







LOS CAMINOS DE MONTAÑA AFECTAN A LA RIQUEZA DE PLANTAS NATIVAS Y EXÓTICAS A LO LARGO DEL GRADIENTE DE ELEVACIÓN EN LOS ANDES ÁRIDOS

MOUNTAIN ROADS AFFECT THE RICHNESS OF NATIVE AND EXOTIC PLANTS ALONG THE ELEVATIONAL GRADIENT IN THE ARID ANDES

Valeria Aschero^{1*}, Lorena J. Bonjour², María A. Alvarez¹ & Agustina Barros¹


1. Instituto Argentino de Nivología y Glaciología y Ciencias Ambientales, CONICET y Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, Argentina

2. Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas, CONICET y Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, Argentina

*vaschero@mendoza-conicet.gov.ar

Citar este artículo

ASCHERO, V., L. J. BONJOUR, M. A. ALVAREZ & A. BARROS. 2023. Los caminos de montaña afectan a la riqueza de plantas nativas y exóticas a lo largo del gradiente de elevación en los Andes Áridos. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 58: 137-150.

 DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v58.n1.38527>

SUMMARY

Background and aims: In order to contribute to the knowledge and conservation of the arid Andes flora, we explored how vehicular roads and elevation affect the composition and richness of plant communities. In addition, we aim to estimate the degree of plant invasion in the native community and identify the most common non-natives at three protected areas in Mendoza.

M&M: We recorded the composition and abundance of native and non-natives along the elevation gradient (from 1700 to 3900 m a.s.l.) in three vehicular roads (Villavicencio, Cordón del Plata, and Manzano-Portillo). At each road, 20 "T-plots" were located according to the MIREN protocol <www.mountaininvasions.org>.

Results: We identified 357 species, 42 were non-native (12%). Non-native cover was higher at Cordón del Plata (23%) than in the other protected areas (Manzano 11%, Villavicencio 6%). Most non-natives were herbaceous, except *Rosa rubiginosa*. Of all species, 64% of natives and 45% of non-natives were exclusive to a protected area, therefore native and non-native species composition was different among the protected areas. Non-native richness was higher near the road and decreased quadratically with elevation, but to explain native richness patterns it was necessary to consider the interaction between elevation and distance from the road. Native richness near the road was constant along the elevation gradient (~15 species) but showed a decreasing linear relationship away from the road.

Conclusions: Roads can modify the distribution patterns of species along the elevation in the Andes.

KEY WORDS

Andes, Andean flora, anthropic disturbance, biodiversity, plant invasions, protected areas, tourism.

RESUMEN

Introducción y objetivos: Para contribuir al conocimiento y conservación de la flora de los Andes áridos exploramos cómo los caminos vehiculares y la elevación modulan la composición y riqueza en las comunidades vegetales. Además, buscamos estimar el grado de invasión de la comunidad e identificar a las especies exóticas más comunes en tres áreas protegidas de Mendoza.

M&M: Registramos la composición y abundancia de plantas nativas y exóticas en el gradiente de elevación (desde 1700 m hasta 3900 m s.n.m.) de tres caminos vehiculares (Villavicencio, Cordón del Plata, y Manzano-Portillo). En cada camino se localizaron 20 transectas tipo "T" de acuerdo al protocolo MIREN (www.mountaininvasions.org).

Resultados: Identificamos 357 especies, 42 fueron exóticas (12%). La cobertura de exóticas fue mayor en Cordón del Plata (23%) que en las otras áreas protegidas (Manzano 11%, Villavicencio 6%). La mayoría de las plantas exóticas son herbáceas, excepto *Rosa rubiginosa*. El 64% de las especies nativas y el 45% de exóticas fueron exclusivas de un área protegida, y la composición de nativas y de exóticas fue diferente entre las áreas protegidas. La riqueza de exóticas fue mayor en cercanía al camino y decreció cuadráticamente con la elevación, pero para explicar la riqueza de nativas es necesario considerar la interacción entre elevación y distancia al camino. La riqueza de nativas cerca del camino fue constante en el gradiente de elevación (~15 especies) pero mostró una relación lineal decreciente lejos del camino.

Conclusiones: Los caminos alteran los patrones de distribución de las especies a lo largo de la elevación en los Andes.


PALABRAS CLAVES

Andes, áreas protegidas, biodiversidad, disturbio antrópico, flora Andina, invasiones de plantas, turismo.

Recibido: 16 Ago 2023

Aceptado: 23 Ene 2023

Publicado impreso: 31 Mar 2023

Editora: Karina Speziale 

ISSN versión impresa 0373-580X

ISSN versión on-line 1851-2372

INTRODUCCIÓN

Las invasiones de plantas son una amenaza creciente a la conservación de la biodiversidad en montañas dados los efectos del aumento de temperaturas por el cambio climático, el aumento de variabilidad en la precipitación, y los crecientes disturbios antrópicos (Pauchard *et al.*, 2009; McDougall *et al.*, 2011; Seipel *et al.*, 2012). Múltiples estudios buscaron entender el patrón de distribución y abundancia de plantas exóticas en diferentes regiones montañosas y destacaron que la elevación, es decir el “filtro ambiental” que se asocia a condiciones ambientales más adversas a mayor elevación, y el nivel de disturbio antrópico desempeñan un rol predominante para regular la diversidad de plantas en las montañas (Pauchard & Alaback 2004; Speziale & Ezcurra 2011; Lembrechts *et al.*, 2016; Haider *et al.*, 2022). Sin embargo, los resultados de una síntesis global reciente mostraron que los patrones de distribución de riqueza de plantas a lo largo de gradientes altitudinales no son ubicuos y que puede haber diferencias a nivel regional o local, por ejemplo, entre sitios alejados o cercanos a disturbios antrópicos, como son los caminos de montaña (Haider *et al.*, 2018).

Los caminos vehiculares son un disturbio común en montañas y facilitan la presencia de plantas exóticas en altas elevaciones (Alexander *et al.*, 2011). La construcción y presencia de caminos afecta a procesos y características del ambiente que influyen en la comunidad de plantas. El mantenimiento y trazado de caminos se asocia a cambios en la estructura, la escorrentía y la química del suelo, la remoción de vegetación residente, transporte de nuevos propágulos (Ansong & Pickering, 2013) y características del microclima (Lembrechts *et al.*, 2016). En los Andes templados de Patagonia se ha visto que el patrón de riqueza de nativas cambia según la distancia a caminos a lo largo de la elevación, variando en forma cuadrática para las nativas cerca del camino (una joroba de camello), pero lineal alejado de los caminos (Haider *et al.*, 2018). Sin embargo, para la riqueza de plantas exóticas la relación fue cuadrática en esta misma región tanto cerca como lejos del camino (Haider *et al.*, 2018). La divergencia de patrones de riqueza de plantas nativas y exóticas a lo largo del gradiente altitudinal y en relación a caminos en los Andes Áridos de Argentina no han sido aún explorados y

pueden ayudarnos a dilucidar la importancia de los factores ambientales que intervienen en regular las invasiones de plantas. Si bien, la severidad de las condiciones climáticas en los Andes Áridos supone una barrera a las invasiones de plantas, conocemos que las especies exóticas están presentes en todo el gradiente altitudinal y su abundancia es impulsada por perturbaciones humanas (Barros & Pickering, 2014; Barros *et al.*, 2020).

Conocer los patrones de riqueza y distribución de plantas exóticas en los Andes resulta de gran relevancia debido a los potenciales impactos de éstas especies y la importancia de la flora andina. La vegetación en los Andes presenta alta diversidad, regional y local, debido a su amplia extensión latitudinal y heterogeneidad ambiental asociada a los gradientes de elevación y variaciones en la topografía (Braun *et al.*, 2002; Ezcurra & Gavini, 2020). También la flora de los Andes contiene un alto nivel de endemismos debido a los repetidos episodios de migración y aislamiento correspondientes a los periodos glaciares e interglaciares (Simpson, 1975; Ferreyra *et al.*, 1998). En el caso de los Andes áridos de Mendoza, aunque la cobertura vegetal es relativamente baja (~50%) la riqueza florística es alta, con muchas especies distribuidas en hábitats restringidos, generando endemismos locales (Méndez, 2009). Por ejemplo, en la zona del Cordón del Plata se han registrado 667 especies de plantas vasculares, de las cuales el 20% son endémicas de Argentina (Méndez, 2009).

Para contribuir al conocimiento de la flora de los Andes áridos y entender cómo los caminos vehiculares y la elevación modulan la riqueza de plantas, nos proponemos explorar si existen inconsistencias en el patrón de distribución de la riqueza de plantas nativas y exóticas, y si la distancia a los caminos de montaña es importante para explicar la riqueza en las comunidades vegetales de los Andes Áridos de Mendoza. Esperamos encontrar que, debido a las adaptaciones de las especies nativas al clima regional, caracterizado por baja disponibilidad de agua y temperaturas extremadamente bajas, la riqueza de plantas nativas a lo largo del gradiente de elevación se asocie con un patrón lineal pero que el patrón sea cuadrático para la riqueza de exóticas pues la mayoría de las especies invasoras provienen de climas templado-húmedos (Seipel *et al.*, 2012). Por otra parte, predecimos que la riqueza de exóticas será mayor y la riqueza de nativas menor

cerca del camino que a mayor distancia al camino. Esto se debe a que los caminos son sitios de alto disturbio, y pueden actuar como vectores de ingreso y desplazamiento de plantas exóticas. A su vez, la construcción y mantenimiento de los caminos de montaña implica la remoción de vegetación nativa (Lembrechts *et al.*, 2014). Además, buscamos proveer información sobre el grado de invasión de la comunidad de plantas e identificar a las especies exóticas más comunes de tres áreas protegidas de montaña de Mendoza.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La recolección de datos se realizó durante la primavera y verano del 2016-2017 en la zona central de los Andes áridos de Argentina, en tres áreas protegidas de la provincia de Mendoza. Las mismas incluyeron la Reserva Natural Villavicencio (32° 31' 31" S, 69° 0' 33" O), ubicada en la Precordillera, y las áreas protegidas Parque Provincial Cordon del Plata (33° 0' 14" S, 69° 17' 50" O), y Reserva Natural Manzano- Portillo Piuquenes (33° 35' 51" S, 69° 0' 33" O), ubicadas en la Cordillera Frontal. Los relevamientos se desarrollaron en cada uno de los caminos vehiculares que atraviesan estas áreas protegidas, las cuales fueron seleccionadas por su accesibilidad, el objetivo común de conservación de su flora, condiciones bioclimáticas y el amplio desnivel que cubren (>1500 metros en promedio) (Fig. 1A-B). Los relevamientos abarcaron todo el rango de elevación de cada camino por área protegida, iniciando a los 1700 m hasta la elevación máxima que varió entre los 2900 m (Villavicencio) y 3900 m (Manzano). Los caminos son de ripio y están abiertos al tráfico durante todo el año, excepto durante el invierno donde a elevaciones superiores a los 2800 m pueden cerrarse debido a la cobertura de nieve.

El clima en la región es frío y seco, con fuertes variaciones en temperatura y precipitación debido al amplio rango de elevación y la topografía heterogénea (Méndez, 2004; Méndez, 2009). Las áreas de menor elevación están caracterizadas por una mayor aridez y temperatura, mientras que los sitios a mayor elevación se caracterizan por condiciones más frías y húmedas (Méndez, 2004). La precipitación varía entre los 398 mm en

el Cordon del Plata en la Cordillera Frontal a 120 mm en Villavicencio. En la Cordillera Frontal las precipitaciones ocurren durante casi todo el año, con origen principalmente en el Océano Pacífico durante el invierno y en el Atlántico durante el verano (Crespo *et al.*, 2017). En la Precordillera, las precipitaciones son comúnmente esporádicas y localizadas, siendo principalmente estivales y en menor medida invernales (Dalmaso *et al.*, 1999).

Los suelos están poco desarrollados y exhiben gran heterogeneidad espacial (Méndez, 2004; Méndez *et al.*, 2006) y entre los 2400-3200 m s. n. m. los suelos pueden estar estacionalmente congelados. A mayores elevaciones hay permafrost en el suelo (Roig *et al.*, 2007). El área de estudio forma parte de la región biogeográfica Andina (Morrone, 2006), e incluye dos provincias fitogeográficas: Andina (entre los 1400 a 2500) y la Altoandina, por encima de los 2500 m (Méndez, 2011). La provincia Andina está caracterizada por especies arbustivas tales como *Adesmia pinifolia*, *Colliguaja integerrima*, *Senecio subulatus*, y *Junellia juniperina*, y herbáceas tales como *Pappostipa chrysophylla*, y *Acaena pinnatifida* (Méndez, 2011). La provincia Altoandina, en donde la cobertura vegetal es más escasa, está caracterizada por arbustos bajos, como *Adesmia aegiceras*, y cojines, como *Azorella monantha* y *Adesmia subterranea*, y algunas especies de gramíneas y herbáceas perennes como *Poa holciformis* y *Senecio trifidus* (Kiesling *et al.*, 2021). Los relevamientos florísticos previos en la región han registrado más de 600 especies de plantas nativas (Méndez *et al.*, 2006; Méndez, 2009, 2011).

Las áreas protegidas que rodean estos caminos de montaña tienen limitado uso antrópico y actualmente cuentan con poca infraestructura, a excepción de refugios de montaña y hospedajes turísticos. Dentro de los caminos relevados, existe mayor infraestructura turística en Villavicencio y Cordon del Plata con respecto a Manzano. La actividad antrópica principal es la recreación y el turismo, incluyendo actividades como avistajes, deportes de montaña y uso de los refugios. También estas áreas son utilizadas para el pastoreo de ganado doméstico, incluyendo vacas y caballos (Barros & Pickering, 2015). La distancia desde cada área protegida a la capital de la provincia de Mendoza es de 47 km para Villavicencio, 60 km para Cordon del Plata y 100 km para Manzano Histórico.

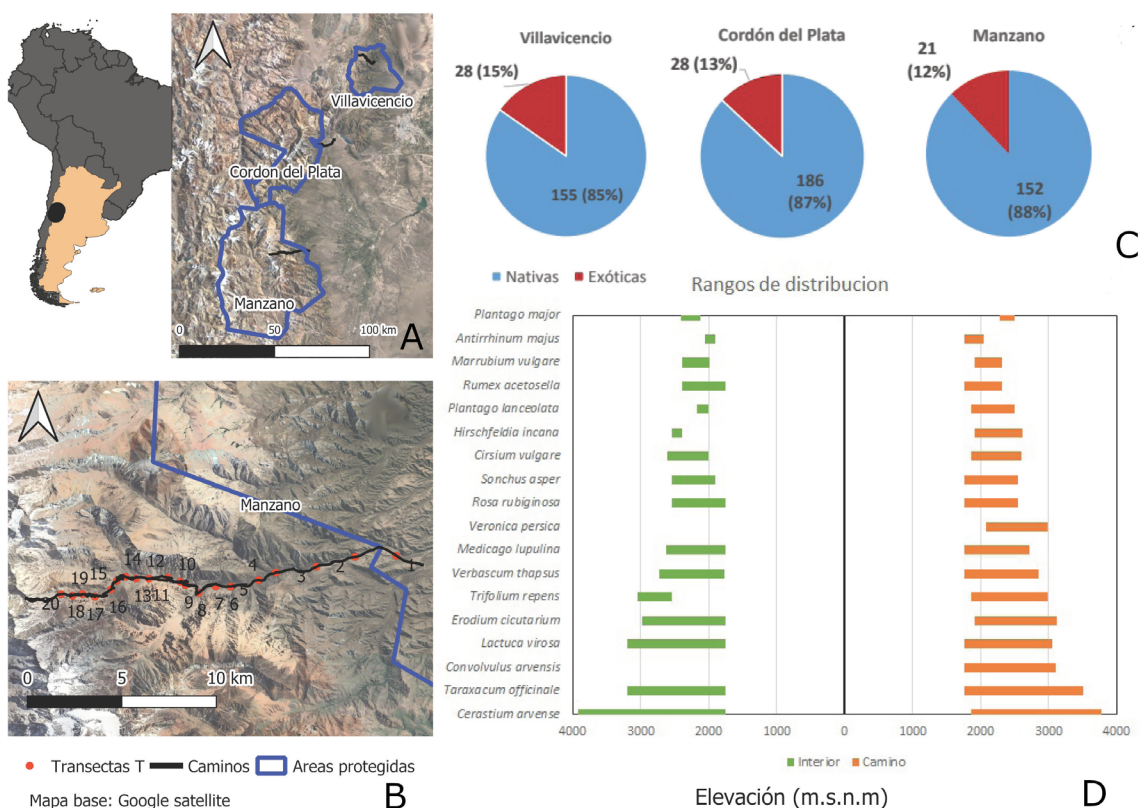


Fig. 1. A: Ubicación del área de estudio en tres áreas protegidas de Mendoza en los Andes Áridos. **B:** detalle de un camino mostrando el esquema de ubicación de las parcelas en un gradiente de elevación en la Reserva Manzano-Portillo Piuquenes. **C:** Número y porcentaje de plantas nativas y exóticas. **D:** Rangos de distribución en la elevación de especies exóticas más comunes en parcelas cerca de caminos y parcelas de interior.

Diseño de muestreo y toma de datos

En cada camino se localizaron 20 transectas de monitoreo de acuerdo al protocolo “T-transects” de MIREN (Haider *et al.*, 2022). Las transectas fueron distribuidas uniformemente en el gradiente altitudinal de cada uno, de modo que el rango de elevación de estos se dividió en 19 porciones iguales, dando 20 líneas de contorno espaciadas uniformemente (Fig. 1B). Cada transecta tiene una forma de “T”, que consiste en 3 parcelas de 2 x 50 m, una parcela denominada “camino” paralela al camino, y otras 2 parcelas perpendiculares al camino; una designada como “borde”, y otra “interior” terminada a 100 m de distancia del camino. Dentro de cada parcela se estimó visualmente el porcentaje de suelo desnudo, y la cobertura e identidad de todas las especies de

plantas vasculares en cuadrantes de 10 x 2 m, dichos valores se promediaron (n=5) para estimar la cobertura de toda la parcela. Dado que la cobertura se estimó de modo independiente para cada especie, no necesariamente sumarán el 100% pues puede haber plantas solapadas. Registramos todas las angiospermas y gimnospermas presentes en las transectas. Durante junio 2017 a marzo 2018 las especies fueron identificadas y verificadas en la base de datos del Instituto de Botánica Darwinion (Instituto de Botánica Darwinion 2018, <http://www.floraargentina.edu.ar/>). Los especímenes fueron incorporados en la colección del Herbario Ruiz Leal (MERL) del Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas (IADIZA, Centro Científico y Tecnológico CONICET Mendoza).

Análisis de datos

Composición: Se realizaron estadísticos descriptivos para conocer la riqueza de especies nativas y exóticas, las especies más frecuentes a nivel regional y en cada uno de los caminos. También se determinaron los rangos de distribución de las especies exóticas más comunes en relación a la distancia al camino.

Para analizar las diferencias en la composición de especies nativas y exóticas se realizaron análisis multivariados no paramétricos, incluyendo: análisis de varianza multifactorial con interacción basada en permutaciones (PERMANOVA), escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), y el análisis de similitud porcentual (SIMPER) (Clarke *et al.*, 2006; Anderson *et al.*, 2008). El análisis PERMANOVA es similar al análisis multivariado de la varianza (MANOVA), pero se diferencia en que se basa en permutaciones de matrices de distancia (Anderson *et al.*, 2008). Se realizaron análisis por separado para la composición de especies nativas y exóticas, utilizando los datos de cobertura por especie. En el caso de la composición de especies exóticas, se eliminaron las muestras sin su ocurrencia, resultando en un total de 146 parcelas. Primero, se construyeron las matrices de disimilitud con la medida de distancia de Bray-Curtis con los datos de cobertura porcentual por especie, los cuales fueron transformados por la raíz cuadrada para equilibrar la contribución de las especies dominantes y raras (Clarke *et al.*, 2014). Luego se realizaron los análisis de PERMANOVA para conocer la diferencia en la composición de especies nativas y exóticas en relación a la identidad de cada camino (área protegida), la distancia al camino (parcelas camino, borde e interior), y la elevación (tres clases, baja: 1700-2300 m, media: 2300-2900 m, alta: >2900m) y la interacción entre el área protegida con la elevación y el área protegida con la distancia al camino. Luego se realizaron los análisis NMDS para describir gráficamente la variación máxima encontrada entre los factores de análisis en dos dimensiones. Para determinar qué especies exóticas contribuyeron a la similitud dentro de los grupos (área protegida y parcelas camino e interior) se utilizó el análisis SIMPER. Para todos los análisis de composición se utilizó el paquete estadístico PRIMER versión 6.

Patrones de riqueza: Para explorar y describir el patrón de la riqueza de plantas exóticas y nativas en relación al gradiente de elevación y a la distancia al camino, se ajustaron modelos lineales generalizados mixtos asumiendo una distribución de Poisson. Los modelos se realizaron en el programa R versión 4.1.2 (R Core 2021). Se ajustaron modelos de regresión por separado para especies nativas y exóticas. La elevación registrada en cada camino fue escalada y estandarizada para ayudar a la convergencia de la técnica utilizada para la optimización de los modelos. Para representar nuestra estructura de toma de datos a campo, se consideró la transecta anidada en la identidad del camino como factor aleatorio en los modelos. Para seleccionar el modelo descriptivo del patrón de riqueza se comparó los modelos sucesivamente desde más complejos a más sencillos con la función *lrtest* (LRT, Zeileis & Hothorn, 2002). Los modelos más complejos contemplaban la incorporación de la elevación cuadrática, y la interacción de elevación con la distancia al camino. Aplicando LRT se evaluó la necesidad de conservar los parámetros en el modelo, o si podíamos considerar el modelo más simple como apropiado. Calculamos para el modelo más óptimo el valor marginal de R² (efectos fijos) y el condicional R² (modelo completo) usando la función *r.squaredGLMM* del paquete MuMIn (Barton, 2016).

RESULTADOS

La cobertura vegetal en los sitios de estudio varió entre las áreas protegidas y con la distancia al camino vehicular. El suelo desnudo fue en promedio mayor cerca de los caminos (55 %) que en parcelas del interior (32 %) considerando todas las áreas protegidas. En cercanía al camino el suelo desnudo fue el doble que en el interior en Manzano (camino=60 %, interior= 32 %), y fue cuatro veces mayor en Cordón del Plata (camino=54 %, interior= 13 %). Sin embargo, en Villavicencio fue semejante cerca y lejos del camino (camino=52 %, interior= 51 %). La cobertura solapada de plantas exóticas fue mayor en Cordón del Plata que en las otras áreas protegidas; Cordón del Plata (camino=22 %, interior= 23 %), Manzano (camino=13 %, interior= 7 %), Villavicencio (camino=7 %, interior= 6 %).

En cuanto a la riqueza de plantas, se identificaron 357 especies en los tres caminos de montaña, de las cuales 42 fueron exóticas (12 %). El camino ubicado en el Cordón del Plata tuvo la mayor riqueza de especies nativas (186 especies), seguido por Villavicencio y Manzano (Fig. 1C). Villavicencio fue el camino con mayor proporción de riqueza de exóticas (15 % de 85 especies) (Fig. 1C). La mayoría de las especies exóticas son herbáceas, y ciertas especies frecuentes ocurrieron casi exclusivamente en cercanía al camino como *Convolvulus arvensis* y *Veronica persica* (Fig. 1D). Las especies exóticas más comunes ocuparon un rango de elevación mayor a 1000 m (entre 1700 y 3000 m s.n.m.), y algunas se distribuyeron en todo el gradiente de elevación, incluyendo muchas invasoras globales comunes como *Taraxacum officinale* y *Cerastium arvense* (Fig. 1D). Ciertas especies exóticas abarcaron una mayor amplitud en su rango altitudinal en cercanía al camino que

en la vegetación interior, tales como *Plantago lanceolata*, *Hirschfeldia incana*, y *Trifolium repens* (Fig. 1D). El arbusto invasor *Rosa rubiginosa* tuvo rangos de distribución similares entre los caminos y el interior.

Composición de las comunidades

Del total de especies nativas registradas (315), el 64 % ocurren en una sola área protegida, y un 18 % en las tres áreas. Estos valores se vieron reflejados en las diferencias en la composición entre las áreas protegidas (Tabla 1, Fig. 2). La composición también varió significativamente en función a la elevación, la distancia al camino, y la interacción por separado de estos dos factores con el área protegida (Tabla 1). El área protegida (AP) junto con la elevación representaron el 30 % de la variación, mientras que la distancia al camino el 11 % de la variación (Tabla 1). Algunas especies exclusivas de un AP incluyeron algunos arbustos, tales como la planta

Tabla 1. Resultados del PERMANOVA de la composición de especies nativas y exóticas considerando como factores fijos el área protegida (AP), la elevación por clases (baja: 1700-2300, media: 2301-2900, alta: >2900 m), la parcela (camino, borde, interior), y la interacción entre AP y parcela, y AP y elevación. Se marca en negrita el factor que afectó más en la variación de la composición. Se realizaron un total de 999 permutaciones.

Factor	GL	Suma de cuadrados	Suma de cuadrados medios	Pseudo-F	R2	PR(>F)
Composición nativas						
Área protegida	2	69346	34673	13,469	0,28	0,001
Elevación	2	20142	10071	3,912	0,26	0,001
Parcela	2	13969	3492,2	1,357	0,11	0,001
AP x Parcela	4	62546	31273	12,148	0,07	0,001
AP x Elevación	4	70679	17670	6,864	0,30	0,006
Residuales	165	424760,00	2574,3		0,51	0,001
Total	179	716690,00				
Composición exóticas						
Area protegida	2	34859	17430	10,344	0,25	0,001
Elevación	2	35040	17520	10,398	0,23	0,001
Parcela	2	12192	6095,8	3,618	0,10	0,001
AP x Parcela	4	9822,1	2455,5	1,457	0,07	0,006
AP x Elevación	4	30385	7596,2	4,508	0,21	0,001
Residuales	131	220730	1685		0,41	
Total	145	421110				

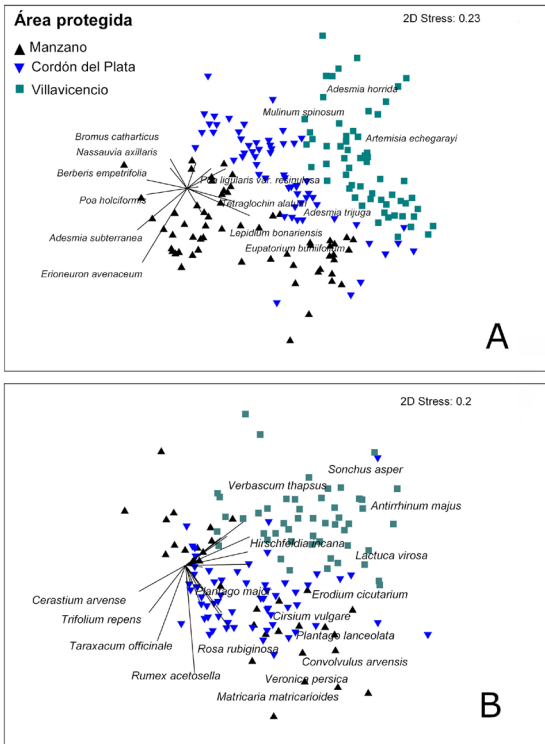


Fig. 2. Análisis de la composición de especies nativas (A) y exóticas (B) en relación a las tres áreas naturales protegidas de los caminos vehiculares en los Andes Áridos de Mendoza. El escalamiento no métrico multidimensional NMDS se basó en las medidas de disimilitud de Bray-Curtis en relación a la identidad de las especies y cobertura. Para la representación gráfica solo se muestran las especies más comunes dentro de cada área protegida.

en cojín *Adesmia subterranea* en Manzano, *Anarthrophyllum elegans* en Cordón del Plata y *Adesmia horrida* en Villavicencio (Fig. 2). En cuanto a la distancia del camino, si bien la similitud dentro cada uno de los grupos fue baja (12%), algunas gramíneas y herbáceas fueron más características de las parcelas al lado del camino incluyendo *Bromus catharticus*, *Phacelia secunda*, *Oenothera odorata* y *Oxalis subacaulis*.

Siguiendo el mismo patrón encontrado para las plantas nativas, del total de especies exóticas registradas (42), el 45 % ocurrieron en una sola AP mientras que el 29 % fueron comunes

en las tres APs. La composición de exóticas varió significativamente en función al AP, la elevación, la distancia al camino y la interacción por separado de estos dos últimos factores con el área protegida (Tabla 1). El área protegida explicó un 25 % de la variación observada mientras que la distancia al camino explicó un 10% de la variación (Tabla 1). Ciertas herbáceas fueron más comunes en un AP en particular: *Verbascum thapsus* en Villavicencio, *Cerastium arvense* en Cordón del Plata y *Taraxacum officinale* en Manzano (Tabla 2). En relación a las especies asociadas al camino, las que más contribuyeron entre las tres áreas protegidas a su similitud incluyeron las herbáceas *T. officinale*, *C. arvensis*, *Erodium cicutarium* y *V. thapsus* (Tabla 2). Por otro lado, algunas especies exóticas (16), las cuales fueron de baja ocurrencia, sólo fueron registradas en los caminos. Estas incluyeron tanto gramíneas (ej. *Avena sativa*) como herbáceas (ej. *Centaurea calcitrapa*, *Cynoglossum creticum*, *Xanthium spinosum*). En el caso de las parcelas a más de 2 m del camino, ubicadas al borde e interior del camino, solo se registraron dos especies que ocurrieron exclusivamente allí, incluyendo las herbáceas *Carduus thoermeri* (1 solo registro) y *Tragopogon dubius* (8 registros).

Patrones de riqueza

Los caminos vehiculares influyeron en el patrón de riqueza de exóticas y nativas. La riqueza de exóticas a lo largo de la elevación siempre fue mayor en cercanía al camino que en parcelas de interior y decreció cuadráticamente con la elevación (Fig. 3A). El modelo seleccionado para explicar la riqueza de exóticas tuvo un coeficiente de determinación condicional $pseudo-R^2=0.73$, y marginal $pseudo-R^2=0.66$ (asociado a los factores fijos). En particular, se encontró que para explicar la riqueza de plantas nativas a lo largo del gradiente altitudinal, la interacción entre elevación y distancia al camino fue importante (Fig. 3B). La riqueza de nativas en cercanía al camino (hasta 2 m) se mantuvo casi constante a lo largo del gradiente altitudinal, mientras que se encontró un patrón lineal decreciente lejos del camino (2 hasta 100 m). Además, para explicar la riqueza de nativas las condiciones locales asociadas al factor aleatorio fueron más relevantes, y el modelo presentó un coeficiente de determinación condicional $pseudo-R^2=0.62$, y marginal $pseudo-R^2=0.32$.

Tabla 2. Análisis SIMPER de las especies exóticas que contribuyen a la similitud dentro de cada área protegida y dentro de las parcelas ubicadas paralelas al camino y en el interior en las tres áreas protegidas de los Andes Áridos de Mendoza.

	Abundancia	% Contribución	% Acumulado
Áreas protegidas			
Villavicencio			
<i>Verbascum thapsus</i>	1,25	36,94	36,94
<i>Erodium cicutarium</i>	0,62	17,94	54,88
<i>Lactuca virosa</i>	0,57	12,82	67,7
<i>Cerastium arvense</i>	0,77	12,67	80,36
<i>Sonchus asper</i>	0,34	5,77	86,13
<i>Taraxacum officinale</i>	0,25	3,69	89,82
<i>Hirschfeldia incana</i>	0,27	3,26	93,08
Cordón del Plata			
<i>Cerastium arvense</i>	1,7	32,5	32,5
<i>Taraxacum officinale</i>	1,92	61,86	61,86
<i>Rumex acetosella</i>	1,45	74,37	74,37
<i>Rosa rubiginosa</i>	1,22	81,98	81,98
<i>Verbascum thapsus</i>	0,66	86,91	86,91
<i>Trifolium repens</i>	0,94	91,51	91,51
Portillo-Piuquenes			
<i>Taraxacum officinale</i>	0,71	33,78	33,78
<i>Cerastium arvense</i>	0,89	29,54	63,32
<i>Rumex acetosella</i>	1,04	13,27	76,6
<i>Rosa rubiginosa</i>	0,84	6,62	83,22
<i>Lactuca virosa</i>	0,47	6,25	89,46
<i>Convolvulus arvensis</i>	0,81	4,73	94,19
Parcelas			
Camino			
<i>Taraxacum officinale</i>	0,99	24,37	24,37
<i>Cerastium arvense</i>	0,8	18,77	43,14
<i>Erodium cicutarium</i>	0,69	17,55	60,69
<i>Verbascum thapsus</i>	0,49	7,24	67,93
<i>Lactuca virosa</i>	0,41	6,56	74,49
<i>Rosa rubiginosa</i>	0,84	6,14	80,63
<i>Rumex acetosella</i>	0,71	5,27	85,9
<i>Convolvulus arvensis</i>	0,57	3,47	89,37
<i>Medicago lupulina</i>	0,42	3,24	92,61
Interior			
<i>Cerastium arvense</i>	1,52	45,27	45,27
<i>Verbascum thapsus</i>	0,94	21,21	66,48
<i>Taraxacum officinale</i>	0,99	14,15	80,63
<i>Rumex acetosella</i>	0,75	5,87	86,5
<i>Lactuca virosa</i>	0,33	3,86	90,36

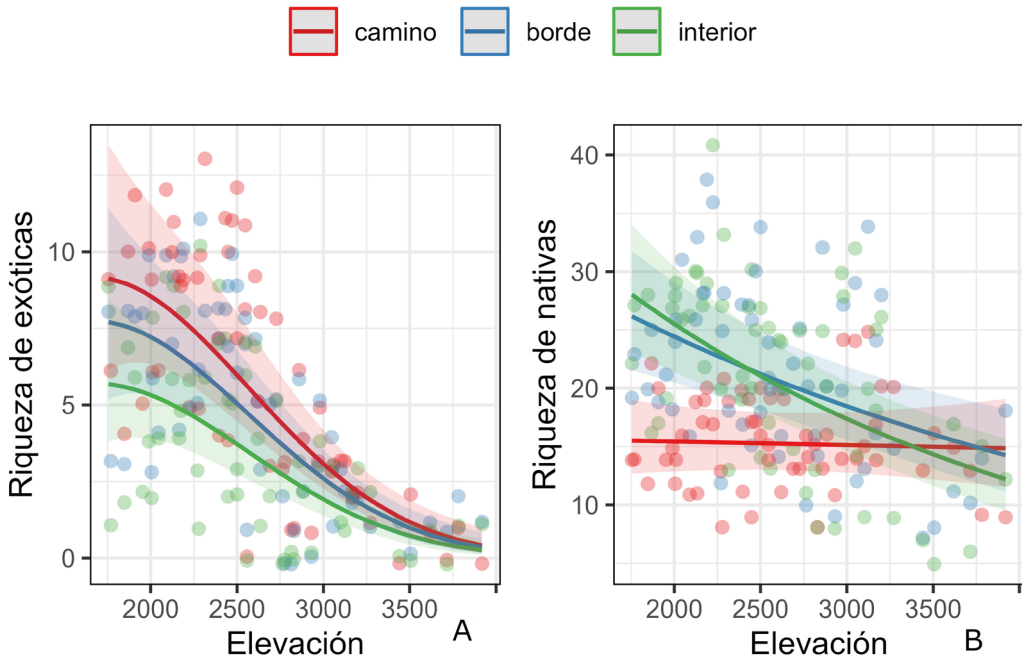


Fig. 3. Patrones de distribución de la riqueza de plantas exóticas (izquierda) y nativas (derecha) a lo largo del gradiente de elevación y distancia al camino vehicular.

DISCUSIÓN

Este estudio contribuye con información básica sobre la flora nativa y exótica vascular a través del gradiente de elevación (1700 a 3900 m s.n.m.) de las laderas orientales de los Andes Centrales (30-35°S), estimando un 12 % de especies exóticas en la flora regional. Explorando si los caminos vehiculares pueden promover las invasiones de plantas, detectamos que en cercanía a los caminos la riqueza de plantas exóticas puede duplicarse en comparación a sitios alejados de los caminos. Este efecto fue importante en elevaciones bajas e intermedias, por debajo de los 2600 m s.n.m. Describimos la riqueza de nativas y exóticas que ocurren a lo largo de caminos de montaña, e identificamos qué especies caracterizan a cada área protegida en nuestra área de estudio, resaltando que muchas especies nativas son exclusivas de determinada área protegida. Ciertas especies exóticas presentaron un rango de distribución altitudinal mayor en cercanía a los caminos, tal como *Trifolium repens* que es una importante invasora de montañas a nivel global. Ésta información es valiosa para guiar la gestión de

las invasiones de plantas en áreas montañosas ya que suelen ser extremadamente difíciles de manejar debido a las características del terreno escarpado e inaccesibilidad (McDougall *et al.*, 2011).

Al explorar y comparar la composición de especies entre las áreas protegidas en el gradiente de elevación y la distancia al camino, observamos diferencias tanto para las especies nativas como para las exóticas en estas tres variables, siendo el área protegida el factor que más contribuyó. La mayor disimilitud en la composición se observó entre Villavicencio y las otras dos áreas protegidas, siendo más marcada esta diferencia en las especies nativas. Esto puede estar explicado, como se ha observado en otros estudios en montañas (ej. Seipel *et al.*, 2012; Fuentes-Lillo *et al.*, 2021), por la diferencia en orogénesis y clima entre la Precordillera (Villavicencio), de un régimen más seco, y la Cordillera Frontal (Cordón del Plata y Manzano), de un régimen más húmedo. En el caso de las plantas exóticas, en Villavicencio fueron comunes especies consideradas de mayor tolerancia a la sequía tales como *Verbascum thapsus* (Seipel *et al.*, 2015) y *Antirrhinum majus* (Sekerci *et al.*,

2017) mientras que en las otras áreas dominaron especies con mayor requerimiento de humedad como *Trifolium repens* y *Taraxacum officinale* (Barros & Pickering, 2014; Alvarez *et al.*, 2022). La distancia al camino afectó en menor medida la composición ya que las especies más comunes (ej. *Cerastium arvense*, *Taraxacum officinale*) ocurrieron tanto al lado del camino como en el interior, pero con una mayor cobertura vegetal en el camino. Ambas especies son consideradas de gran plasticidad pudiendo establecerse tanto en sitios con disturbios como en la vegetación natural (Molina-Montenegro *et al.*, 2012; Alvarez *et al.*, 2022).

Cuando analizamos y comparamos la riqueza de exóticas y de nativas en cada área protegida detectamos una mayor proporción de exóticas en la Reserva de Villavicencio (15 %) seguido de Cordón del Plata (13 %) y Manzano (12 %). La mayor proporción observada en Villavicencio seguida del Cordón del Plata puede estar en parte atribuida a una mayor presión de propágulos en estas áreas con respecto a Manzano. En los caminos de estas áreas protegidas hay mayor infraestructura turística y están más cercanas 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), incluyendo a los Andes (Fuentes-Lillo *et al.*, 2021). A su vez, el uso ganadero puede favorecer la introducción y establecimiento de plantas exóticas al aumentar la presión de propágulos (Ansong and Pickering, 2013), como se ha observado en otros trabajos en la región (Liedtke *et al.*, 2020; Alvarez *et al.*, 2022). En nuestro caso, la presión ganadera histórica (Villavicencio) y actual (Cordón del Plata y Manzano) es alta para las tres áreas protegidas. Otras variables de importancia incluyen los factores bióticos, tales como la cobertura de nativas, que pueden afectar la ocurrencia de plantas exóticas (Pollnac *et al.*, 2012; Fuentes-Lillo *et al.*, 2021). Por ejemplo, la mayor proporción de riqueza de exóticas en Villavicencio, pero menor cobertura de nativas, podría estar explicado por la teoría del nicho vacante que sugiere que las exóticas utilizan los recursos no utilizados por la comunidad nativa (MacArthur, 1970; Hierro *et al.*, 2005).

En cuanto a los patrones de riqueza de plantas a lo largo de la elevación, la curva en forma de joroba asociada a la riqueza de exóticas puede estar

relacionada con una adaptación evolutiva restringida hacia las condiciones climáticas locales de los andes Áridos, que por su severidad, solo permiten que un subconjunto de especies que ocurren a baja elevación se establezcan en altas elevaciones (Alexander *et al.*, 2011). En concordancia a la teoría previa, el patrón de disminución lineal de riqueza de plantas nativas a lo largo de la elevación sugiere que la restricción ambiental en el gradiente altitudinal para especies nativas es menor que para las exóticas. La riqueza de exóticas explicada por patrón cuadrático en relación a la elevación coincide con el patrón descrito en los Andes tropicales de Colombia (Sandoya *et al.*, 2017) y en los bosques templados de Argentina (Haider *et al.*, 2018).

La distancia al camino afectó de diferente modo las especies nativas y exóticas. La riqueza de exóticas a lo largo de la elevación siempre es mayor en cercanía a los caminos vehiculares, posiblemente debido a que en los bordes de los caminos existe alta presión de propágulos por la introducción de semillas de exóticas a través de los vehículos y de suelo importado durante la construcción y mantenimiento de los caminos (Gelbard & Belnap, 2003; Pauchard & Alaback, 2004, Ansong & Pickering, 2013). La novedad del presente trabajo es que en nuestra región en cercanía al camino la riqueza de plantas nativas fue homogénea a lo largo de la elevación (~15 especies). Solo a más de 50 m del camino la riqueza de nativas disminuyó con el incremento de la altitud y fue mayor respecto a las parcelas cerca del camino hasta los 3000 m s.n.m. Una explicación posible de porqué la perturbación asociada a los caminos es importante para explicar la riqueza de plantas nativas a lo largo de la elevación, es que los rasgos funcionales de las plantas nativas y exóticas suelen ser diferentes (Spellerberg, 1998, Tecco *et al.*, 2010, Alexander *et al.*, 2011), que mientras las exóticas se ven favorecidas, las nativas se ven perjudicadas en su desempeño en sitios con disturbios. Como se ha visto en otras regiones, en nuestra área de estudio también las estrategias adquisitivas suelen predominar en las especies exóticas mientras que las especies nativas presentan rasgos más conservadores (Mazzolari *et al.*, 2018). Por ejemplo, las especies exóticas fueron principalmente hierbas anuales o perennes de vida corta, con alta tasa de crecimiento relativo, alta reproducción de semillas y área foliar específica relativamente alta. En contraste, las especies

nativas se caracterizan por tener adaptaciones morfológicas y funcionales más específicas al estrés del ambiente. La mayoría de las nativas pueden ser caracterizadas por ser leñosas o hierbas perennes, tasa de crecimiento lenta, área foliar reducida y alto contenido de materia seca foliar (Mazzolari *et al.*, 2018), lo que limita su desempeño en sitios cerca de los caminos. La limitada riqueza de nativas cerca de los caminos a lo largo del gradiente altitudinal podría reflejar el rol principal del disturbio en regular las especies presentes. La mayor riqueza de especies exóticas cerca de los caminos puede reflejar la importancia de los rasgos funcionales que favorecen su desempeño en dichos hábitats.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES FINALES

Las montañas Andinas son un gran refugio de conservación de biodiversidad y proveen bienestar para las comunidades locales y para los habitantes de las tierras bajas adyacentes (Myers, 2000; Tovar *et al.*, 2022). El riesgo de invasiones de plantas en los Andes aumenta debido al cambio climático y al incremento de disturbios antrópicos (Fuentes-Lillo *et al.*, 2021). Algunas especies exóticas se dispersan a lo largo de los caminos y, a menudo, pueden permanecer restringidas a ellos durante tiempo prolongado antes de extenderse hacia la vegetación natural. Por un lado, esto hace más factible las prácticas para prevenir y controlar invasiones, dado que los bordes de los caminos cubren un área relativamente pequeña y son de fácil acceso para monitoreo y manejo. Por otro lado, esto también requiere un esfuerzo constante y localizado al borde de los caminos en la gestión de las áreas protegidas. Consideramos que se debe prestar especial atención en las áreas con fines de conservación para controlar la propagación de especies exóticas con alto potencial de invasión, aquellas capaces de modificar la estructura dominante de la vegetación natural (por ejemplo, la Rosa mosqueta en nuestra región de estudio). Se deben además tomar medidas preventivas para evitar la introducción de nuevas especies a través de educación ciudadana, indicando la importancia de la remoción de semillas (por ejemplo, lavado de vehículos y calzado de visitantes) combinadas con medidas para controlar una mayor propagación

después del establecimiento (remoción mecánica o manual). Dado que el uso de la tierra es una de los principales motores de invasiones de plantas en montañas, es indispensable que la gestión de las áreas protegidas considere, entre otras actividades, el monitoreo y control de plantas ornamentales, ya que algunas especies presentes en la zona son utilizadas con tal fin en jardines, el aumento de las actividades de senderismo y la construcción de nuevos caminos.

CONTRIBUCIÓN DE LAS AUTORAS

AB, VA en colaboración con la Red MIREN diseñaron este estudio; VA, AB y LJB llevaron a cabo los relevamientos de campo; LJB, VA, MAA y AB identificación de especies; MAA, AB y VA analizaron los datos; VA, LJB, MAA y AB escribieron el manuscrito. Todas las autoras contribuyeron a la discusión y revisión crítica del artículo.

AGRADECIMIENTOS

A Ana Mazzolari, Juan Pablo Scarpa, Fernanda Cuevas, Agustina Novillo, Leandro Alvarez, Ana Hernando y Martín Pérez Sosa por su valiosa asistencia en el trabajo de campo; a los propietarios de terrenos y a los guardaparques de la Dirección de Recursos Naturales Renovables Mendoza por la asistencia en la logística del trabajo de campo. Agradecemos también a CONICET, Universidad Nacional de Cuyo (SECTYP M022, SIIP M062), Neotropical Grassland Conservancy y Fundación Villavicencio por su financiamiento.

BIBLIOGRAFÍA

- ALEXANDER, J. M., C. KUEFFER, C. C. DAEHLER, P. J. EDWARDS, A. PAUCHARD, T. SEIPEL... G. JAKOBS. 2011. Assembly of nonnative floras along elevational gradients explained by directional ecological filtering. *PNAS* 108: 656-661. <https://doi.org/10.1073/pnas.1013136108>
- ALEXANDER, J. M., J. J. LEMBRECHTS, L. A. CAVIERES, C. DAEHLER, S. HAIDER, C. KUEFFER, G. LIU, K. MCDOUGALL, A. MILBAU, A. PAUCHARD, L. J. REW & T.

- SEIPEL. 2016. Plant invasions into mountains and alpine ecosystems: current status and future challenges. *Alp. Bot.* 126: 89–103.
<https://doi.org/10.1007/s00035-016-0172-8>
- ALVAREZ, M. A., A.A. BARROS, D. P. VÁZQUEZ, L. D. 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>
- ANDERSON, M., R. Y. GORLEY, K. CLARKE. 2008. Permanova + for PRIMER: guide to software and statistical methods. PRIMER-E, Plymouth.
- ANSONG, M. & C. PICKERING. 2013. Are weeds hitchhiking a ride on your car? A systematic review of seed dispersal on cars. *PLOS One* 8: e80275.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080275>
- 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., C. MONZ & C. PICKERING. 2015. Is tourism damaging ecosystems in the Andes? Current knowledge and an agenda for future research. *Ambio* 44: 82–98.
- BARROS, A. & C. 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>
- BARTON, K. 2016. R package MuMIn: model selection and model averaging based on information criteria (AICc and alike). Vienna. Disponible en <https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/index.html>.
- BRAUN, J., J. MUTKE, A. REDER & W. BARTHLOTT. 2002. Biotope patterns, phytodiversity and forestline in the Andes, based on GIS and remote sensing data. En: C. KÖRNER & E. M. SPEHN (eds.), *Mountain Biodiversity, A Global Assessment*, pp. 75–90. Parthenon Publishing Group, London.
- CLARKE, K. R., P. J. SOMERFIELD & M. G. CHAPMAN. 2006. On resemblance for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero adjusted Bray-Curtis coefficient for denuded assemblages. *J. Exp. Mar. Bio.* 330: 55e80.
- CLARKE, K.R., J. R. TWEEDLEY & F. J. VALESINI. 2014. Simple shade plots aid better long-term choices of data pre-treatment in multivariate assemblage studies. *J. Mar. Biolog. Assoc. U.K.* 94: 1–16.
- 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>
- DALMASSO, A. D., E. MARTÍNEZ CARRETERO, F. VIDELA, S. PUIG & R. CANDIA 1999. Reserva Natural Villavicencio (Mendoza, Argentina). Plan de Manejo. *Multequina*: 11–50.
- EZCURRA, C. & S. S. GAVINI. 2020. Alpine plant diversity in temperate mountains of South America. En: M. GOLDSTEIN & D. DELLASALA (eds.) *Encyclopedia of the world's biomes*, pp 323–334. Elsevier, Amsterdam.
- FERREYRA, M., A. CINGOLANI, C. EZCURRA & D. BRAN. 1998. High-Andean vegetation and environmental gradients in northwestern Patagonia, Argentina. *J. Veg. Sci.* 9: 307–316.
<https://doi.org/10.2307/3237095>
- FUENTES-LILLO, E., J. J. LEMBRECHTS, L. A. CAVIERES, A. JIMÉNEZ, S. HAIDER, A. BARROS & A. PAUCHARD. 2021. Anthropogenic factors overrule local abiotic variables in determining non-native plant invasions in mountains. *Biol. Invasions* 23: 3671–3686.
<https://doi.org/10.1007/s10530-021-02602-8>
- GELBARD, J. L. & J. BELNAP. 2003. Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conserv. Biol.* 17: 420–432.
<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01408.x>
- HAIDER, S., C. KUEFFER, H. BRUELHEIDE, T. SEIPEL, J. M. ALEXANDER, L. J. REW, R. ARÉVALO ... & A. PAUCHARD. 2018. Mountain Roads and Non-Native Species Modify Elevational Patterns of Plant Diversity. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 27: 667–78. <https://doi.org/10.1111/geb.12727>
- HAIDER, S., J. J. LEMBRECHTS, K. MCDOUGALL, A. PAUCHARD, J. M. ALEXANDER, A. BARROS, L. A. CAVIERES, I. RASHID, L. J. REW, A. ALEKSANYAN & J. R. ARÉVALO. 2022. Think globally, measure locally: The MIREN standardized protocol for monitoring plant species distributions along elevation gradients. *Ecol. Evol.* 12: e8590.
<https://doi.org/10.1002/ece3.8590>
- HIERRO, J. L., J. L. MARON & R. M. CALLAWAY. 2005. A biogeographical approach to plant invasions:

- the importance of studying exotics in their introduced and native range. *J. Ecol.* 93: 5-15.
<https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00953.x>
- KIESLING, R., L. BONJOUR & G. MÓNACO. 2021. *Plantas de alta montaña - Andes Centrales de Argentina*. Ecoval Ediciones, Mendoza.
- LEMBRECHTS, J. J., J. M. ALEXANDER, L. A. CAVIERES, S. HAIDER, J. LENOIR, C. KUEFFER ... & A. PAUCHARD. 2017. Mountain roads shift native and non-native plant species' ranges. *Ecography* 40: 353-364.
<https://doi.org/10.1111/ecog.02200>
- LEMBRECHTS, J. J., A. MILBAU & I. NIJS. 2014. Alien roadside species more easily invade alpine than lowland plant communities in a subarctic mountain ecosystem. *PLOS One* 9: e89664.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0089664>
- LIEDTKE, R., A. BARROS, F. ESSL, J. J. LEMBRECHTS, R. E. 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>
- MACARTHUR, R.H. 1970. Species packing and competitive equilibrium for many species. *Theor. Popul. Biol.* 1: 1-11.
- MAZZOLARI, A., V. ASCHERO, A. BARROS, L. BONJOUR, M. C. PEREZ SOSA & P. A. TECCO. 2018. *Plantas exóticas en los Andes Centrales de Mendoza: caracterización funcional y efecto de los caminos vehiculares en su distribución altitudinal*. XXVIII Reunión Argentina de Ecología Mar del Plata.
- 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.* 39: 227-253.
- 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. 2011. La vegetación de los altos Andes: El flanco oriental del Cordón del Portillo (Tunuyán, Mendoza, Argentina). *Bol. Soc. Arg. Bot.* 46: 317-353.
- MÉNDEZ, E., E. MARTINEZ CARRETERO & I. PERALTA. 2006. La vegetación del Parque Provincial Aconcagua (Altos Andes Centrales de Mendoza, Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 41: 41-49.
- 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>
- MOLINA-MONTENEGRO, M.A., J. PEÑUELAS, S. MUNNÉ-BOSCH & J. SARDANS. 2012. Higher plasticity in ecophysiological traits enhances the performance and invasion success of *Taraxacum officinale* (dandelion) in alpine environments. *Biol. Invasions* 14: 21-33.
<https://doi.org/10.1007/s10530-011-0055-2>
- MORRONE, J. J. 2006. Biogeographic areas and transition zones of Latin America and the Caribbean islands based on panbiogeographic and cladistic analyses of the entomofauna. *Annu. Rev. Entomol.* 51: 467-494.
- MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. DA FONSECA & J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- PAUCHARD, A. & P. B. ALABACK. 2004. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of South Central Chile. *Cons. Biol.* 18: 238-248.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00300.x>
- PAUCHARD, A., C. KUEFFER, H. DIETZ, C. C. DAEHLER, J. ALEXANDER, P. J. EDWARDS... & S. HAIDER. 2009. Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations. *Front. Ecol. Environ.* 7: 479-486.
<https://doi.org/10.1890/080072>
- POLLNAC, F, T. SEIPEL & C. REPATH & L. F. REW. 2012. Plant invasion at landscape and local scales along roadways in the mountainous region of the greater Yellowstone ecosystem. *Biol. Invasions* 14:1753-1763.
- R CORE TEAM. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en: <https://www.R-project.org/>.
- ROIG, F. A., E. M. ABRAHAM & E. MÉNDEZ. 2007. Vegetation belts, cold and soil freezing in the Central Andes of Mendoza, Argentina. *Phytocoenologia* 37: 99-113.
- SANDOYA, V., A. PAUCHARD & L. A. CAVIERES. 2017. Natives and non-natives plants show different responses to elevation and disturbance on the

- tropical high Andes of Ecuador. *Ecol. Evol.* 7: 7909-7919. <https://doi.org/10.1002/ece3.3270>
- SEIPEL, T., C. KUEFFER, L. J. REW, C. DAEHLER, A. PAUCHARD, B. NAYLOR, J. M. ALEXANDER ... & 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: 236–46. <https://doi.org/10.1111/j.14600664.x>
- SEIPEL, T., J. M. ALEXANDER, C. DAEHLER, L. REW, P. EDWARDS, P. A. DAR ... & F. POLLNAC. 2015. Performance of the herb *Verbascum thapsus* along environmental gradients in its native and non-native ranges. *J. Biogeogr.* 42: 132-143. <https://doi.org/10.1111/jbi.12403>
- SEKERCI, A. D., H. YETİŞİR, Z. YILDIRIM. & O. GULSEN. 2017. Genetic diversity analysis in snapdragon (*Antirrhinum majus* L.) using morphological and molecular methods. *Curr. Trends Technol. Sci.* 6: 68-74.
- SIMPSON, B.B. 1975. Pleistocene changes in the flora of the high tropical Andes. *Paleobiology* 1: 273-294.
- SPELLERBERG, I. 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Glob. Ecol. Biogeogr. Lett.* 7: 317-333.
- SPEZIALE, K. & C. EZCURRA. 2011. Patterns of alien plant invasions in northwestern Patagonia, Argentina. *J. Arid Environ.* 75: 890-897 <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.04.014>
- TECCO, P. A., S. DÍAZ, M. CABIDO & C. URCELAY. 2010. Functional traits of alien plants across contrasting climatic and land-use regimes: do aliens join the locals or try harder than them? *J. Ecol.* 98: 17-27. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01592.x>
- TOVAR, C., A. CARRIL, A. GUTIÉRREZ, A. AHREND, L. FITA, P. ZANINELLI, P. FLOMBAUM, A. ABARZÚA, D. ALARCÓN ... & P. HOLLINGSWORTH. 2022. Understanding climate change impacts on biome and plant distributions in the Andes: Challenges and opportunities. *J. Biogeogr.* 49: 1420– 1442. <https://doi.org/10.1111/jbi.14389>
- ZEILEIS, A. & T. HOTHORN. 2002. Diagnostic checking in regression relationships. *R News* 2: 7–10.