

# DISTRIBUCIÓN DE PLANTAS NATIVAS Y EXÓTICAS A LO LARGO DE GRADIENTES DE ELEVACIÓN EN SENDEROS DE MONTAÑA EN LOS ANDES DE MENDOZA, ARGENTINA

## DISTRIBUTION OF NATIVE AND NON-NATIVE PLANTS ALONG ELEVATION GRADIENTS ON MOUNTAIN TRAILS IN THE MENDOZA ANDES, ARGENTINA

M. Alisa Alvarez<sup>1\*</sup>, Lorena J. Bonjour<sup>1</sup>, Agustina Barros<sup>2</sup>,  
Diego P. Vázquez<sup>1,3</sup> & Valeria Aschero<sup>2</sup>

1. Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas, CONICET y Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, Argentina
2. Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales, CONICET y Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, Argentina
3. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, Argentina

\*mariaalisaalvarez@gmail.com

### Citar este artículo

ALVAREZ, M. A., L. J. BONJOUR, A. BARROS, D. P. VÁZQUEZ & V. ASCHERO. 2023. Distribución de plantas nativas y exóticas a lo largo de gradientes de elevación en senderos de montaña en los Andes de Mendoza, Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 58: 151-173.

DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v58.n1.38528>

Recibido: 16 Ago 2022  
Aceptado: 24 Ene 2023  
Publicado impreso: 31 Mar 2023  
Editora: Karina Speziale

ISSN versión impresa 0373-580X  
ISSN versión on-line 1851-2372

### SUMMARY

**Background and aims:** Climate change, livestock and increasing tourism use favor the dispersal of non-native plants, threatening the conservation of high Andean ecosystems. We studied the distribution patterns of native and non-native species in recreational trails of mountains.

**M&M:** We implemented the MIREN T-Trails protocol in six trails (2400-3600 m a.s.l.) in two protected areas of the central Andes of Mendoza, located in the Cordilleras Frontal and Principal.

**Results:** We found 180 native and 41 non-native species. Native species richness peaked at intermediate elevations, while non-native richness decreased with elevation. The Cordillera Frontal had more native richness than the Cordillera Principal (114 versus 71 native, respectively), but regional richness of exotics was lower in the Cordillera Frontal (20 versus 28 exotic, respectively). The non-native richness per plot was higher in the Cordillera Frontal than in the Cordillera Principal. In turn, the altitudinal distribution range of non-native was greater in the Cordillera Frontal, showing that exotics are more widely distributed in more humid sites of the arid Andes. Two abundant non-natives, *Taraxacum officinale* and *Cerastium arvense*, were present along the entire surveyed gradient in the Cordillera Frontal, reaching 3600 m a.s.l. We found seven non-natives not previously cited for the region.

**Conclusions:** The new records found extend the known distribution ranges of some non-native species. Our results show that although the number of non-native species was similar near and far from trails, five species were present only at trail edges, suggesting that trails favor invasion processes.

### KEY WORDS

Arid Andes, mountain, native plant, non-native plant, tourist trail.

### RESUMEN

**Introducción y objetivos:** El cambio climático, el ganado y el creciente uso turístico favorecen la dispersión de plantas exóticas, amenazando la conservación de los ecosistemas altoandinos. Estudiamos los patrones de distribución de plantas nativas y exóticas en senderos recreativos de montaña.

**M&M:** Implementamos el protocolo MIREN en seis senderos (2400-3600 m s.n.m.) en dos áreas protegidas de los Andes centrales de Mendoza en las Cordilleras Frontal y Principal.

**Resultados:** Encontramos 180 especies nativas y 41 exóticas. La riqueza de especies nativas fue máxima a elevaciones intermedias, mientras que la riqueza de exóticas disminuyó con la elevación. La riqueza regional de nativas fue mayor en la Cordillera Frontal que en la Principal (114 versus 71 nativas, respectivamente) mientras que la riqueza regional de exóticas fue menor en la Frontal que en la Principal (20 versus 28 exóticas, respectivamente). La riqueza de exóticas por parcela fue mayor en la Cordillera Frontal que en la Principal. El rango de distribución altitudinal de exóticas fue mayor en la Cordillera Frontal. Dos exóticas abundantes, *Taraxacum officinale* y *Cerastium arvense*, estuvieron a lo largo de todo el gradiente en la Cordillera Frontal, alcanzando los 3600 m s.n.m. Encontramos siete exóticas no citadas anteriormente.

**Conclusiones:** Los nuevos registros amplían los rangos de distribución conocidos para algunas especies exóticas. A pesar de que el número de especies exóticas fue similar cerca y lejos de los senderos, cinco especies sólo estuvieron en los bordes de los mismos, lo que sugiere que los senderos favorecen los procesos de invasión.

### PALABRAS CLAVE

Andes áridos, montaña, planta exótica, planta nativa, sendero turístico.

## INTRODUCCIÓN

Los ambientes de montaña albergan una gran biodiversidad y brindan servicios ecosistémicos importantes para el bienestar humano (Körner, 2007; Mengist *et al.*, 2020; Perrigo *et al.*, 2020). La biodiversidad y, por lo tanto, los servicios ecosistémicos de estos ambientes se ven amenazados por los cambios en las condiciones climáticas (IPCC, 2021), la mayor presencia humana en las montañas y las invasiones de especies exóticas (Kowarik & von der Lippe, 2007; Pauchard *et al.*, 2009). En particular, la pérdida local de especies de plantas es preocupante ya que altera el funcionamiento y los servicios de los ecosistemas (Hautier *et al.*, 2017).

En las montañas, la composición de las comunidades vegetales nativas a lo largo de los gradientes de elevación está impulsada principalmente por los cambios en las temperaturas y precipitaciones (Lenoir *et al.*, 2010). Comúnmente se observan patrones de disminución de la riqueza de especies con el aumento en la elevación como consecuencia del aumento en las condiciones de estrés, principalmente la disminución de la temperatura (Körner, 2007; Grytnes & McCain, 2013). Sin embargo, en muchas regiones montañosas áridas puede observarse un pico de riqueza en elevaciones intermedias donde las condiciones para el crecimiento pueden ser más benignas ya que, en las zonas bajas las temperaturas son más elevadas y las precipitaciones son más bajas (Grytnes & McCain, 2013). Con el aumento de la temperatura se pronostican cambios en la distribución de las especies, particularmente en las montañas, donde el clima está cambiando más rápidamente (Rangwala & Miller, 2012; Pepin *et al.*, 2015; Lenoir *et al.*, 2017). Ante este escenario, los monitoreos ecológicos a lo largo de los gradientes son clave para comprender los impactos del cambio climático y proveen información básica para el desarrollo de las estrategias de conservación (Verrall & Pickering, 2020).

A su vez, como consecuencia del aumento de las temperaturas, las plantas exóticas están ampliando sus rangos de distribución hacia mayores elevaciones siendo cada vez más

abundantes en las montañas (Pauchard *et al.*, 2009; Alexander *et al.*, 2016; Carboni *et al.*, 2018). Esto es preocupante ya que la expansión de plantas exóticas puede generar otros impactos ecológicos no deseados, como la competencia con las plantas nativas por espacio alterando la composición de las comunidades y las interacciones bióticas, la modificación del ciclo hidrológico y de los nutrientes, y la competencia con las plantas nativas por polinizadores (Aizen *et al.*, 2008; Muñoz & Cavieres, 2008; Pearson, 2008; Valtonen *et al.*, 2006; Gaertner *et al.*, 2011; Le Maitre *et al.*, 2015; Bruckman & Campbell, 2016; Goodell & Parker, 2017; Haider *et al.*, 2018). A su vez, el cambio climático puede provocar que algunas especies exóticas presentes que actualmente no se consideran invasoras empiecen a comportarse como tales (Alexander *et al.*, 2016).

Además de los cambios en las condiciones climáticas, la mayor presencia humana en las montañas, y con ello el mayor desarrollo de infraestructuras, también tiene el potencial de alterar la composición de las comunidades. En este sentido, la infraestructura turística, como los senderos recreativos, pueden afectar negativamente a las especies nativas, disminuyendo la cobertura y diversidad como consecuencia del pisoteo humano y del ganado que transita por los mismos (Loydi & Zalba, 2009; Lucas-Borja *et al.*, 2011; Barros *et al.*, 2013; Ballantyne & Pickering, 2015; Barros & Pickering, 2015; Chardon *et al.*, 2018, 2019; Barros *et al.*, 2020). También se ha observado que pueden cambiar los rangos de distribución de las especies en los gradientes de elevación debido a la modificación de las condiciones abióticas y bióticas (Wedegärtner *et al.*, 2022).

El daño de la vegetación residente en la cercanía a los senderos puede favorecer la propagación de plantas exóticas en estos ambientes (Pickering & Mount, 2010; Barros & Pickering, 2014; Liedtke *et al.*, 2020; Alvarez, 2022; Alvarez *et al.*, 2022), al liberar recursos adicionales y reducir la competencia por parte de la vegetación (Davis *et al.*, 2000; Levine, 2000). Además, la presión de propágulos de especies exóticas puede ser mayor en los senderos como consecuencia del transporte de semillas en la vestimenta de personas y en el pelaje y heces de los animales que transitan por

los senderos (Ansong & Pickering, 2013; Barros & Pickering, 2014). Sin embargo, la presión de propágulos puede disminuir con el aumento de la elevación debido a la menor frecuencia de visitantes y a la mayor distancia a las fuentes de propágulos en las zonas bajas, como los bordes de caminos vehiculares, las zonas de estacionamiento y los refugios (Liedtke *et al.*, 2020). Estudios recientes han encontrado que en los Andes áridos de Mendoza y en los Andes del centro-sur de Chile, los senderos han favorecido la introducción de plantas exóticas (Barros & Pickering, 2014; Barros *et al.*, 2020; Liedtke *et al.*, 2020; Alvarez, 2022; Alvarez *et al.*, 2022).

Dado que los ecosistemas montañosos están entre los ambientes más vulnerables frente al cambio climático y que la actividad turística ha aumentado en las montañas (Buckley, 2006; Pauchard *et al.*, 2009; Barros *et al.*, 2013), es importante analizar el impacto de los senderos, una de las infraestructuras antrópicas más frecuentes en estos ambientes y que recorren largas distancias, sobre la vegetación nativa y su rol como corredores de introducción de especies exóticas. En este artículo estudiamos la distribución de plantas nativas y exóticas a lo largo de gradientes de elevación abarcados por senderos frecuentemente concurridos por visitantes en dos áreas protegidas de los Andes centrales, en Mendoza. Nuestra hipótesis es que la composición de las comunidades variará con los cambios en las condiciones climáticas vinculadas a la elevación y que los senderos de montaña afectan negativamente a las plantas nativas mientras que favorecen a las exóticas, ya que concentran el flujo humano y también son usados por el ganado, por lo que implican una mayor perturbación y presión de propágulos de especies exóticas provenientes de las zonas bajas. Predecimos que la riqueza de especies exóticas disminuirá con la elevación como consecuencia del aumento del estrés ambiental y la disminución de la presión de propágulos, mientras que la riqueza de nativas tendrá un pico a elevaciones medias. La riqueza de especies exóticas será mayor y la de nativas menor cerca de los senderos como consecuencia del daño de la vegetación nativa que favorece el establecimiento de especies exóticas. Por otro lado, esperamos diferencias en la riqueza de exóticas entre la Cordillera Frontal

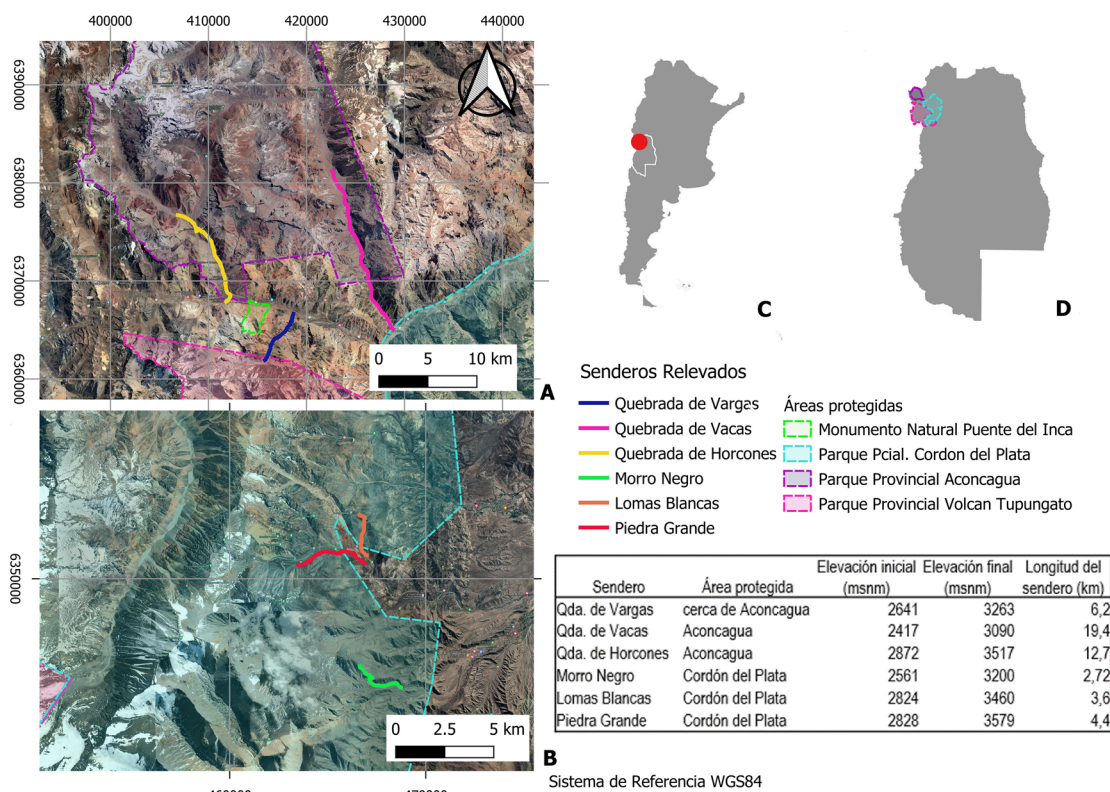
y la Cordillera Principal debido a las condiciones climáticas contrastantes entre ambas regiones.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### *Área de estudio*

Relevamos seis senderos ubicados en áreas protegidas de la Cordillera Central de los Andes, en Mendoza, Argentina, abarcando un gradiente que se extiende entre los 2400 hasta los 3570 m s.n.m. (Fig. 1). Tres de los senderos se ubican en la Cordillera Frontal, en el Parque Provincial Cordón del Plata (1755 km<sup>2</sup>, 69° 26' O, 32° 58' S): Lomas Blancas, Piedra Grande y Morro Negro; y tres en la Cordillera Principal, en el Parque Provincial Aconcagua (657 km<sup>2</sup>, 69° 26' O, 32° 58' S) y sus alrededores: Quebrada de Vacas, Quebrada de Horcones y Quebrada de Vargas. Estas áreas protegidas constituyen un destino turístico y recreativo muy popular a nivel internacional, con cumbres de más de 5000 m, incluyendo el Cerro Plata (5968 m s.n.m.) y el Aconcagua (6962 m s.n.m.) (Barros *et al.*, 2013). Los senderos son informales, es decir que no están delimitados y están rodeados de pastizales, herbazales y matorrales bajos, lo que favorece el tránsito disperso de las personas y animales (Barros *et al.*, 2013). Los senderos de la Cordillera Frontal comienzan en caminos vehiculares de grava, en las cercanías a refugios de montaña. Las zonas pobladas más cercanas constituyen villas cordilleranas ubicadas a 14 km de los senderos Lomas Blancas y Piedra Grande, y a 4 km del sendero Morro Negro. Los senderos de la Cordillera Principal tienen sus puntos de inicio en la Ruta Nacional N° 7, la cual está asfaltada y posee un gran tránsito vehicular ya que es un cruce internacional hacia Chile. Las zonas pobladas más cercanas a los senderos Quebrada de Horcones y Quebrada de Vargas se ubican a 10 km, mientras que el sendero Quebrada de Vacas inicia a 400 m de una zona poblada.

La precipitación media anual en el Parque Cordón del Plata es de 398 mm (1979-2015), mientras que el Parque Aconcagua es más seco, con una precipitación media anual de 100 mm (2003-2013) (Barros & Pickering, 2014; Trombotto *et al.*, 2020). En la Cordillera Principal, las precipitaciones son casi exclusivamente



**Fig. 1.** Senderos relevados en el área de estudio, con rango de elevación y longitud. **A:** Cordillera Principal. **B:** Cordillera Frontal. **C:** Área de estudio en Argentina. **D:** Área de estudio en Mendoza.

provenientes del Océano Pacífico y ocurren en invierno, mientras que la Cordillera Frontal recibe precipitaciones provenientes tanto del Océano Pacífico en invierno como del Atlántico en verano (Hoke *et al.*, 2013; Crespo *et al.*, 2017). Estas diferencias determinan que en el Cordón del Plata haya mayor disponibilidad hídrica en verano cuando ocurren la mayoría de los procesos fisiológicos de las plantas.

Los suelos están en general poco desarrollados y presentan una gran heterogeneidad espacial en profundidad y composición granulométrica (Méndez, 2004; Méndez *et al.*, 2006). Existen diferentes fisonomías de la vegetación como consecuencia de la gran variedad microclimática asociada a la heterogeneidad topográfica (Méndez, 2004; Morello *et al.*, 2012). La vegetación está formada por matorrales (caracterizados por *Adesmia pinifolia* Gillies ex Hook. & Arn., *Nassauvia axillaris* (Lag. ex Spreng.) D. Don y

*Berberis empetrifolia* Lam.), estepas arbustivas (caracterizados por arbustos como *Adesmia subterranea* Clos y *Azorella monantha* Clos) y estepas herbáceas (caracterizadas por *Acaena pinnatifida* Ruiz & Pav. y *Phacelia secunda* J.F. Gmel.). Entre los 3800 y 4200 m s.n.m. la cobertura vegetal es escasa y está dominada por hierbas perennes de crecimiento lento.

#### Muestreo

Este estudio complementa los resultados obtenidos en Alvarez (2022) y Alvarez *et al.* (2022), ya que aquí sumamos la comparación con los patrones de riqueza de las especies nativas al estudio de especies exóticas publicado previamente, y también comparamos los patrones de riqueza de nativas y exóticas entre dos cordones montañosos: Cordillera Frontal y Cordillera Principal. Presentamos listados de las especies exóticas y nativas, indicando los

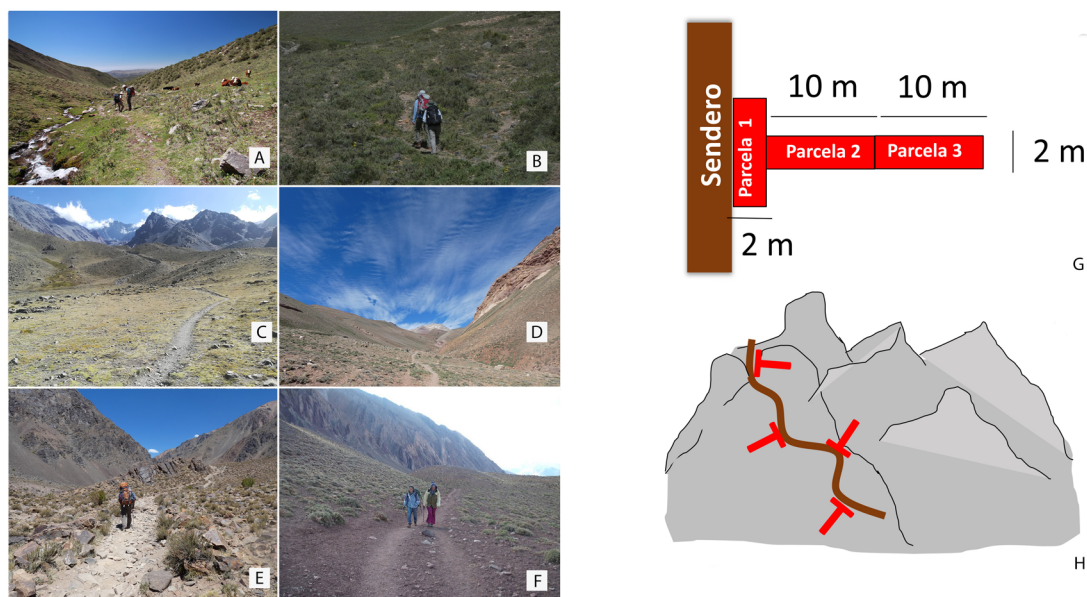
senderos donde fueron identificadas y los límites máximos y mínimos de elevación en las que fueron encontradas las especies.

Realizamos los relevamientos en la temporada de verano (enero-marzo) de 2018 y 2019 siguiendo el protocolo desarrollado por la Red de Investigación de Invasiones de Montaña (MIREN: Mountain Invasion Research Network; Liedtke *et al.*, 2020). Los senderos seleccionados tienen una diferencia media de elevación de 650 m s.n.m. entre el inicio y el final de cada sendero. Las transectas empleadas tienen forma de T y están compuestas por tres parcelas rectangulares de 2 m x 10 m: una paralela al borde del sendero y dos perpendiculares al mismo, una detrás de la otra, formando la T, relevando en total una distancia de hasta 22 m del borde del sendero en cada transecta (Fig. 2). Relevamos 120 transectas en total, veinte por sendero, localizadas aproximadamente cada 35 m de elevación comenzando en el inicio del sendero. En cada parcela identificamos y estimamos visualmente la cobertura de todas las especies de plantas vasculares, tanto nativas como exóticas. Recolectamos los especímenes

de plantas que no pudimos identificar en el campo y posteriormente los identificamos en el herbario MERL (IADIZA, Centro Científico y Tecnológico CONICET Mendoza). Clasificamos a las especies según su origen, familia y forma de vida utilizando la base de datos del Instituto de Botánica Darwinion (2018).

#### Análisis

Para evaluar si la riqueza de especies exóticas y nativas por parcela varía con la elevación, con la distancia al sendero y entre las Cordilleras Frontal y Principal utilizamos modelos lineales generalizados mixtos, empleando la función *glmmTMB* (Brooks *et al.*, 2017) en la versión 3.6.1 de R (R Core Team, 2019). La distancia al sendero se consideró como una variable categórica, considerando el número de parcela (es decir, parcela 1, 2 o 3). Consideramos como factor aleatorio la identidad de cada transecta anidada en la identidad de cada sendero y utilizamos una distribución de probabilidad Poisson con función de enlace logarítmica. Evaluamos si la elevación tuvo un efecto cuadrático y consideramos



**Fig. 2.** Senderos relevados y metodología. **A-C:** Cordillera Frontal. **A:** Lomas Blancas. **B:** Morro Negro. **C:** Piedra Grande. **D-F:** Cordillera Principal. **D:** Quebrada de Vargas. **E:** Quebrada de Vacas. **F:** Quebrada de Horcones. **G:** Esquema de una transecta. **H:** Disposición de las transectas en un sendero (el número de transectas es a modo ilustrativo).

además la interacción entre Cordillera (Principal-Frontal) y elevación. Realizamos los gráficos de predicciones del modelo con la función *ggpredict* del paquete *ggeffects* (Lüdecke, 2021). Además, mediante modelos lineales generalizados mixtos, evaluamos si las relaciones encontradas para la riqueza de nativas y de exóticas con la elevación a escala de parcela se mantienen a una escala de transecta.

## RESULTADOS

Las familias más frecuentes entre las especies exóticas en la Cordillera Frontal fueron Astereaceae y Fabaceae, mientras que en la Cordillera Principal fueron Brassicaceae, Asteraceae, Fabaceae y Poaceae. Las familias más frecuentes entre las especies nativas en la Cordillera Frontal fueron Poaceae, Asteraceae y Brassicaceae y en la Cordillera Principal fueron Poaceae, Asteraceae.

Registramos 20 especies de plantas exóticas y 114 nativas (Tablas 1 y 3) en la Cordillera Frontal, mientras que en la Cordillera Principal registramos 28 exóticas y 72 nativas (Tablas 2 y 4). Dieciséis taxones no pudieron ser identificados a nivel de especie. Las exóticas representaron el 15 y 28% de la riqueza total de especies registradas en la Cordillera Frontal y en la Cordillera Principal, respectivamente.

A pesar de que la riqueza de especies exóticas fue menor en la Cordillera Frontal con respecto a la Principal, la cobertura de especies exóticas fue mayor en la Cordillera Frontal (20% del total) que en la Cordillera Principal (10% del total). Además, en la Cordillera Frontal las especies exóticas alcanzaron mayores elevaciones que en la Cordillera Principal; *Taraxacum officinale* F.H. Wigg. y *Cerastium arvense* L. fueron las especies con mayor distribución, ya que estuvieron en todo el gradiente relevado desde los 2400 m s.n.m. hasta los 3600 m s.n.m. Por su parte, en la Cordillera Principal registramos especies exóticas solo hasta los 3100 m s.n.m.: *Convolvulus arvensis* L., *Sisymbrium irio* L. y *Malva neglecta* Wallr. fueron las especies que alcanzaron esta elevación.

Las especies exóticas más abundantes en términos de cobertura en la Cordillera Frontal fueron *T. officinale*, *Cerastium arvense*, *Trifolium repens* L., mientras que en la Cordillera Principal

las más abundantes fueron *Convolvulus arvensis*, *Polypogon monspeliensis* (L.) Desf. y *T. officinale*. Encontramos sólo dos especies de arbustos exóticos: *Rosa rubiginosa* L. en la Cordillera Frontal y *Tamarix ramosissima* Ledeb. en la Cordillera Principal, ambos de baja ocurrencia y cobertura en el rango de elevación relevado. Detectamos cuatro especies exóticas que no habían sido registradas previamente en la Cordillera Frontal (Tabla 1) y tres en la Principal (Tabla 2) (Méndez, 2009; Barros & Pickering, 2014; Aschero *et al.*, 2017). Algunas especies exóticas fueron encontradas únicamente en los bordes de los senderos: *Veronica persica* Poir. y *Medicago minima* (L.) Bartal. en la Cordillera Frontal (Tabla 1), y *Avena sativa* L., *Tragopogon dubius* Scop. y *Polypogon monspeliensis* (L.) Desf. en la Cordillera Principal (Tabla 2). En base a los resultados de los modelos, la riqueza local de especies exóticas, estimada como la riqueza de especies por parcela, disminuyó con la elevación en ambas cordilleras. Por otro lado, a pesar de haber mayor número total de especies en la Cordillera Principal, la riqueza local fue mayor en la Cordillera Frontal (Fig. 3A; Tabla S3). Por ejemplo, la riqueza promedio de especies exóticas por parcela a elevaciones medias (entre los 2700 y los 3200 m s.n.m.) en la Cordillera Frontal fue de 2,87, mientras que en la Cordillera Principal fue de 0,61. No hubo diferencias significativas en la riqueza local de especies exóticas respecto a la distancia al sendero (Tabla S3). Además, encontramos que los patrones observados para riqueza de nativas y de exóticas en el gradiente de elevación se mantienen a escala de transecta (Fig. S1, Tablas S1 y S2).

Las especies nativas más abundantes en términos de cobertura en la Cordillera Frontal fueron *Bromus catharticus* Vahl, *Nassauvia axillaris*, *Poa ligularis* Nees y *Berberis empetrifolia* Lam. (Tabla 3), y en la Cordillera Principal fueron *Poa holciformis* J. Presl, *Adesmia aegiceras* Phil., *A. echinus* C. Presl y *Acaena magellanica* Vahl (Tabla 4). En base a los resultados de los modelos, la riqueza local de especies nativas, fue máxima a elevaciones intermedias y en la Cordillera Frontal fue mayor que en la Cordillera Principal (Fig. 3B; Tabla S4). No hubo diferencias significativas en la riqueza local de especies nativas respecto a la distancia al sendero (hasta 22 m desde el borde del sendero; Tabla S4).

**Tabla 1.** Lista de especies exóticas identificadas en los senderos de la Cordillera Frontal, cobertura en relación con la cobertura total de la vegetación (%), frecuencia de ocurrencia en las parcelas 1, 2 y 3 (%), forma de crecimiento, ciclo, familia botánica, senderos donde fue detectada, elevación mínima y máxima, y número de ejemplar de referencia MERL. Abreviaturas= LB: Lomas Blancas; MN: Morro Negro; PG: Piedra grande. Símbolos= \*: especies con potencial para germinar a partir de heces de caballo (Ansong & Pickering, 2013; Dacar et al. 2019); +: especies que se encuentran entre las 50 especies de plantas exóticas más frecuentes en las montañas de todo el mundo (Seipel et al., 2012). En negrita las especies previamente no citadas para la zona de estudio (Méndez, 2009; Barros & Pickering, 2014).

Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Frecuencia (%) parcelas			Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
		1	2	3					Mínima	Máxima	
<i>Taraxacum officinale</i> *(+)	8,625	100	100	100	Hierba	Perenne	Asteraceae	PG, LB, MN	2561	3578	65127
<i>Cerastium arvense</i> (+)	5,714	100	100	100	Hierba	Perenne	Caryophyllaceae	PG, LB, MN	2561	3578	65128
<i>Trifolium repens</i> *(+)	4,027	27	20	18	Hierba	Perenne	Fabaceae	PG, LB, MN	2561	2982	65119
<i>Rumex acetosella</i> *(+)	1,286	35	35	35	Hierba	Perenne	Polygonaceae	PG, LB, MN	2561	3119	65129
<i>Poa annua</i> (*)	0,518	3	2	2	Graminoide	Anual, raramente bianual	Poaceae	LB	2944	3020	65151
<i>Arenaria serpyllifolia</i> *(+)	0,118	13	10	8	Hierba	Anual o bianual	Caryophyllaceae	MN	2561	2831	65136
<i>Alyssum alyssoides</i>	0,089	5	7	3	Hierba	Anual	Brassicaceae	PG, LB, MN	2824	2955	65111
<i>Rosa rubiginosa</i> *(+)	0,052	2	-	2	Arbusto	Perenne	Rosaceae	PG, MN	2702	2828	57401
<i>Erodium cicutarium</i> *(+)	0,038	5	5	2	Hierba	Anual o bianual	Geraniaceae	PG, MN	2561	3119	32923
<i>Verbascum thapsus</i> *(+)	0,028	-	-	3	Hierba	Bianual	Scrophulariaceae	MN	2600	2874	5017
<i>Carduus thomeri</i>	0,019	2	3	2	Hierba	Anual	Asteraceae	MN	2561	2600	65202
<i>Tragopogon dubius</i> (+)	0,014	-	3	2	Hierba	Anual o bianual	Asteraceae	MN	2561	2702	65188
<i>Agrostis scabra</i>	0,009	-	2	-	Graminoide	Perenne	Poaceae	MN	2729	2729	65154
<i>Lactuca scariola</i> (+)	0,009	-	2	2	Hierba	Anual o bianual	Asteraceae	MN	2561	2638	65203
<i>Malva neglecta</i>	0,009	-	-	3	Hierba	Anual	Malvaceae	LB, MN	2784	2884	65110
<i>Medicago minima</i> (*)	0,009	3	-	-	Hierba	Anual	Fabaceae	PG	2828	3040	5464
<i>Cirsium vulgare</i> (+)	0,005	-	2	-	Hierba	Anual o bianual	Asteraceae	PG	2828	2828	32275
<i>Medicago lupulina</i> *(+)	0,005	-	-	2	Hierba	Anual o bianual	Fabaceae	MN	2561	2561	65166
<i>Veronica peregrina</i> (*)	0,005	-	-	2	Hierba	Anual	Plantaginaceae	MN	2561	2561	66702
<i>Veronica persica</i>	0,005	2	-	-	Hierba	Anual	Plantaginaceae	PG	2828	2828	65164

**Tabla 2.** Lista de especies exóticas identificadas en los senderos de la Cordillera Principal, cobertura en relación con la cobertura total de la vegetación (%), frecuencia de ocurrencia en las parcelas 1, 2 y 3 (%), forma de crecimiento, ciclo, familia botánica, senderos donde fue detectada, elevación mínima y máxima, y número de ejemplar de referencia MERL. Abreviaturas= HORC: Quebrada de Horcones; VAC: Quebrada de Vacas; VAR: Quebrada de Vargas. Símbolos= \*: especies con potencial para germinar a partir de heces de caballo (Ansong & Pickering, 2013); +: especies que se encuentran entre las 50 especies de plantas exóticas más frecuentes en las montañas de todo el mundo (Seipel *et al.*, 2012). En **negrita** las especies previamente no citadas para la zona de estudio (Méndez, 2009; Barros & Pickering, 2014).

Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Frecuencia (%) parcelas			Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
		1	2	3					Mínima	Máxima	
<i>Convolvulus arvensis</i> (*) (+)	3,662	20	20	18	Hierba voluble	Perenne	Convolvulaceae	VAR, HORC, VAC	2417	3049	29331
<i>Polygonum monspeliensis</i>	0,968	2	-	-	Hierba Graminoide	Anual	Poaceae	VAC	2457	2636	65148
<i>Taraxacum officinale</i> (*) (+)	0,779	8	5	5	Hierba	Perenne	Asteraceae	HORC, VAC	2457	2997	65127
<i>Sisymbrium irio</i>	0,695	15	10	5	Hierba	Anual	Brassicaceae	VAR	2671	3078	65197
<i>Plantago lanceolata</i> (*) (+)	0,589	7	2	3	Hierba	Perenne	Plantaginaceae	VAC	2457	2668	43265
<i>Medicago sativa</i> (*)	0,400	5	2	2	Hierba	Perenne	Fabaceae	VAC	2417	2668	65103
<i>Salsola kali</i>	0,400	2	2	2	Hierba	Anual	Chenopodiaceae	HORC	2872	2872	56875
<i>Sisymbrium altissimum</i>	0,337	5	8	7	Hierba	Anual	Brassicaceae	VAC	2417	2636	65214
<i>Poa pratensis</i> (*) (+)	0,242	5	5	3	Hierba Graminoide	Anual	Poaceae	HORC	2963	2963	65132
<i>Camelina microcarpa</i>	0,221	5	7	5	Hierba	Anual	Brassicaceae	VAR	2711	2878	65105
<i>Malva neglecta</i>	0,210	7	3	2	Hierba	Anual	Malvaceae	VAR, HORC	2910	3078	65110
<i>Veronica anagallis-aquatica</i> (*)	0,200	2	5	-	Hierba	Perenne	Plantaginaceae	VAC	2457	2668	56843
<i>Hirschfeldia incana</i> (*)	0,168	3	5	3	Hierba	Anual o bianual	Brassicaceae	VAR, VAC	2417	2711	13377
<i>Trifolium repens</i> (*) (+)	0,168	2	3	-	Hierba	Perenne	Fabaceae	VAC	2457	2636	66151
<i>Lactuca serriola</i> (+)	0,095	5	5	3	Hierba	Anual o bianual	Asteraceae	VAR, VAC	2549	2711	65203
<i>Diplolaxis tenuifolia</i>	0,074	-	2	2	Hierba	Perenne	Brassicaceae	VAC	2417	2417	37161
<i>Eruca vesicaria</i>	0,074	2	2	-	Hierba	Anual	Brassicaceae	VAC	2417	2417	65190
<i>Sisymbrium orientale</i>	0,053	2	2	2	Hierba	Anual	Brassicaceae	VAC	2657	2844	65106
<i>Sonchus asper</i>	0,042	-	3	2	Hierba	Anual o bianual	Asteraceae	VAC	2636	2668	65201



Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Frecuencia (%) parcelas			Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
		1	2	3					Mínima	Máxima	
<i>Meillotus albus</i> (*)	0,032	3	2	-	Hierba o subarbusto	Anual o bianual	Fabaceae	VAC	2457	2668	47226
<i>Simapis arvensis</i>	0,032	2	2	2	Hierba	Anual	Brassicaceae	VAC	2549	2549	65216
<i>Erodium cicutarium</i> (*) (+)	0,021	2	2	-	Hierba	Anual o bianual	Geraniaceae	VAR	2711	2803	32923
<i>Avena sativa</i> (*)	0,011	2	-	-	Hierba	Anual	Poaceae	VAC	2657	2657	65152
<i>Medicago lupulina</i> (*) (+)	0,011	-	2	-	Hierba	Anual o bianual	Fabaceae	VAC	2457	2457	65166
<i>Rumex conglomeratus</i> (*)	0,011	-	2	-	Hierba	Perenne	Polygonaceae	VAC	2457	2457	65109
<i>Tamarix ramosissima</i>	0,011	-	-	2	Arbusto o árbol	Perenne	Tamaricaceae	VAC	2636	2636	18940
<i>Tragopogon dubius</i> (+)	0,011	2	-	-	Hierba	Anual o bianual	Asteraceae	HORC	2928	2928	65188
<i>Polygonum aviculare</i> (*) (+)	0,011	-	-	2	Hierba	Anual o bianual	Polygonaceae	VAC	2549	2549	65194

**Tabla 3.** Lista de especies nativas identificadas en los senderos de la Cordillera Frontal, cobertura en relación con la cobertura total de la vegetación (%), forma de crecimiento, ciclo, familia botánica, senderos donde fue detectada, elevación mínima y máxima, y número de ejemplar de referencia MERL. Abreviatura= ND: no disponible, corresponden a ejemplares que no estaban en condiciones de ser herborizados por lo que no se cuenta con número de MERL.

Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
						Mínima	Máxima	
<i>Bromus catharticus</i> var. <i>rupestris</i>	6,311	Graminoide	Bienal o perenne	Poaceae	PG	2828	3534	65173
<i>Nassauvia axillaris</i>	6,212	Arbusto	Perenne	Asteraceae	PG, LB, MN	2561	3490	23623
<i>Poa ligularis</i> var. <i>ligularis</i>	6,028	Graminoide	Perenne	Poaceae	PG, LB	2824	3460	65227
<i>Berberis empetrifolia</i>	4,82	subarbusto	Perenne	Berberidaceae	PG, LB, MN	2600	3578	33648
<i>Festuca magellanica</i>	3,83	Graminoide	Perenne	Poaceae	LB	2824	3460	22033
<i>Azorella monantha</i>	3,099	Hierba o subarbusto	Perenne	Apiaceae	PG, LB, MN	2824	3578	30344
<i>Koeleria kurtzii</i>	3,052	Graminoide	Perenne	Poaceae	LB, MN	2561	3170	65219
<i>Senecio trifidus</i>	2,835	subarbusto	Perenne	Asteraceae	PG, LB, MN	2600	3578	65172
<i>Adesmia subterranea</i>	2,674	subarbusto	Perenne	Fabaceae	PG, LB	3200	3578	56976
<i>Bromus catharticus</i>	2,637	Graminoide	Bienal o perenne	Poaceae	PG, LB, MN	2561	2955	65224
<i>Acaena platyacantha</i>	2,354	Hierba	Perenne	Rosaceae	PG, LB, MN	2561	3490	65108
<i>Calceolaria brunellifolia</i>	2,325	Hierba	Perenne	Calceolariaceae	PG, LB, MN	2561	3578	65174
<i>Rytidosperma virescens</i>	2,212	Graminoide	Perenne	Poaceae	PG, LB, LB	2675	3534	65218
<i>Astragalus arnotianus</i>	2,089	Hierba	Perenne	Fabaceae	PG, LB, MN	2729	3578	65126
<i>Azorella prolifera</i>	1,901	Arbusto	Perenne	Apiaceae	PG, LB, MN	2561	3534	45576
<i>Luzula racemosa</i>	1,75	Graminoide	Perenne	Juncaceae	PG, LB, MN	2675	3421	10793
<i>Oxalis subacaulis</i>	1,533	Hierba	Perenne	Oxalidaceae	PG, LB, MN	2561	3578	43222
<i>Trisetum</i> sp.	1,505	Graminoide	-	Poaceae	PG, MN	2561	3534	ND
<i>Valeriana ruizlealii</i>	1,439	Hierba	Perenne	Caprifoliaceae	PG, LB, MN	2675	3460	65162
<i>Deyeuxia</i> sp.	1,231	Graminoide	-	Poaceae	PG	2828	3400	ND
<i>Azorella ulicina</i>	1,052	Hierba o subarbusto	Perenne	Apiaceae	LB, MN	2824	3460	65115
<i>Gutierrezia baccharoides</i>	0,986	Subarbusto	Perenne	asteraceae	PG, LB, MN	2828	3578	65168
<i>Plantago monanthos</i> var. <i>monanthos</i>	0,986	Hierba	Perenne	Plantaginaceae	PG, LB	2824	3400	65113

Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
						Mínima	Máxima	
<i>Rytidosperma violaceum</i>	0,849	Graminoide	Perenne	Poaceae	MN	2561	2937	65157
<i>Calceolaria filicularis</i> var. <i>luxurians</i>	0,792	Hierba	Perenne	Calceolariaceae	LB	2884	3112	64344
<i>Colobanthus lycopodioides</i>	0,788	Subarbusto	Perenne	Caryophyllaceae	PG, LB, MN	2729	3534	65223
<i>Galium richardianum</i>	0,788	Hierba	Perenne	Rubiaceae	PG, LB, MN	2561	3400	65120
<i>Acaena poeppigiana</i>	0,764	Hierba	Perenne	Rosaceae	PG, LB, MN	2561	3578	65125
<i>Acaena pinnatifida</i>	0,594	Hierba	Perenne	Rosaceae	PG, LB, MN	2828	3446	65205
<i>Viola atropurpurea</i>	0,571	Hierba	Perenne	Violaceae	PG, LB, MN	2729	3578	41848
<i>Noccaea magellanica</i>	0,538	Hierba	Perenne	Brassicaceae	PG, LB, MN	2638	3578	65112
<i>Draba magellanica</i>	0,472	Hierba	Perenne	Brassicaceae	PG, LB, MN	2638	3534	65122
<i>Elymus</i> sp.	0,453	Graminoide	-	Poaceae	MN	2702	3109	ND
<i>Poa</i> sp.	0,443	Graminoide	-	Poaceae	PG	3578	3578	ND
<i>Trichocline dealbata</i>	0,443	Graminoide	Perenne	Asteraceae	PG, LB, MN	2850	3578	65167
<i>Tristagma ameghinoi</i>	0,42	Graminoide	Perenne	Amaryllidaceae	LB, MN	2702	3460	ND
<i>Bowlesia tropaeolifolia</i>	0,406	Hierba	Perenne	Apiaceae	PG, LB, MN	2702	3490	22568
<i>Arjona patagonica</i>	0,391	Hierba	Perenne	Schoepfiaceae	PG, LB, MN	2561	3360	13396
<i>Adesmia pinifolia</i>	0,373	Arbusto	Perenne	Fabaceae	PG	2940	3160	66119
<i>Cystopteris apiiformis</i>	0,354	Hierba	Perenne	Cystopteridaceae	LB, MN	2729	3460	65143
<i>Physaria crassistigma</i>	0,349	Hierba	Perenne	Brassicaceae	PG, LB, MN	2561	3578	31823
<i>Glandularia</i> sp.	0,34	Subarbusto	Perenne	Verbenaceae	PG, LB, MN	2561	3360	ND
<i>Silene echeagarayi</i>	0,302	Hierba	Perenne	Caryophyllaceae	PG, LB, MN	2600	3360	65145
<i>Armeria maritima</i>	0,278	Hierba	Perenne	Plumbaginaceae	PG, LB, MN	2729	3368	57096
<i>Anemone multifida</i>	0,255	Hierba	Perenne	Ranunculaceae	PG, MN	2702	3200	66735
<i>Erigeron myosotis</i>	0,245	Hierba	Perenne	Asteraceae	LB	2824	3460	65101
<i>Hordeum comosum</i>	0,236	Graminoide	Perenne	Poaceae	PG, MN	2675	3578	65134
<i>Lepidium bonariense</i>	0,236	Hierba	Anual	Brassicaceae	PG, LB, MN	2561	3320	65114
<i>Adesmia stenocaulon</i>	0,231	Hierba	Perenne	Fabaceae	LB, MN	2980	3421	65145

Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
						Minima	Máxima	
<i>Phacelia secunda</i>	0,208	Hierba o subarbusto	Perenne	Boraginaceae	PG, LB, MN	2561	3578	65177
<i>Conyza burkartii</i>	0,189	Hierba	Perenne	Asteraceae	PG, MN	2561	3160	65169
<i>Bromus setifolius</i>	0,184	Graminoide	Perenne	Poaceae	PG, MN	2561	3400	65159
<i>Polygala kurtzii</i>	0,16	Hierba	Perenne	Polygalaceae	PG, LB, MN	2600	3160	65176
<i>Sisyrinchium chilense</i>	0,141	Hierba	Perenne	Iridaceae	PG, MN	2561	3320	65220
<i>Festuca roigii</i>	0,137	Graminoide	Perenne	Poaceae	MN	2702	2955	65153
<i>Vicia setifolia</i>	0,132	Hierba	Anual	Fabaceae	MN	2561	2937	65195
<i>Poa lanuginosa</i>	0,127	Graminoide	Perenne	Poaceae	PG	2940	3578	63500
<i>Tetraglochin alata</i>	0,123	Arbusto	Perenne	Rosaceae	LB, MN	2909	3460	57048
<i>Erythranthe lutea</i>	0,118	Hierba	Anual o bianual	Phrymaceae	LB	3020	3020	57202
<i>Calandrinia caespitosa</i>	0,108	Hierba	Perenne	Montiaceae	LB, MN	2729	3421	65161
<i>Gamocarpha</i> sp.	0,108	Hierba	-	Calyceraceae	LB	3142	3395	ND
<i>Poa holciformis</i>	0,108	Graminoide	Perenne	Poaceae	MN	3200	3200	65158
<i>Eragrostis</i> sp.	0,094	Graminoide	-	Poaceae	MN	3134	3170	ND
<i>Caiophora pulchella</i>	0,09	Hierba	-	Loasaceae	PG, LB, MN	3170	3578	65165
<i>Senecio filaginoides</i>	0,09	Arbusto	Perenne	Asteraceae	PG	2848	3446	65051
<i>Margyricarpus pinnatus</i>	0,08	Arbusto o subarbusto	Perenne	Rosaceae	PG	2911	3160	23059
<i>Nassauvia lagascae</i>	0,08	Hierba	Perenne	Asteraceae	MN	2980	2980	5753
<i>Phleum alpinum</i>	0,071	Graminoide	Perenne	Poaceae	LB	3020	3020	65144
<i>Erigeron leptopetalus</i>	0,066	Hierba	Perenne	Asteraceae	PG, MN	2675	3160	65201
<i>Draba</i> sp.	0,057	Hierba	-	Brassicaceae	PG	2911	3040	ND
<i>Senecio triodon</i>	0,057	Subarbusto	Perenne	Asteraceae	PG	2848	2848	65171
<i>Perezia pungens</i>	0,052	Hierba	Perenne	Asteraceae	PG, LB, MN	2702	3160	ND
<i>Tomostima australis</i>	0,052	Hierba	Anual	Brassicaceae	LB	2824	3047	65131
<i>Draba pusilla</i>	0,047	Hierba	Perenne	Brassicaceae	PG	2848	3280	56938
<i>Gentianella multicaulis</i>	0,047	Hierba	Bianual	Gentianaceae	LB, MN	2944	3245	65138
<i>Koeleria</i> aff. <i>mendocinensis</i>	0,047	Graminoide	Perenne	Poaceae	LB	3460	3460	65221
<i>Oenothera mendocinensis</i>	0,042	Hierba	Anual	Onagraceae	PG, MN	2848	3008	65207
<i>Rytidosperma</i> sp.	0,042	Graminoide	-	Poaceae	PG	3200	3240	ND

Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
						Minima	Máxima	
<i>Tristagma patagonicum</i>	0,042	Hierba	Perenne	Amaryllidaceae	LB	2824	2980	65117
<i>Vicia bijuga</i>	0,042	Hierba	Anual o bianual	Fabaceae	LB	2980	3245	65116
<i>Bowlesia incana</i>	0,038	Hierba	Anual	Apiaceae	MN	2831	2831	2315
<i>Menonvillea scapigera</i> subsp. <i>scapigera</i>	0,038	Hierba	Perenne	Brassicaceae	LB, MN	2729	3263	65130
<i>Nassauvia cumingii</i>	0,038	Hierba	Perenne	Asteraceae	LB, MN	3020	3200	ND
<i>Ranunculus peduncularis</i>	0,038	Hierba	Perenne	Ranunculaceae	LB	2944	3020	65124
<i>Carex macloviana</i>	0,033	Graminoide	Perenne	Cyperaceae	LB	2824	3020	65118
<i>Ephedra chilensis</i>	0,033	Arbusto	Perenne	Ephedraceae	PG	3008	3280	65107
<i>Jaborosa caulescens</i>	0,033	Hierba	Perenne	Solanaceae	LB, MN	2980	3421	48069
<i>Oriastrum pulvinatum</i> var. <i>pulvinatum</i>	0,033	Hierba	Perenne	Asteraceae	LB, MN	2955	3340	65215
<i>Plantago australis</i>	0,033	Hierba	Perenne	Plantaginaceae	MN	2638	2937	65204
<i>Senecio odonellii</i>	0,033	Hierba	Perenne	Asteraceae	LB, MN	3010	3245	65140
<i>Symphotrichum glabrifolium</i>	0,028	Hierba	Perenne	Asteraceae	PG	2911	3534	ND
<i>Oenothera</i> sp.	0,024	Hierba	-	Onagraceae	LB	2944	3047	ND
<i>Saxifraga magellanica</i>	0,024	Hierba	Perenne	Saxifragaceae	LB	2944	3395	66734
<i>Elymus scabriglumis</i>	0,019	Graminoide	Perenne	Poaceae	MN	3200	3200	65160
<i>Gilia crassifolia</i>	0,019	Hierba	Anual	Polemoniaceae	MN	2561	2784	65179
<i>Valeriana</i> sp.	0,019	Hierba	-	Caprifoliaceae	PG	2940	3040	ND
<i>Adesmia echinus</i>	0,014	Arbusto	Perenne	Fabaceae	PG	3578	3578	65184
<i>Hieracium guillesianum</i>	0,014	Hierba	Perenne	Asteraceae	PG	3040	3360	65170
<i>Microsteris gracilis</i>	0,014	Hierba	Anual	Polemoniaceae	LB	2824	2824	63821
<i>Oenothera picensis</i>	0,014	Hierba	Anual	Onagraceae	PG	2982	3040	65163
<i>Tristagma nivale</i>	0,014	Hierba	Perenne	Amaryllidaceae	MN	3170	3170	ND
<i>Cistanthe picta</i>	0,009	Hierba	Perenne	Montiaceae	MN	3170	3200	66470
<i>Perezia recurvata</i>	0,009	Hierba	Perenne	Asteraceae	PG	2940	3360	3130
<i>Perezia</i> sp.	0,009	Hierba	-	Asteraceae	PG	2940	2940	ND
<i>Sisyrinchium macrocarpum</i>	0,009	Hierba	Perenne	Iridaceae	MN	2702	2937	ND

Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
						Mínima	Máxima	
<i>Cardionema ramosissima</i>	0,005	Hierba	Perenne	Caryophyllaceae	PG	3490	3490	42445
<i>Chenopodium frigidum</i>	0,005	Hierba	Anual	Chenopodiaceae	LB	2884	2884	65199
<i>Colobanthus subulatus</i>	0,005	Hierba	Perenne	Caryophyllaceae	LB	3216	3216	65225
<i>Descurainia pimpinellifolia</i>	0,005	Hierba	Anual	Brassicaceae	LB	2884	2884	65121
<i>Menonvillea aff. famatinensis</i>	0,005	Hierba	Perenne	Brassicaceae	LB	3306	3306	65228
<i>Menonvillea scapigera</i> subsp. <i>longipes</i>	0,005	Hierba	Perenne	Brassicaceae	MN	3170	3170	65141
<i>Oenothera magellanica</i>	0,005	Hierba	Anual o Bienal	Onagraceae	LB	2884	2884	30443
<i>Plantago patagonica</i>	0,005	Hierba	Anual	Plantaginaceae	MN	2600	2600	62814
<i>Poa aff. obvallata</i>	0,005	Graminoide	Perenne	Poaceae	MN	2937	2937	ND

**Tabla 4.** Lista de especies nativas identificadas en los senderos de la Cordillera Principal, cobertura en relación con la cobertura total de la vegetación (%), forma de crecimiento, ciclo, familia botánica, senderos donde fue detectada, elevación mínima y máxima, y número de ejemplar de referencia MERL. Abreviatura= ND: no disponible, corresponden a ejemplares que no estaban en condiciones de ser herborizados por lo que no se cuenta con número de MERL.

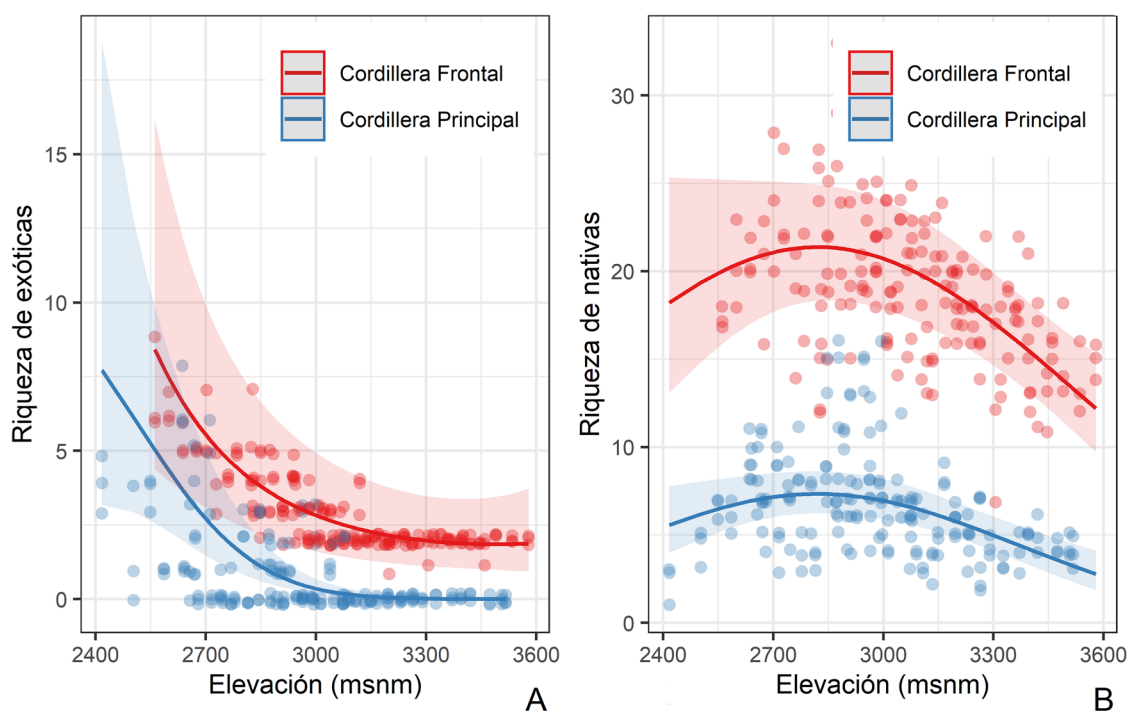
Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
						Mínima	Máxima	
<i>Poa holciformis</i>	21,2	Graminoide	Perenne	Poaceae	VAC, HORC, VAC	2417	3507	65149
<i>Adesmia aegiceras</i>	9,368	Arbusto	Perenne	Fabaceae	VAR, HORC, VAC	2847	3263	66134
<i>Adesmia echinus</i>	8,853	Arbusto	Perenne	Fabaceae	HORC	3108	3517	65184
<i>Acaena magellanica</i>	8,579	Hierba	Perenne	Rosaceae	VAR, HORC, VAC	2457	3166	65191
<i>Adesmia pinifolia</i>	6,474	Arbusto	Perenne	Fabaceae	VAR, VAC	2549	2994	66119
<i>Pappostipa chrysophylla</i>	5,832	Hierba	Perenne	Fabaceae	VAR, HORC, VAC	2549	3517	65133
<i>Acaena pinnatifida</i>	2,442	Hierba	Perenne	Rosaceae	VAR, HORC, VAC	2586	3196	65205
<i>Juncus balticus</i> ssp. <i>mexicanus</i>	2,389	Graminoide	Perenne	Juncaceae	VAR, VAC	2457	2711	65147

Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
						Mínima	Máxima	
<i>Bromus setifolius</i>	2,095	Graminoide	Perenne	Poaceae	VAR, HORC, VAC	2417	3507	65135
<i>Acaena splendens</i>	2,084	Hierba	Perenne	Rosaceae	VAR, HORC, VAC	2503	3196	65208
<i>Berberis empetrifolia</i>	1,632	Arbusto	Perenne	Beridaceae	VAR, HORC, VAC	2641	3234	33648
<i>Phacelia secunda</i>	1,432	Hierba	Perenne	Boraginaceae	VAR, HORC, VAC	2641	3420	65177
<i>Lupinus andicola</i>	1,2	Hierba	-	Fabaceae	VAC	2586	2636	65222
<i>Tropaeolum polyphyllum</i>	1,168	Hierba	Perenne	Tropaeolaceae	VAR, HORC, VAC	2711	3149	46268
<i>Hordeum comosum</i>	1,063	Graminoide	Perenne	Poaceae	VAR, HORC, VAC	2457	3049	65134
<i>Gilia crassifolia</i>	1	Hierba	Anual	Polemoniaceae	VAR, HORC, VAC	2549	3507	65179
<i>Polypogon interruptus</i>	0,979	Graminoide	Perenne	Poaceae	VAC	2457	2636	65155
<i>Descurainia pimpinellifolia</i>	0,947	Hierba	Anual	Brassicaceae	VAR, VAC	2657	3263	65121
<i>Ephedra chilensis</i>	0,789	Arbusto	Perenne	Ephedraceae	VAR, VAC	2657	2877	65107
<i>Mostacillastrum andinum</i>	0,789	Hierba	Perenne	Brassicaceae	VAR, HORC, VAC	2872	3474	65180
<i>Nicotiana corymbosa</i>	0,779	Hierba	Anual	Solanaceae	HORC, VAC	2417	3263	65183
<i>Eleocharis pseudoalbibracteata</i>	0,684	Graminoide	Perenne	Cyperaceae	VAC	2457	2668	42445
<i>Arjona patagonica</i>	0,674	Hierba	Perenne	Schoepfiaceae	VAR, HORC, VAC	2641	3263	13396
<i>Jaborosa laciniata</i>	0,663	Hierba	Perenne	Solanaceae	HORC, VAC	2989	3507	56970
<i>Phylloscirpus acaulis</i>	0,632	Graminoide	Perenne	Cyperaceae	VAC	2457	2668	65142
<i>Tetraglochin alata</i>	0,558	Arbusto	Perenne	Rosaceae	VAC	2549	2716	57048
<i>Phacelia cumingii</i>	0,516	Hierba	Anual	Boraginaceae	VAR, VAC	2741	3263	65178
<i>Astragalus cruckshanksii</i>	0,474	Hierba	Perenne	Fabaceae	VAR, HORC, VAC	2641	3196	40523
<i>Stipa</i> sp.	0,474	Graminoide	-	Poaceae	VAR	2671	3166	ND
<i>Bromus catharticus</i>	0,442	Graminoide	bienal o perenne	Poaceae	VAR, VAC	2457	2711	65224
<i>Poa ligularis</i> var. <i>ligularis</i>	0,421	Graminoide	Perenne	Poaceae	VAC	2503	2503	65227
<i>Melosperma andicola</i>	0,4	Hierba	Perenne	Plantaginaceae	VAR, HORC	2847	3263	65193
<i>Baccharis juncea</i>	0,316	Hierba	Perenne	Asteraceae	VAC	2668	2668	65104
<i>Deyeuxia velutina</i>	0,316	Graminoide	Perenne	Poaceae	VAC	2457	2457	ND

Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
						Mínima	Máxima	
<i>Euphorbia portulacoides</i>	0,316	Hierba	Perenne	Euphorbiaceae	VAR, VAC	2503	2947	65212
<i>Gilia laciniata</i>	0,316	Hierba	Añual	Polemoniaceae	VAC	2549	3075	65196
<i>Doniophyton anomalum</i>	0,295	Hierba	Perenne	Asteraceae	VAR, HORC, VAC	2417	3263	34598
<i>Gayophytum micranthum</i>	0,263	Hierba	Añual	Onagraceae	VAR, VAC	2586	3090	65206
<i>Lycium chilense</i> var. <i>vergae</i>	0,242	Arbusto	Perenne	Solanaceae	VAR, HORC	2847	3166	65187
<i>Chenopodium frigidum</i>	0,168	Hierba	Añual	Chenopodiaceae	VAR, VAC	2657	2910	65199
<i>Montiopsis gilliesii</i>	0,147	Hierba	Perenne	Montiaceae	HORC	2893	3078	65211
<i>Senecio subulatus</i>	0,147	Arbusto	Perenne	Asteraceae	VAC	2503	2503	65217
<i>Senecio volckmannii</i>	0,137	Subarbusto	Perenne	Asteraceae	HORC	3507	3517	65186
<i>Gamocarpa ventosa</i>	0,116	Hierba	Perenne	Calyceraceae	HORC, VAC	2636	2963	58332
<i>Astragalus arnotianus</i>	0,105	Hierba	Perenne	Fabaceae	VAR, HORC	2910	3517	65185
<i>Mutisia sinuata</i>	0,074	arbusto	Perenne	Asteraceae	VAR	2964	2964	65192
<i>Senecio angustissimus</i>	0,074	Subarbusto	Perenne	Asteraceae	VAR	2910	2994	65137
<i>Calceolaria filicularis</i> var. <i>luxurians</i>	0,053	Hierba	Perenne	Calceolariaceae	VAC	2636	2636	64344
<i>Perezia carthamoides</i>	0,053	Hierba	Perenne	Asteraceae	HORC	2997	3108	38465
<i>Leucheria runcinata</i>	0,042	Hierba	Perenne	Asteraceae	HORC	3196	3196	65182
<i>Perezia pungens</i>	0,042	Hierba	Perenne	Asteraceae	VAC	2912	2912	ND
<i>Sisyrinchium chilense</i>	0,042	Hierba	Perenne	Iridaceae	VAC	2668	2668	65220
<i>Leucheria</i> sp.	0,032	Hierba	-	Asteraceae	VAR	2994	2994	ND
<i>Menonvillea cuneata</i>	0,032	Hierba	Perenne	Brassicaceae	HORC	3149	3517	65189
<i>Oenothera</i> sp.	0,032	Hierba	-	Onagraceae	VAC	2636	2636	ND
<i>Poa lanuginosa</i>	0,032	Graminoide	Perenne	Poaceae	VAC	2844	2844	63500
<i>Pozoa coriacea</i>	0,032	Hierba	Perenne	Apiaceae	VAC	2636	2636	56969
<i>Adesmia subterranea</i>	0,021	Subarbusto	Perenne	Fabaceae	HORC	3517	3517	56976
<i>Cistanthe picta</i>	0,021	Hierba	Perenne	Montiaceae	HORC	3395	3507	66470
<i>Cryptantha patagonica</i>	0,021	Hierba	Añual	Boraginaceae	VAR	2994	2994	65226
<i>Latace andina</i>	0,021	Hierba	Perenne	Amaryllidaceae	VAC	2668	2716	ND
<i>Montiopsis</i> aff. <i>potentilloides</i>	0,021	Hierba	Perenne	Montiaceae	VAR, VAC	2586	2586	65213
<i>Senecio donianus</i>	0,021	Subarbusto	Perenne	Asteraceae	HORC	2963	3196	65181
<i>Bromus</i> sp.	0,011	Graminoide	-	Poaceae	HORC	3290	3290	ND
<i>Deschampsia caespitosa</i>	0,011	Graminoide	Perenne	Poaceae	VAC	2668	2668	44521
<i>Doniophyton weddellii</i>	0,011	Hierba	Perenne	Asteraceae	HORC, VAC	2586	2928	65209
<i>Eremium erianthum</i>	0,011	Graminoide	Perenne	Poaceae	VAC	2417	2417	65156



Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
						Mínima	Máxima	
<i>Haplopappus scrobiculatus</i>	0,011	Arbusto	Perenne	Asteraceae	VAC	2877	2877	65200
<i>Lappula redowskii</i>	0,011	Hierba	Anual o Bianual	Boraginaceae	VAC	2549	2549	45104
<i>Mostacillastrum commune</i>	0,011	Hierba	Anual o Bianual	Brassicaceae	VAR	2994	2994	34546
<i>Pilosyles berteroi</i>	0,011	Parásita	Anual o Bianual	Apodanthaceae	VAC	3013	3013	65198
<i>Plantago aff. barbata</i>	0,011	Hierba	Perenne	Plantaginaceae	HORC	2963	2963	56989



**Fig. 3.** Variación de la riqueza de especies por parcela en función de la elevación para la Cordillera Frontal (rojo) y la Cordillera Principal (azul). **A:** Riqueza de especies exóticas. **B:** Riqueza de especies nativas.

## DISCUSIÓN

En este trabajo registramos las especies nativas y exóticas que crecen en los bordes de los senderos y lejos de los mismos a lo largo de gradientes de elevación. Con esta información generamos listados de las especies junto con su distribución altitudinal en dos áreas protegidas de los Andes áridos. Encontramos especies exóticas que no

habían sido citadas previamente para la zona; por lo tanto, estos registros amplían los rangos de distribución conocidos para algunas especies. Además, encontramos mayor riqueza regional de especies exóticas en la Cordillera Principal respecto a la Frontal; sin embargo, en la Cordillera Frontal las especies exóticas presentan un rango más amplio de distribución a lo largo del gradiente y alcanzan los límites altitudinales de la vegetación nativa

continua (3600 m s.n.m.). Como esperábamos, en ambas cordilleras la riqueza de especies exóticas disminuyó con la elevación, mientras que las especies nativas tuvieron su máximo a elevaciones medias. La riqueza de especies nativas fue mayor en la Cordillera Frontal respecto a la Principal.

La riqueza de especies nativas fue máxima a elevaciones intermedias, lo que coincide con el patrón frecuentemente detectado a lo largo de gradientes de elevación a escalas globales y regionales (Grytnes & McCain, 2013; Haider *et al.*, 2018). En montañas de regiones áridas, este patrón puede deberse a que, en las zonas bajas, donde las precipitaciones son menores y mayores las temperaturas, la evaporación es mayor, por lo que la disponibilidad de agua en el suelo es un factor de estrés para las plantas. Mientras que, a mayores elevaciones, las bajas temperaturas actúan como filtro que restringe las especies que pueden crecer en esas condiciones (Darwin, 1859; Grytnes & McCain, 2013).

La riqueza de las especies exóticas disminuyó con la elevación, lo que coincide con la mayoría de los patrones observados en los Andes y otras regiones montañosas (McDougall *et al.*, 2011; Seipel *et al.* 2012; Barros & Pickering, 2014; Alexander *et al.*, 2016; Averett *et al.*, 2016; Yang *et al.*, 2018; Liedtke *et al.*, 2020). Esto podría deberse a que las condiciones vinculadas con el aumento de la elevación, como la disminución de las temperaturas, el aumento de la radiación solar (Trombotto *et al.*, 1997; Körner, 2007; Roig *et al.*, 2007), constituyen un fuerte filtro ambiental para especies exóticas que suelen provenir de ambientes menos estresantes que nuestra zona de estudio. Además, el patrón observado también podría deberse a que las especies exóticas aún no han llegado a las elevaciones más altas como consecuencia de la disminución de la presión de propágulos con la elevación (Liedtke *et al.*, 2020). Sin embargo, en base a nuestro estudio observacional no podemos diferenciar el efecto de la elevación de la presión de propágulos. El mayor rango de distribución altitudinal abarcado por las especies exóticas en la Cordillera Frontal respecto a la Principal podría deberse a las condiciones ambientales más húmedas de la primera, ya que además de las precipitaciones invernales provenientes del pacífico, esta última posee un aporte adicional de precipitaciones estivales de origen Atlántico (Hoke *et al.*, 2013;

Crespo *et al.*, 2017): la precipitación media anual en el Parque Cordón del Plata es de 398 mm (1979-2015), mientras que el Parque Aconcagua es más seco, con una precipitación media anual de 100 mm (2003-2013) (Barros & Pickering, 2014; Trombotto *et al.*, 2020).

La riqueza de especies exóticas no varió significativamente con la distancia al sendero. Esto contradice lo hallado en ambientes montañosos boscosos, donde la riqueza de exóticas fue mayor cerca de los senderos (Liedtke *et al.*, 2020). Estas diferencias podrían deberse a que en los Andes áridos las comunidades están dominadas por pastizales y arbustales dispersos que no impiden el tránsito de personas y animales (Barros & Pickering, 2017), lo que podría favorecer el transporte de propágulos más allá de los bordes de los senderos. Sin embargo, a pesar de que no hay diferencias significativas en el número de especies con la distancia al sendero, en Alvarez *et al.* (2022) encontramos que sí hay una mayor probabilidad de ocurrencia de especies exóticas cerca de los senderos en esta región. A su vez, algunas especies exóticas sólo se encontraron en los bordes de los senderos, lo que sugiere que estas infraestructuras favorecen su establecimiento.

La mitad de las especies exóticas registradas pueden germinar a partir de heces de caballos (Ansong & Pickering, 2013; Dacar *et al.*, 2019), lo que sugiere que la presencia de estas especies podría asociarse al uso ganadero histórico en nuestra área de estudio (Pérez, 1992; Astudillo *et al.*, 2018; Domic *et al.*, 2018; Liedtke *et al.*, 2020; Joslin, 2021). Además, en un estudio previo registramos una correlación positiva entre la densidad de heces de ganado y la riqueza, la ocurrencia y la cobertura de exóticas (Alvarez *et al.*, 2022), por lo que el ganado podría estar actuando como impulsor de las invasiones de plantas como ha sido encontrado en otros ambientes (Wells & Lauenroth, 2007; Loydi & Zalba, 2009; Quinn *et al.*, 2010). Son varios los mecanismos por los cuales el ganado puede favorecer el establecimiento y propagación de las plantas exóticas, entre ellos puede mencionarse el transporte de semillas a través de su pelaje y en las heces (Ansong & Pickering, 2013), el aporte de nutrientes y humedad en los montículos de heces generando microhábitat favorables (Loydi & Zalba, 2009; Quinn *et al.*, 2010), y el daño de la vegetación nativa por el pastoreo y pisoteo (Ansong & Pickering, 2013).

El 66% de las especies exóticas registradas en la Cordillera Frontal están entre las 50 especies exóticas más frecuentes en las montañas del mundo (Seipel *et al.*, 2012), mientras que el 35% de las exóticas registradas en la Cordillera Principal están en ese grupo. Entre las exóticas más abundantes están algunas especies conocidas por haber generado impactos fuertemente negativos en otras regiones: *T. officinale*, *C. arvensis*, *T. repens* y *Rumex acetosella* L. (Muñoz & Cavieres, 2008; Franzese & Ghermandi, 2014; Fuentes *et al.*, 2014; Balah, 2015). Particularmente, las especies exóticas arbustivas registradas en nuestros relevamientos *Rosa rubiginosa* y *Tamarix ramosissima*, son muy invasoras y representan una amenaza para la integridad de los ecosistemas. *Rosa rubiginosa* genera densos matorrales que pueden excluir a la mayoría de los arbustos y otras especies nativas (Herrera *et al.*, 2016). Es una especie muy abundante en los bordes de caminos vehiculares, en quebradas, en vegas y en bordes de cursos de agua, y está presente en áreas protegidas de montaña en la Provincia de Mendoza como el Parque Provincial Cordón del Plata, el Parque Provincial Manzano Portillo de Piuquenes y la Reserva Natural Privada Villavicencio (Méndez, 2009; Mazzolari, 2017). Por otro lado, *T. ramosissima* es una especie invasora común en ambientes áridos y semiáridos de Argentina y, es abundante y problemática en otra área protegida de Mendoza, la Reserva Natural Humedal Llanquanelo (Natale *et al.*, 2010). Tiene el potencial de alterar las propiedades fisicoquímicas del suelo, de desplazar especies de plantas nativas y de alterar el ciclo hidrológico, ya que aumenta las tasas de evapotranspiración, modifica el nivel freático y modifica el flujo de los ríos (Natale *et al.*, 2010; Araya *et al.*, 2022). Si bien detectamos pocos individuos de estas especies a lo largo de los senderos relevados, es crucial desarrollar planes de monitoreo y erradicación en la zona, ya que el manejo y la erradicación de estas especies son difíciles y costosos en etapas más avanzadas del proceso de invasión.

## CONCLUSIONES

Nuestro estudio contribuye a conocer cómo se distribuyen las especies de plantas a lo largo de los gradientes de elevación y de distancia a senderos recreativos. Encontramos que las especies exóticas

están ampliamente distribuidas alcanzando grandes elevaciones en dos áreas protegidas de la Cordillera de los Andes. A su vez, identificamos que los senderos recreativos favorecen a algunas especies exóticas que solo se encontraron en sus bordes. Nuestros registros pueden contribuir a comprender, mediante la integración con otros datos ambientales y de atributos funcionales de las especies, los procesos subyacentes que explican los patrones observados, predecir la vulnerabilidad de las especies al cambio climático y cambios futuros en las comunidades, e identificar las especies exóticas con potencial de ampliar su distribución geográfica. Esto es particularmente relevante para la gestión de las áreas protegidas, ya que permiten definir prioridades en las acciones para la conservación de las comunidades y en la gestión de especies exóticas.

## CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

MAA, AB, DPV y VA diseñaron este estudio; MAA, AB y LJB llevaron a cabo los relevamientos de campo e identificación de especies; MAA, AB, DPV, VA y LJB analizaron los datos y escribieron el manuscrito. Todos los autores contribuyeron a la discusión y revisión crítica del artículo.

## AGRADECIMIENTOS

A Juan Pablo Scarpa, Hernán Gargantini, José Beamonte, Sol Montepelusso, Walter Tulle, Florencia Alvarez y Guillermina Elías por la asistencia en el trabajo de campo; y a la Dirección de Recursos Naturales Renovables Mendoza por la asistencia en la logística del trabajo de campo. También a CONICET, Universidad Nacional de Cuyo (SECTYP M022, SIIP M062), Neotropical Grassland Conservancy y The Rufford Foundation por proveer los recursos económicos.

## BIBLIOGRAFÍA

AIZEN, M. A., C. L. MORALES & J. M. MORALES. 2008. Invasive mutualists erode native pollination webs. *Plos Biol.* 6: 396-403. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0060031>

- ALEXANDER, J. M., J. J. LEMBRECHTS, L. A. CAVIERES, C. DAHLER, S. HAIDER, C. KUEFFER, G. LIU, K. MCDUGALL, A. MILBAU, A. PAUCHARD, L. J. REW & T. SEIPEL. 2016. Plant invasions into mountains and Alpine ecosystems: current status and future challenges. *Alpine Bot.* 126: 89-103. <https://doi.org/10.1007/s00035-016-0172-8>
- ALVAREZ, M. A. 2022. *Distribución y abundancia de plantas exóticas a lo largo de gradientes de elevación y de disturbio en ecosistemas altoandinos de Mendoza*. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Cuyo, Argentina.
- ALVAREZ, M. A., A. BARROS, D. P. VÁZQUEZ, L. DE J. BONJOUR, J. LEMBRECHTS, R. WEDEGÄRTNER & V. ASCHERO. 2022. Hiking and livestock favor non-native plants in the high Andes. *Biol. Invasions* 24: 3475-3488. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02851-1>
- ANSONG, M. & C. PICKERING. 2013. A global review of weeds that can germinate from horse dung. *Ecol. Manag. Restor.* 14: 216-23. <https://doi.org/10.1111/emr.12057>
- ARAYA, T., A. V. MLAHLWA, M. A.M.ABD ELBASIT & S. W. NEWETE. 2022. The impact of *Tamarix* invasion on the soil physicochemical properties. *Sci. Rep.-Uk.* 12: 1-11. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-09797-3>
- ASCHERO, V., A. BARROS, L. BONJOUR & M. C. PÉREZ SOSA. 2017. Invasiones de plantas en caminos vehiculares de montaña de los Andes centrales: ¿sobre patas o sobre ruedas? *Bol. Soc. Argent. Bot. (Supl.)* 52: 100.
- ASTUDILLO, P. X., S. BARROS, D. C. SIDONS & E. ZÁRATE. 2018. Influence of habitat modification by livestock on páramo bird abundance in southern Andes of Ecuador. *Stud. Neotrop.* 53: 29-37. <https://doi.org/10.1080/01650521.2017.1382122>
- AVERETT, J. P., B. MCCUNE, C. G. PARKS, B. J. NAYLOR, T. DELCURTO & R. MATA-GONZÁLEZ. 2016. Non-native plant invasion along elevation and canopy closure gradients in a middle rocky mountain ecosystem. *PlosOne* 11: 1-24. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0147826>
- BALAH, M. 2015. Allelopathic effects of bindweed (*Convolvulus arvensis* L.) root exudates on plants and soil microflora. *Egypt. J. Desert Res.* 65: 31-46. <https://doi.org/10.21608/ejdr.2015.5776>
- BALLANTYNE, M. & C. M. PICKERING. 2015. The impacts of trail infrastructure on vegetation and soils: current literature and future directions. *J. Environ. Manage.* 164: 53-64. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.032>
- BARROS, A., V. ASCHERO, A. MAZZOLARI, L. A. CAVIERES & C. M. PICKERING. 2020. Going off trails: how dispersed visitor use affects Alpine vegetation. *J. Environ. Manage.* 267: 110546. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110546>
- BARROS, A., J. GONNET & C. PICKERING. 2013. Impacts of informal trails on vegetation and soils in the highest protected area in the Southern Hemisphere. *J. Environ. Manage.* 127: 50-60. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.030>
- BARROS, A. & C. M. PICKERING. 2017. How networks of informal trails cause landscape level damage to vegetation. *J. Environ. Manage.* 60: 57-68. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0865-9>
- BARROS, A. & C. M. PICKERING. 2014. Non-native plant invasion in relation to tourism use of Aconcagua Park, Argentina, the highest protected area in the Southern Hemisphere. *Mt. Res. Dev.* 34: 13-26. <https://doi.org/10.1659/mrd-journal-d-13-00054.1>
- BARROS, A. & C. M. PICKERING. 2015. Impacts of experimental trampling by hikers and pack animals on a high-altitude Alpine sedge meadow in the Andes. *Plant Ecol. Diver.* 8: 265-276. <https://doi.org/10.1080/17550874.2014.893592>
- BROOKS, M. E., K. KRISTENSEN, K. J. VAN BENTHEM, A. MAGNUSSON, C. W. BERG, A. NIELSEN, H. J. SKAUG, M. MÄCHLER & B. M. BOLKER. 2017. Glimmtmb balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *R J.* 9: 378-400. <https://doi.org/10.3929/ethz-b-000240890>
- BRUCKMAN, D. & D. R. CAMPBELL. 2016. Pollination of a native plant changes with distance and density of invasive plants in a simulated biological invasion. *Am. J. Bot.* 103: 1458-1465. <https://doi.org/10.3732/ajb.1600153>
- BUCKLEY, R. 2006. *Adventure tourism*. CAB International, London.
- CARBONI, M., M. GUÉGUEN, C. BARROS, D. GEORGES, I. BOULANGEAT, R. DOUZET, S. DULLINGER, G. KLONNER, M. VANKLEUNEN, F. ESSL, O. BOSSDORF, E. HAEUSER, M. V. TALLUTO, D. MOSER, S. BLOCK, L. CONTI, I. DULLINGER, T. MÜNKEMÜLLER & W. THUILLER. 2018. Simulating plant invasion dynamics in mountain ecosystems under global

- change scenarios. *Glob. Chang. Biol.* 24: 289-302. <https://doi.org/10.1111/gcb.13879>
- CHARDON, N. I., C. RIXEN, S. WIPF & D. F. DOAK. 2019. Human trampling disturbance exerts different ecological effects at contrasting elevational range limits. *J. Appl. Ecol.* 56: 1389-1399. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13384>
- CHARDON, N. I., S. WIPF, C. RIXEN, A. BEILSTEIN & D. F. DOAK. 2018. Local trampling disturbance effects on Alpine plant populations and communities: negative implications for climate change vulnerability. *Int. J. Bus. Innov.* 17: 7921-7935. <https://doi.org/10.1002/ece3.4276>
- CRESPO, S., J. ARANIBAR, L. GOMEZ, M. SCHWIKOWSKI, S. BRUETSCH, L. CARA & R. VILLALBA. 2017. Ionic and stable isotope chemistry as indicators of water sources to the upper Mendoza river basin, Central Andes of Argentina. *Hydrol. Sci. J.* 62: 588-605. <https://doi.org/10.1080/02626667.2016.1252840>
- DACAR, M. A., A. D. DALMASSO, S. Y. BOBADILLA & M. F. CUEVAS. 2019. Rol del ganado doméstico en el establecimiento de la especie invasora rosa mosqueta (*Rosa rubiginosa* L.) en los Andes áridos, Argentina. *Mastozool. Neotrop.* 26: 331-339. <https://doi.org/10.31687/saremmn.19.26.2.0.17>
- DARWIN, C. 1859. *On the origin of species by means of natural selection, or preservation of favoured races in the struggle for life.* John Murray, London.
- DAVIS, M. A., J. P. GRIME & K. THOMPSON. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *J. Eco.* 88: 528-534. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x>
- DOMIC, A. I., J. M. CAPRILES, K. ESCOBAR-TORREZ, C. M. SANTORO & A. MALDONADO. 2018. Two thousand years of land-use and vegetation evolution in the Andean highlands of northern Chile inferred from pollen and charcoal analyses. *Quat.* 1: 1-20. <https://doi.org/10.3390/quat1030032>
- FRANZESE, J. & L. GHERMANDI. 2014. Early competition between the exotic herb *Rumex acetosella* and two native tussock grasses with different palatability and water stress tolerance. *J. Arid Environ.* 106: 58-62. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.03.004>
- FUENTES, N., P. SÁNCHEZ, A. PAUCHARD, J. URRUTIA & L. CAVIERES. 2014. *Plantas invasoras del centro-sur de Chile: una guía de campo.* Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB), Concepción.
- GAERTNER, M., D. M. RICHARDSON & S. D. J. PRIVETT. 2011. Effects of alien plants on ecosystem structure and functioning and implications for restoration: insights from three degraded sites in South African fynbos. *J. Environ. Manage.* 48: 57-69. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9675-7>
- GOODELL, K. & I. M. PARKER. 2017. Invasion of a dominant floral resource: effects on the floral community and pollination of native plants. *Ecol.* 98: 57-69. <https://doi.org/10.1002/ecy.1639>
- GRYTNES, J. A. & C. M. MCCAIN. 2013. Elevational Trends in Biodiversity. En: LEVIN S. A. (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*, 2nd. ed., pp. 149-54. Academic Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00227-6>
- HAIDER, S., C. KUEFFER, H. BRUELHEIDE, T. SEIPEL, J. M. ALEXANDER, L. J. REW, J. R. ARÉVALO, et al. 2018. Mountain roads and non-native species modify elevational patterns of plant diversity. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 27: 667-678. <https://doi.org/10.1111/geb.12727>
- HAUTIER, Y., F. ISBELL, E. T. BORER, E. W. SEABLOOM, W. STANLEY HARPOLE, E. M. LIND, A. S. MACDOUGALL, A. MILBAU, B. J. NAYLOR, K. SPEZIALE & A. PAUCHARD. 2017. Local loss and spatial homogenization of plant diversity reduce ecosystem multifunctionality. *Ecol. Evol.* 2: 50-56. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0395-0>
- HERRERA, I., E. GONCALVES, A. PAUCHARD & R. O. BUSTAMANTE. 2016. *Manual de Plantas Invasoras de Sudamérica.* Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB), Concepción.
- HOKÉ, G. D., J. N. ARANIBAR, M. VIALE, D. C. ARANEO & C. LLANO. 2013. Seasonal moisture sources and the isotopic composition of precipitation, rivers, and carbonates across the Andes at 32.5-35.5°S. *Geochem. Geophys.* 14: 962-978. <https://doi.org/10.1002/ggge.20045>
- INSTITUTO DE BOTÁNICA DARWINION. 2018. Flora Argentina. Disponible en: <http://www.floraargentina.edu.ar/>
- IPCC. 2021. Special report on the ocean and cryosphere in a changing climate. Disponible en: <https://www.ipcc.ch/srocc/>
- JOSLIN, A. 2021. Intersections of conservation, cattle, and culture in Ecuador's Páramo grasslands. *Mt. Res. Dev.* 41: R1-R7. <https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-21-00015.1>

- KÖRNER, C. 2007. The use of 'altitude' in ecological research. *Trends Ecol. Evol.* 22: 569-574.  
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.09.006>
- KOWARIK, I. & M. VON DER LIPPE. 2007. Pathways in Plant Invasions. En: NENTWIG, W. (ed.), *Biological Invasions*, Ecological Studies, vol. 193: 29-47. Springer, Berlin Heidelberg.  
<https://doi.org/10.1007/978-3-540-36920-2>
- LENOIR, J., J. C. GÉGOUT, A. GUISAN, P. VITTOZ, T. WOHLGEMUTH, K. E. ZIMMERMANN, S. DULLINGER, H. PAULI, W. WILLNER & J. C. SVENNING. 2010. Going against the flow: potential mechanisms for unexpected downslope range shifts in a warming climate. *Ecography* 33: 295-303.  
<https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06279.x>
- LENOIR, J., T. HATTAB & G. PIERRE. 2017. Climatic microrefugia under anthropogenic climate change: implications for species redistribution. *Ecography* 40: 253-66. <https://doi.org/10.1111/ecog.02788>
- LEVINE, J. M. 2000. Species diversity and biological invasions: relating local process to community pattern. *Science* 288: 852-854.  
<https://doi.org/10.1126/science.288.5467.852>
- LIEDTKE, R., A. BARROS, F. ESSL, J. J. LEMBRECHTS, R. E. M. WEDEGÄRTNER, A. PAUCHARD & S. DULLINGER. 2020. Hiking trails as conduits for the spread of non-native species in mountain areas. *Biol. Invasions* 22: 1121-1134.  
<https://doi.org/10.1007/s10530-019-02165-9>
- LOYDI, A. & S. MARTÍN ZALBA. 2009. Feral horses dung piles as potential invasion windows for alien plant species in natural grasslands. *Plant Ecol.* 201: 4714-4780.  
<https://doi.org/10.1007/s11258-008-9468-0>
- LUCAS-BORJA, M. E., F. BASTIDA, J. L. MORENO, C. NICOLÁS, M. ANDRES, F. R. LÓPEZ & A. DEL CERRO. 2011. The effects of human trampling on the microbiological properties of soil and vegetation in mediterranean mountain areas. *Land Degrad. Dev.* 22: 383-394.  
<https://doi.org/10.1002/ldr.1014>
- LÜDECKE, D. 2021. Create Tidy Data Frames of Marginal Effects for 'ggplot' from Model Outputs. Package 'Ggeffects'. Disponible en: <https://strengjacke.github.io/ggeffects/>
- MAITRE, D. C. LE, M. B. GUSH & S. DZIKITI. 2015. Impacts of invading alien plant species on water flows at stand and catchment scales. *AoB Plants* 7: 1-21.  
<https://doi.org/10.1093/aobpla/plv043>
- MAZZOLARI, A. C. 2017. *Análisis de factores que contribuyen a la invasión de rosa mosqueta (Rosa canina y R. rubiginosa) en Mendoza*. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Cuyo, Argentina. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/104974>
- MCDUGALL, K. L., J. M. ALEXANDER, S. HAIDER, A. PAUCHARD, N. G. WALSH & C. KUEFFER. 2011. Alien flora of mountains: global comparisons for the development of local preventive measures against plant invasions. *Divers. Distrib.* 17: 103-111.  
<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00713.x>
- MÉNDEZ, E. 2004. La vegetación de los altos Andes I. Pisos de vegetación del flanco oriental del Cordón del Plata (Mendoza, Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 46: 317-353.
- MÉNDEZ, E. 2009. Biodiversidad de la flora del flanco oriental del Cordón del Plata (Luján de Cuyo, Mendoza, Argentina). Catálogo Florístico. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 44: 75-102.
- MÉNDEZ, E., E. MARTÍNEZ & I. PERALTA. 2006. La vegetación del Parque Provincial Aconcagua (altos Andes centrales de Mendoza, Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 41: 41-69.
- MENGIST, W., T. SOROMESSA & G. LEGESE. 2020. Ecosystem services research in mountainous regions: a systematic literature review on current knowledge and research gaps. *Sci. Total Environ.* 702: 134581.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134581>
- MORELLO, J., S. MATTEUCCI, A. RODRIGUEZ & M. SILVA. 2012. *Ecorregiones y complejos ecosistemicos argentinos*. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires.
- MUÑOZ, A. A. & L. A. CAVIERES. 2008. The presence of a showy invasive plant disrupts pollinator service and reproductive output in native alpine species only at high densities. *J. Ecol.* 96: 459-467.  
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01361.x>
- NATALE, E., S. M. ZALBA, A. OGGERO & H. REINOSO. 2010. Establishment of *Tamarix ramosissima* under different conditions of salinity and water availability: implications for its management as an invasive species. *J. Arid. Environ.* 74: 1399-1407. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.05.023>
- PAUCHARD, A., C. KUEFFER, H. DIETZ, C. C. DAEHLER, J. ALEXANDER, P. J. EDWARDS, J. R. ARÉVALO, L. A. CAVIERES, A. GUISAN, S. HAIDER, G. JAKOBS, K. MCDUGALL, C. I. MILLAR, B. J. NAYLOR, C. G. PARKS, L. J. REW

- & T. SEIPEL. 2009. Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations. *Front. Ecol. Environ.* 7: 479-486. <https://doi.org/10.1890/080072>
- PEARSON, D. E. 2008. Invasive plant architecture alters trophic interactions by changing predator abundance and behavior. *Oecologia* 159: 549-558. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1241-5>
- PEPIN, N., R. S. BRADLEY, H. F. DIAZ, M. BARAER, E. B. CACERES, N. FORSYTHE, H. FOWLER, G. GREENWOOD, M. Z. HASHMI, X. D. LIU, J. R. MILLER, L. NING, A. OHMURA, E. PALAZZI, I. RANGWALA, W. SCHÖNER, I. SEVERSKIY, M. SHAHGEDANOVA, M. B. WANG, S. N. WILLIAMSON & D. Q. YANG. 2015. Elevation-dependent warming in mountain regions of the world. *Nat. Clim. Change.* 5: 424-430. <https://doi.org/10.1038/nclimate2563>
- PÉREZ, F. L. 1992. The ecological impact of cattle on caulescent Andean rosettes in a high Venezuelan Paramo. *Mt. Res. Dev.* 12: 29-46. <https://doi.org/10.2307/3673746>
- PERRIGO, A., C. HOORN & A. ANTONELLI. 2020. Why mountains matter for biodiversity. *J. Biogeogr.* 47: 315-325. <https://doi.org/10.1111/jbi.13731>
- PICKERING, C. M. & A. MOUNT. 2010. Do tourists disperse weed seed? A global review of unintentional human-mediated terrestrial seed dispersal on clothing, vehicles and horses. *J. Sustain. Tour.* 18: 239-256. <https://doi.org/10.1080/09669580903406613>
- QUINN, L. D., A. QUINN, M. KOLIPINSKI, B. DAVIS, C. BERTO, M. ORCHOLSKI & S. GHOSH. 2010. Role of horses as potential vectors of non-native plant invasion: an overview. *Nat. Areas J.* 30: 408-416. <https://doi.org/10.3375/043.030.0406>
- R CORE TEAM. 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Disponible en: <https://www.r-project.org/>
- RANGWALA, I. & J. R. MILLER. 2012. Climate change in mountains: a review of elevation-dependent warming and its possible causes. *Clim. Change* 114: 527-547. <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0419-3>
- ROIG, F. A., E. M. ABRAHAM & E. MÉNDEZ. 2007. Vegetation belts, cold and soil freezing in the central Andes of Mendoza, Argentina. *Phytocoenologia* 37: 99-114. <https://doi.org/10.1127/0340-269X/2007/0037-0099>
- SEIPEL, T., C. KUEFFER, L. J. REW, C. C. DAEHLER, A. PAUCHARD, B. J. NAYLOR, J. M. ALEXANDER, P. J. EDWARDS, C. G. PARKS, J. R. AREVALO, L. A. CAVIERES, H. DIETZ, G. JAKOBS, K. MCDOUGALL, R. OTTO & N. WALSH. 2012. Processes at multiple scales affect richness and similarity of non-native plant species in mountains around the world. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 21: 236-246. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00664.x>
- TROMBOTTO, D., E. BUK & J. HERNÁNDEZ. 1997. Monitoring of mountain permafrost in the central Andes, Cordón del Plata, Mendoza, Argentina. *Permafr. Periglac.* 8: 123-129. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1530\(199701\)8:1<123::AID-PPP242>3.0.CO;2-M](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1530(199701)8:1<123::AID-PPP242>3.0.CO;2-M)
- TROMBOTTO, D., N. SILEO & C. DAPEÑA. 2020. Periglacial water paths within a rock glacier-dominated catchment in the Stepanek area, central Andes, Mendoza, Argentina. *Permafr. Periglac.* 31: 311-323. <https://doi.org/10.1002/ppp.2044>
- VALTONEN, A., J. JANTUNEN & K. SAARINEN. 2006. Flora and lepidoptera fauna adversely affected by invasive *Lupinus polyphyllus* along road verges. *Biol. Conserv.* 133: 389-96. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.015>
- VERRALL, B. & C. M. PICKERING. 2020. Alpine vegetation in the context of climate change: a global review of past research and future directions. *Sci. Total Environ.* 748: 141344. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141344>
- WEDEGÄRTNER, R. E. M., J. J. LEMBRECHTS, R. VAN DER WAL, A. BARROS, A. CHAUVIN, I. JANSSENS & B. JESSEN. 2022. Hiking trails shift plant species' realized climatic niches and locally increase species richness. *Divers. Distrib.* 28:1416-1429. <https://doi.org/10.1111/ddi.13552>
- WELLS, F. H. & W. K. LAUENROTH. 2007. The potential for horses to disperse alien plants along recreational trails. *Rangel. Ecol. Manag.* 60: 574-577. <https://doi.org/10.2111/06-102R1.1>
- YANG, M., Z. LU, Z. FAN, X. LIU, L. HENS, R. DE WULF & X. OU. 2018. Distribution of non-native plant species along elevation gradients in a protected area in the eastern Himalayas, China. *Alp. Bot.* 128: 169-178. <https://doi.org/10.1007/s00035-018-0205-6>

