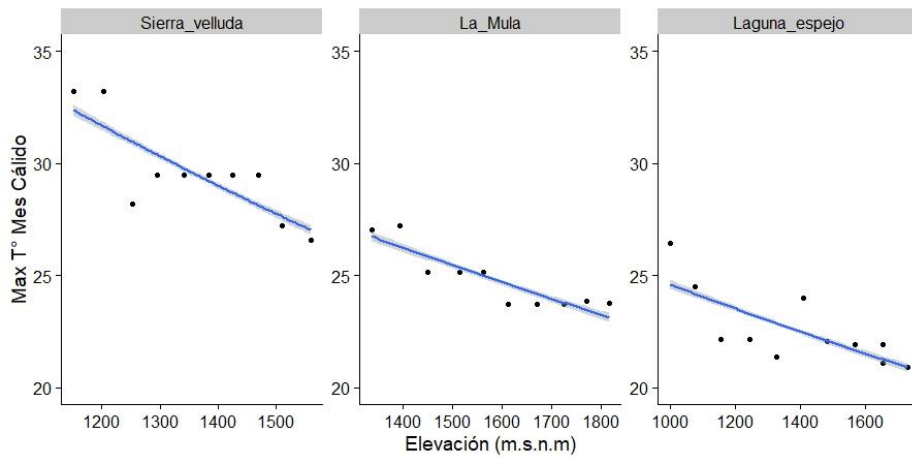


Figura 8. Gráfico de elevación y temperatura máxima del mes más cálido (Bio 5), se representa la relación entre la elevación de los tres senderos seleccionados y la temperatura máxima del mes más cálido.

El gráfico que representa la relación entre la temperatura máxima en el mes más cálido (Bio 5) y la riqueza de plantas no nativas en senderos de montaña (Figura 9), proporciona una perspectiva de la influencia de las condiciones térmicas en la diversidad de plantas no nativas. La tendencia ascendente en la riqueza de plantas no nativas a medida que aumenta la temperatura indica una respuesta positiva de estas especies a condiciones más cálidas.

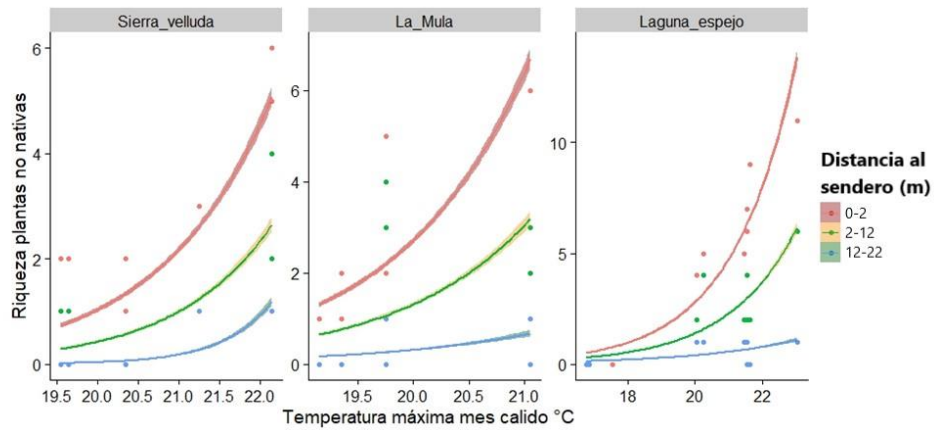


Figura 9. Gráfico de temperatura máxima del mes más cálido (Bio 5) y riqueza de plantas no nativas, para los tres senderos seleccionados.

Este patrón coherente con el análisis estadístico refuerza la importancia de Bio 5 como un factor relevante en la variabilidad de la riqueza de plantas no nativas. La relación positiva puede indicar que las especies no nativas prosperan o se vuelven más abundantes en condiciones térmicas más cálidas.

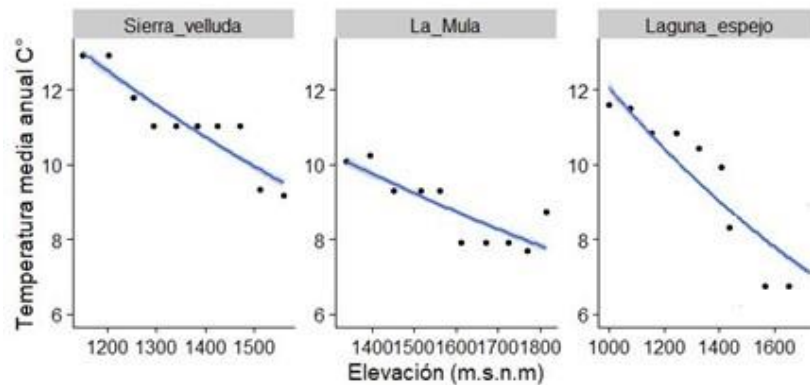


Figura 10: Gráfico de elevación y temperatura media anual (Bio 1), para los tres senderos seleccionados.

La variable Bio 1 se refiere a la temperatura media anual, y su relación con la elevación es un componente relevante para entender la variabilidad térmica en el entorno montañoso. El gráfico que representa la relación entre la elevación y la temperatura media anual y muestra una tendencia decreciente en la temperatura media anual a medida que aumenta la elevación, donde generalmente se observa un gradiente altitudinal de temperatura. Este fenómeno, conocido como gradiente altitudinal de temperatura, se caracteriza por temperaturas más bajas a mayores altitudes, y puede ser influenciado por factores como la disminución de la presión atmosférica, cambios en la radiación solar y la distribución de masas de aire.

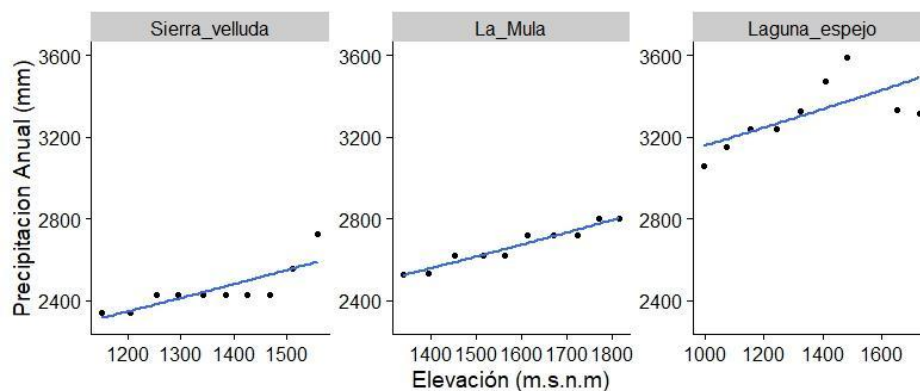


Figura 11. Gráfico de elevación y precipitación anual (Bio 12), para los tres senderos seleccionados.

El gráfico muestra la relación entre la elevación y la variable abiótica precipitación anual (Bio 12), esta relación se presenta como una tendencia ascendente en la precipitación anual a medida que aumenta la elevación. Esto puede indicar que las áreas de mayor elevación reciben más precipitación anual, creando condiciones distintas a las presentes en partes más bajas del gradiente altitudinal. La significancia estadística del coeficiente de Bio 12 indica que la precipitación estacional tiene un impacto relativo en la riqueza de plantas no nativas.

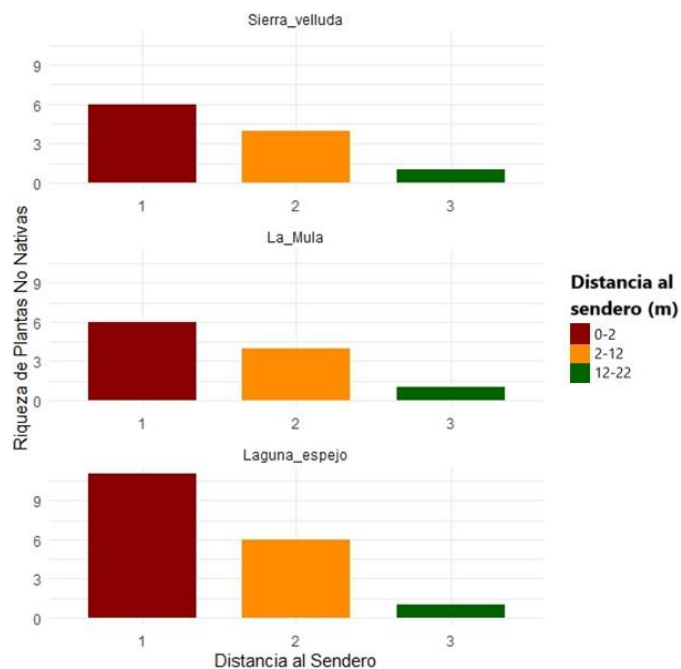


Figura 12. Gráfico de distancia al sendero y riqueza de plantas no nativas, en rojo el plot 1 o más cercano al borde del sendero, en amarillo el plot 2 y verde para el plot 3.

El gráfico que representa la relación entre la distancia al sendero (Plot 1, Plot 2 y Plot 3) y la riqueza de plantas no nativas en senderos de montaña muestra cómo la proximidad al sendero impacta en la riqueza de especies no nativas. Observar la variación de la riqueza de plantas no nativas en función de la distancia al sendero se alinea con los resultados del modelo antropogénico, donde las variables asociadas al Plot 2 y Plot 3 se destacan como significativas en la explicación de la riqueza de plantas no nativas.

La tendencia descendente en la riqueza de plantas no nativas a medida que aumenta la distancia al sendero sugiere que la presencia humana y las perturbaciones asociadas tienen un impacto significativo en la presencia y abundancia de estas especies. Los valores más altos de riqueza de plantas no nativas en proximidad al sendero (Plot 1) pueden indicar una mayor propagación o introducción de especies no nativas en áreas más accesibles.

Este patrón puede estar vinculado a la introducción de semillas por actividades humanas, la creación de corredores para la propagación de especies no nativas a lo largo de los senderos o la respuesta de ciertas especies no nativas a las condiciones modificadas por la presencia humana.

IV. DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio calzan con otras investigaciones previas en cuanto a que, los factores antropogénicos han sido descritos como relevantes dentro de las invasiones biológicas en ecosistemas alpinos en el mundo, Chile (Liedtke, 2020), Yellowstone (Pollnac et al., 2014) y Ecuador (Sandoya et al., 2017). En estos estudios se han encontrado significativamente más plantas no nativas en las zonas aledañas a caminos que en comparación a zonas interiores más prístinas (Seipel et al. 2012).

Los tres senderos seleccionados están dentro de ASP, y asociado a estas, existe una infraestructura turística y cercanía a centros urbanos principales, dos factores reconocidos como importantes impulsores de la riqueza de exóticas a nivel global (Pollnac et al., 2012; Seipel et al., 2012).

4.1 Senderos vs Caminos

Barros y Pickering (2014) sugieren que los senderos trekking actúan como corredores para la invasión de plantas en ecosistemas alpinos, facilitando tanto el transporte de propágulos como la perturbación humana. Los resultados indican que las especies no nativas a lo largo de los senderos son un subconjunto del conjunto de áreas de menor elevación, la presencia de especies no nativas

se reduce en función de la distancia al inicio del sendero y al aumentar la distancia al sendero se reduce la riqueza de plantas no nativas (Liedtke, 2020).

Los patrones generales de invasiones biológicas de plantas en montaña son similares, sin embargo en los senderos de trekking las invasiones de plantas no nativas están menos avanzadas que en los caminos vehiculares de montaña (Barros et al., 2022), debido a que los senderos pueden ser menos propicios para invasiones por varias razones: en primer lugar, los excursionistas transportan menos semillas que el tráfico vehicular (Pickering & Mount, 2010), y la frecuencia de uso es menor, de modo que, en general, tanto la probabilidad como la presión de propágulos son menores. En segundo lugar, la vegetación natural se ve menos perturbada durante la construcción y el uso posterior de senderos para caminar, y el área total afectada por estas perturbaciones es más pequeña (Ballantyne & Pickering, 2015). En particular, la cobertura vegetal, que también es una barrera importante para la colonización de especies no nativas (Liedtke, 2020), no necesariamente disminuye debido a los senderos y, por lo tanto, puede obstaculizar el establecimiento de especies no nativas incluso inmediatamente adyacente al sendero. En tercer lugar, a diferencia de las carreteras, la mayoría de los senderos se construyen sin agregar material de fuentes distantes, como grava o arena (Newsome et al., 2013), que pueden contener semillas de plantas no nativas y potencialmente facilitar su dispersión rápida desde elevaciones más bajas.

4.2 Filtrado ecológico direccional

En el centro sur de Chile la mayoría de las especies de plantas no nativas, provienen de Eurasia y están relacionadas a sistemas agrícolas (Arroyo et al 2000), por tanto, están adaptadas a climas moderados y podrían perder ventaja en elevaciones altas frente a competidoras nativas (Sax & Brown, 2000). Esto se puede evidenciar en la figura 3, en donde se observa una tendencia de límite altitudinal entre los 1500 a 1700 m.s.n.m aproximadamente, en este límite se encuentra la distribución más alta para 18 de las 20 especies no nativas (e.g *Verbascum thapsus*, *Holcus lanatus*, *Hypochaeris radicata*, *Hieracum pilosella*, *Dactylis glomerata*, *Cerastium arvense* *Trifolium repens*), solo *Taraxacum officinale* y *Rumex acetosella* logran cruzar y llegar a los puntos más altos. Aunque el estrés ambiental juegue un rol importante en la redistribución de especies no nativas, el bajo nivel de invasión en ecosistemas alpinos puede estar dado por un retraso temporal luego de la introducción en zonas bajas (Alexander et al., 2018). Adicionalmente, bajo un escenario de cambio climático, se espera que aumente la disponibilidad de hábitat en ecosistemas alpinos (Rumpf et al., 2019) y que por tanto, las especies no nativas puedan elevar su distribución.

La variable bioclimática Bio 5 destaca como un factor significativo en la explicación de la varianza del modelo de riqueza no nativa. Esta variable, que

presenta una fuerte correlación con la elevación, emerge como la más relevante entre las variables bioclimáticas consideradas.

Estos resultados, en línea con hallazgos previos en el Himalaya (Yang et al., 2018), indican que la introducción inicial de especies no nativas en áreas montañosas regionales suele ocurrir en tierras bajas cercanas, propagándose luego a elevaciones superiores, posiblemente a través de transporte involuntario en la ropa, calzado u otros equipos de excursionistas (Pickering and Mount 2010). Es importante señalar que, mientras las variables individualmente no explican una parte significativa de la varianza en el modelo, la consideración conjunta de estas variables ofrece una perspectiva más completa.

La disminución en la riqueza de especies no nativas con la elevación, y por ende, con la disminución de temperatura, ha sido observada en muchos otros estudios y puede tener diversas razones (Pauchard et al. 2009; Alexander et al. 2016).

4.3 Importancia del contexto ecológico

El uso del suelo es uno de los factores más importantes que determinan la distribución de especies no nativas (Hobbs, 2000). El uso del suelo afecta directamente los procesos de invasión debido a que modifica el régimen de disturbios y las condiciones ambientales. También puede generar fuentes de

propágulos, se ha visto que áreas con una alta intervención humana, como paisajes urbanos o de agricultura, cumplen el rol de fuentes de invasión hacia lugares más prístinos (Hobbs, 2000).

Particularmente, la zona centro sur de Chile ha estado históricamente asociada a procesos económicos y sociales, que han afectado áreas de baja y mediana elevación en las montañas (Echeverría et al., 2006), lo que ha permitido que las plantas no nativas que logran establecerse se dispersen rápidamente debido a una baja resistencia biótica y mejores condiciones climáticas generadas por las perturbaciones humanas (Lembrechts et al. 2017).

El cambio climático también juega un rol relevante dentro del contexto de los ecosistemas alpinos, Falvey y Garreaud (2009) reportan que la zona alpina comprendida entre los 17°-37° de latitud sur ha experimentado tasas de calentamiento de 0.25°C por década, lo que junto a la dramática disminución de las precipitaciones (CR2, 2015), han generado importantes descensos en la nieve acumulada en invierno, retroceso de glaciares, y disminución de la disponibilidad de agua en las cuencas de esta región (Borzcut et al. 2018).

Dado que los factores abióticos, en especial la temperatura, como lo explica el modelo de variables abióticas, son los principales determinantes de la estructura y dinámica de las comunidades de plantas en los ecosistemas de alta montaña

(Körner 2003), cualquier modificación de estos tendrá importantes consecuencias sobre diversos atributos y procesos tanto a nivel específico como comunitario (Körner 2003). Por lo anterior, se ha sugerido que los hábitats de alta-montaña están entre los ecosistemas más sensibles al cambio climático global (Seddon et al. 2016). En promedio, el aumento de la temperatura impulsa a las especies vegetales hacia arriba en las montañas a una tasa de 1.1 m año⁻¹. Un aumento del nivel de disturbios antropogénicos en estos ecosistemas vulnerables, combinado con los impactos previstos del cambio climático para las próximas décadas, probablemente contribuirá conjuntamente a una migración acelerada hacia arriba de plantas no nativas en los Andes (Fuentes-Lillo y Pauchard 2019).

Turismo en ecosistemas andinos

El turismo en áreas naturales, incluyendo actividades como senderismo y campamento, puede generar una variedad de impactos ecológicos en suelos, agua, flora y fauna (Hill & Pickering 2006). Actividades comunes de los visitantes, como el senderismo y el campamento, pueden dar lugar a la reducción de la cobertura vegetal, cambios en la composición de las plantas, introducción y dispersión de especies no nativas y contaminación de cursos de agua (Pickering et al., 2011). Además, el pisoteo por parte de excursionistas, ciclistas de montaña y caballos puede provocar pérdida de suelo y compactación, alterando otras propiedades fisicoquímicas del suelo (Pickering et al., 2011). El uso humano de

campamentos y senderos puede perturbar la vida silvestre, afectando su comportamiento, patrones de alimentación y reproducción (Steven et al. 2011). En este contexto, el turismo se convierte en un factor clave que amplifica los riesgos asociados con las invasiones biológicas en ecosistemas naturales o andinos.

V. CONCLUSIONES

Los senderos de trekking efectivamente contribuyen a la propagación de especies no nativas, aunque su impacto no es tan pronunciado como el de los caminos. Sin embargo, el aumento continuo de la actividad antrópica relacionada al turismo sugiere un papel importante para los senderos en facilitar la expansión de especies no nativas hacia ecosistemas alpinos, especialmente en el contexto del calentamiento climático, se espera que tanto plantas nativas como no nativas, expandan sus rangos de presencia hacia arriba en el futuro, como ya se ha demostrado en otros ambientes montañosos. Es probable que los senderos de trekking sigan desempeñando un papel como impulsores de esta expansión, especialmente dado el aumento en el número de montañistas.

Los factores antrópicos, junto con la elevación y por consiguiente, la reducción de temperatura surgen como un determinantes clave de la distribución de especies no nativas en regiones montañosas. El patrón observado indica un establecimiento inicial en tierras bajas, seguido de una propagación gradual a elevaciones más altas, potencialmente facilitada por caminos y senderos de montaña.

Esta investigación enfatiza la compleja interacción de factores que influyen en la distribución de especies no nativas. Los factores antropogénicos, como la

distancia al sendero son relevantes, junto con los factores abióticos como las variables Bio 5 y Bio 6, este conjunto de variables explica predominantemente la riqueza de especies no nativas en senderos de montaña en la zona centro sur de Chile.

Es importante tener en cuenta la historia de uso del lugar, considerando usos pasados como pastoreo, ganadería o veranadas, ya que estos podrían haber contribuido en cierto punto al establecimiento de plantas no nativas en las zonas montañosas, ya que al igual que los humanos, los animales domésticos pueden servir como vector de dispersión de propágulos de plantas no nativas (Hogan & Phillips, 2011). Además, el pastoreo de ganado es un importante factor de perturbación que puede aumentar considerablemente la invasibilidad de las comunidades de plantas nativas (Hobbs, 2001).

En consideración de los datos, se reafirma la conclusión obtenida experimentalmente de que los factores antropogénicos son fundamentales para entender el éxito de las especies no nativas en los ecosistemas de montaña. Esto subraya la necesidad de minimizar los efectos humanos, incluido el turismo, la presencia de ganado y la infraestructura, a través de protocolos de bioseguridad y medidas de control directo. Implementando tales medidas, podemos trabajar hacia el control de la propagación de especies no nativas en estos vulnerables ecosistemas de montaña.

VI.GLOSARIO

ASP: Area silvestre protegida.

MIREN: Mountain Invasion Research Network

Plot: Subparcela de 2x10 metros

Parcela T-shape: unidad muestral, compuesta por 3 Plot

VII.BIBLIOGRAFÍA

Alexander, J. M., Chalmandrier, L., Lenoir, J., Burgess, T. I., Essl, F., Haider, S., Kueffer, C., McDougall, K., Milbau, A., & Nuñez, M. A. (2018). Lags in the response of mountain plant communities to climate change. *Global Change Biology*, 24(2), 563-579.

Alexander, J. M., Lembrechts, J. J., Cavieres, L. A., Daehler, C., Haider, S., Kueffer, C., Liu, G., McDougall, K., Milbau, A., & Pauchard, A. (2016). Plant invasions into mountains and alpine ecosystems: current status and future challenges. *Alpine Botany*, 126, 89-103.

Allen, J. A., Brown, C. S., & Stohlgren, T. J. (2009). Non-native plant invasions of United States national parks. *Biological invasions*, 11, 2195-2207.

Arroyo, M. T., & Cavieres, L. A. (2013). High-elevation Andean ecosystems.

Auffret, A. G., Meineri, E., Bruun, H. H., Ejrnæs, R., & Graae, B. J. (2010). Ontogenetic niche shifts in three *Vaccinium* species on a sub-alpine mountain side. *Plant Ecology & Diversity*, 3(2), 131-139.

Ballantyne, M., & Pickering, C. M. (2015). The impacts of trail infrastructure on vegetation and soils: Current literature and future directions. *Journal of Environmental Management*, 164, 53-64.

Barni, E., Bacaro, G., Falzoi, S., Spanna, F., & Siniscalco, C. (2012). Establishing climatic constraints shaping the distribution of alien plant species along the elevation gradient in the Alps. *Plant Ecology*, 213, 757-767.

Barros, A., Monz, C., & Pickering, C. (2015). Is tourism damaging ecosystems in the Andes? Current knowledge and an agenda for future research. *Ambio*, 44, 82-98.

Barros, A., & Pickering, C. M. (2014). Non-native plant invasion in relation to tourism use of Aconcagua Park, Argentina, the highest protected area in the Southern Hemisphere. *Mountain Research and Development*, 34(1), 13-26.

Barros, A., Shackleton, R., Rew, L. J., Pizarro, C., & Pauchard, A. (2022). *Tourism, Recreation and Biological Invasions*. CABI.

- Braun, G., Mutke, J., Reder, A., & Barthlott, W. (2002). Biotope patterns, phytodiversity and forestline in the Andes, based on GIS and remote sensing data. *Mountain biodiversity: a global assessment*, 75-89.
- Britton-Simmons, K. H., & Abbott, K. C. (2008). Short-and long-term effects of disturbance and propagule pressure on a biological invasion. *Journal of Ecology*, 68-77.
- Clout, M. N., & De Poorter, M. (2005). International initiatives against invasive alien species. *Weed technology*, 19(3), 523-527.
- Crisafulli, C. M., & Dale, V. H. (2018). *Ecological responses at Mount St. Helens: Revisited 35 years after the 1980 eruption*. Springer.
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J. M., Lara, A., & Newton, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological conservation*, 130(4), 481-494.
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology*, 37(12), 4302-4315.
- Figueroa, J. A., Castro, S. A., Marquet, P. A., & Jaksic, F. M. (2004). Exotic plant invasions to the mediterranean region of Chile: causes, history and impacts. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77(3), 465-483.
- Foster, D. R., Knight, D. H., & Franklin, J. F. (1998). Landscape patterns and legacies resulting from large, infrequent forest disturbances. *Ecosystems*, 1, 497-510.
- Fuentes-Lillo, E., Lembrechts, J. J., Barros, A., Aschero, V., Bustamante, R. O., Cavieres, L. A., Clavel, J., Herrera, I., Jiménez, A., & Tecco, P. (2023). Going up the Andes: patterns and drivers of non-native plant invasions across latitudinal and elevational gradients. *Biodiversity and Conservation*, 32(13), 4199-4219.
- Fuentes-Lillo, E., Lembrechts, J. J., Cavieres, L. A., Jiménez, A., Haider, S., Barros, A., & Pauchard, A. (2021). Anthropogenic factors overrule local abiotic variables in determining non-native plant invasions in mountains. *Biological invasions*, 23, 3671-3686.
- Fuentes, N., Pauchard, A., Sánchez, P., Esquivel, J., & Marticorena, A. (2013). A new comprehensive database of alien plant species in Chile based on herbarium records. *Biological invasions*, 15, 847-858.

- Gottfried, M., Pauli, H., Futschik, A., Akhalkatsi, M., Barančok, P., Benito Alonso, J. L., Coldea, G., Dick, J., Erschbamer, B., & Fernández Calzado, M. a. R. (2012). Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. *Nature climate change*, 2(2), 111-115.
- Graae, B. J., Ejrnæs, R., Lang, S. I., Meineri, E., Ibarra, P. T., & Bruun, H. H. (2011). Strong microsite control of seedling recruitment in tundra. *Oecologia*, 166, 565-576.
- Guo, Q., Fei, S., Shen, Z., Iannone III, B. V., Knott, J., & Chown, S. L. (2018). A global analysis of elevational distribution of non-native versus native plants. *Journal of Biogeography*, 45(4), 793-803.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society*, 25(15), 1965-1978.
- Hobbs, H. A. M. R. J. (2000). *Invasive species in a changing world*. Island press.
- Hulme, P. E. (2009). Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of applied ecology*, 46(1), 10-18.
- Hulme, P. E. (2014). Alien plants confront expectations of climate change impacts. *Trends in Plant Science*, 19(9), 547-549.
- IPBES, W. (2019). Intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services. *Summary for Policy Makers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. IPBES Secretariat, Bonn, Germany.
- Jauni, M., Gripenberg, S., & Ramula, S. (2015). Non-native plant species benefit from disturbance: a meta-analysis. *Oikos*, 124(2), 122-129.
- Johnston, F. M., & Pickering, C. M. (2001). Alien plants in the Australian Alps. *Mountain Research and Development*, 21(3), 284-291.
- Kolar, C. S., & Lodge, D. M. (2001). Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in ecology & evolution*, 16(4), 199-204.

Körner, C., Paulsen, J., & Spehn, E. M. (2011). A definition of mountains and their bioclimatic belts for global comparisons of biodiversity data. *Alpine Botany*, 121, 73-78.

Liedtke, R., Barros, A., Essl, F., Lembrechts, J. J., Wedegärtner, R. E., Pauchard, A., & Dullinger, S. (2020). Hiking trails as conduits for the spread of non-native species in mountain areas. *Biological invasions*, 22, 1121-1134.

Liu, Y., Oduor, A. M., Zhang, Z., Manea, A., Tooth, I. M., Leishman, M. R., Xu, X., & Van Kleunen, M. (2017). Do invasive alien plants benefit more from global environmental change than native plants? *Global Change Biology*, 23(8), 3363-3370.

Lockwood, J. L., Cassey, P., & Blackburn, T. (2005). The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in ecology & evolution*, 20(5), 223-228.

Lopez-Angulo, J., Pescador, D. S., Sanchez, A. M., Mihoč, M. A., Cavieres, L. A., & Escudero, A. (2018). Determinants of high mountain plant diversity in the Chilean Andes: From regional to local spatial scales. *PloS one*, 13(7), e0200216.

Luebert, F., & Pliscoff, P. (2006). *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile*. Editorial Universitaria.

McDougall, K. L., Lembrechts, J., Rew, L. J., Haider, S., Cavieres, L. A., Kueffer, C., Milbau, A., Naylor, B. J., Nuñez, M. A., & Pauchard, A. (2018). Running off the road: roadside non-native plants invading mountain vegetation. *Biological invasions*, 20, 3461-3473.

Newsome, D., Smith, A., & Moore, S. (2008). Horse riding in protected areas: a critical review and implications for research and management. *Current Issues in Tourism*, 11(2), 144-166.

Pauchard, A., Kueffer, C., Dietz, H., Daehler, C. C., Alexander, J., Edwards, P. J., Arévalo, J. R., Cavieres, L. A., Guisan, A., & Haider, S. (2009). Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(9), 479-486.

Pauli, G., Grabherr, M., & Gottfriedand, H. (1994). Climate effects on mountain plants. *Nature*, 369, 448.

Pickering, C., & Mount, A. (2010). Do tourists disperse weed seed? A global review of unintentional human-mediated terrestrial seed dispersal on clothing, vehicles and horses. *Journal of Sustainable Tourism*, 18(2), 239-256.

Pickering, C. M., Bear, R., & Hill, W. (2007). Indirect impacts of nature based tourism and recreation: the association between infrastructure and the diversity of exotic plants in Kosciuszko National Park, Australia. *Journal of Ecotourism*, 6(2), 146-157.

Pollnac, F. W., & Rew, L. J. (2014). Life after establishment: factors structuring the success of a mountain invader away from disturbed roadsides. *Biological invasions*, 16, 1689-1698.

Rumpf, S. B., Hülber, K., Wessely, J., Willner, W., Moser, D., Gattringer, A., Klonner, G., Zimmermann, N. E., & Dullinger, S. (2019). Extinction debts and colonization credits of non-forest plants in the European Alps. *Nature Communications*, 10(1), 4293.

Sandoya, V., Pauchard, A., & Cavieres, L. A. (2017). Natives and non-natives plants show different responses to elevation and disturbance on the tropical high Andes of Ecuador. *Ecology and evolution*, 7(19), 7909-7919.

Sax, D. F., & Brown, J. H. (2000). The paradox of invasion. *Global Ecology and Biogeography*, 9(5), 363-371.

Seipel, T., Kueffer, C., Rew, L. J., Daehler, C. C., Pauchard, A., Naylor, B. J., Alexander, J. M., Edwards, P. J., Parks, C. G., & Arevalo, J. R. (2012). Processes at multiple scales affect richness and similarity of non-native plant species in mountains around the world. *Global Ecology and Biogeography*, 21(2), 236-246.

Speziale, K., & Ezcurra, C. (2011). Patterns of alien plant invasions in northwestern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments*, 75(10), 890-897.

Tobin, P. C., Van Stappen, J., & Blackburn, L. M. (2010). Human visitation rates to the Apostle Islands National Lakeshore and the introduction of the non-native species *Lymantria dispar* (L.). *Journal of Environmental Management*, 91(10), 1991-1996.

Wedegärtner, R. E., Lembrechts, J. J., Van Der Wal, R., Barros, A., Chauvin, A., Janssens, I., & Graae, B. J. (2022). Hiking trails shift plant species' realized climatic niches and locally increase species richness. *Diversity and Distributions*, 28(7), 1416-1429.

Yang, M., Lu, Z., Fan, Z., Liu, X., Hens, L., De Wulf, R., & Ou, X. (2018). Distribution of non-native plant species along elevation gradients in a protected area in the eastern Himalayas, China. *Alpine Botany*, 128, 169-178.

Zefferman, E., Stevens, J. T., Charles, G. K., Dunbar-Irwin, M., Emam, T., Fick, S., Morales, L. V., Wolf, K. M., Young, D. J., & Young, T. P. (2015). Plant communities in harsh sites are less invaded: a summary of observations and proposed explanations. *AoB Plants*, 7, plv056.