Chloris Chilensis 14(1): 1-16. 2011.

CHLORIS CHILENSIS

Año 14. Nº 1

EFECTO DE UN SENDERO SOBRE LA COMUNIDAD DE PLANTAS NATIVAS EN LA RESERVA NACIONAL ALTOS DE LIRCAY (REGIÓN DEL MAULE –VII- CHILE)

EFFECT OF A FOOTPATH ON THE NATIVE PLANT COMMUNITY IN THE ALTOS DE LIRCAY NATIONAL RESERVE (REGIÓN DEL MAULE (VII), CHILE)

Francisco de la Barrera[1,3], Darío Moreira [2,3] & Ramiro Bustamante[4]

[1] Facultat de Geografia i Història, Universitat de Barcelona.

[2] Department of Biological Sciences, University of Alberta.

[3] Cienciambiental Consultores.

[4] Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB), Departamento de Ciencias Ecológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.

fdelabarrera@cienciambiental.cl

RESUMEN

Una importante fuente de perturbación para la biodiversidad en las áreas protegidas la constituyen los senderos de uso público, sin embargo, sus efectos sobre las comunidades nativas permanecen aún poco estudiados en las áreas protegidas de Chile. En la Reserva Nacional Altos de Lircay ubicada en la Región del Maule (VII), evaluamos el efecto de un sendero de uso turístico y ganadero sobre la riqueza de especies de una comunidad de plantas, considerando además otros factores ambientales a escala de micrositio. El estudio contempló 200 parcelas de 1 m^2 distribuidas en 20 transectos perpendiculares al sendero y los datos fueron analizados usando Modelos Lineales Generalizados Mixtos. Nuestros resultados mostraron que la riqueza de especies nativas disminuyó a mayor cercanía al sendero, sin embargo, esta relación fue afectada por la cobertura de dosel. Como medida de manejo al interior del área

protegida, sugerimos localizar futuros senderos de uso turístico lejos de comunidades nativas que contengan especies con problemas de conservación, y en áreas donde la cobertura vegetal sea mayor.

Palabras claves: áreas protegidas, flora mediterránea, Chile central, senderos, Reserva Nacional Altos de Lircay.

ABSTRACT

Footpaths are considered important disturbance sources for the biodiversity within protected areas: yet, their effects on native communities remain still poorly studied in protected areas in Chile. In Altos de Lircay National Reserve (Region del Maule, Chile), we assessed the effect of a footpath used by tourism and livestock on the richness of a native plant community, taking into account other environmental factors operating at microsite. The study included 200-1m^2-plots in 20 perpendicular transects and the data were analyzed by using Generalized Linear Mixed Model. Our results showed that the richness of native species was positively related with the distance from the footpath; however, this relationship was affected by the canopy cover. As a measure of conservation management for this protected area, we suggest placing tourist footpaths away from native plant communities with endangered species and in areas with larger canopy coverage.

Keywords: protected areas, mediterranean flora, central Chile, footpath, Altos de Lircay National Reserve.

INTRODUCCIÓN

Las actividades humanas son reconocidas como importantes fuentes de perturbación de las áreas protegidas (Newsome *et al* 2002, Buckley 2004); en particular, las vías de tránsito tales como los caminos y los senderos se han sindicado como importantes factores que modifican la estructura de las comunidades vegetales en las áreas protegidas (Domínguez 2004, Pauchard & Alaback 2004, Pickering & Hill 2007). La habilitación de los caminos y los senderos requiere de la remoción de la vegetación, lo que afecta a la composición y a la riqueza de la comunidad de plantas vía eliminación directa de individuos (Sun & Walsh 1998). Por otra parte, la remoción del sustrato y la compactación del suelo pueden, a su vez, modificar la disponibilidad de recursos a escala de microhábitat, reduciendo la sobrevivencia de las especies menos tolerantes (Sun & Walsh 1998, Trombulak & Frissell 2000). Posteriormente, la circulación de personas, animales domésticos y vehículos en estas vías aumenta la mortalidad de especies vegetales debido al pisoteo y favorece la dispersión de propágulos de especies exóticas hacia

áreas donde estas especies no se distribuyen naturalmente, intensificando de esta manera el impacto sobre las comunidades vegetales nativas (McIntyre *et al*. 1995, Forman 2000, Gelbard & Belnap 2003, Kerbiriou *et al*. 2008, Pickering & Mount 2010).

A pesar de su influencia sobre la estructura de comunidades vegetales, el efecto de los caminos y de los senderos se encuentra relativamente poco documentado en áreas protegidas de Chile. Este efecto puede llegar a ser particularmente importante debido a que el uso recreacional derivado del turismo en estas áreas se ha duplicado en los últimos diez años (Conaf 2010). Por otra parte, el efecto de los caminos y los senderos puede sumarse a los de otros factores abióticos que operan a escala local. Por ejemplo, cambios en las condiciones de micrositio tales como la radiación, la humedad y el pH, han sido sugeridas como factores que también pueden influir en la estructura de las comunidades vegetales (Grace & Pugesek, 1997, Laughlin & Abella 2007).

Las áreas protegidas ubicadas en la zona centro-sur del *hot spot* mediterráneo de Chile son particularmente importantes para la conservación de la biodiversidad, ya que contienen una alta riqueza florística y un gran número de especies endémicas (Arroyo *et al*. 2000, Myers *et al*. 2000). El desarrollo de actividades humanas en éstas, tales como el turismo y la ganadería, pueden llegar a modificar directamente la composición y la estructura de las comunidades, por medio de la eliminación de especies, extracción de sustrato e invasiones biológicas, entre otros (Trombulak & Frissell 2000, Pauchard & Alaback 2004). No obstante, existen otros factores que contribuyen a la estructura de las comunidades de plantas en Chile central (Armesto & Martínez 1978, Jáksic 2001). En este caso resultan decisivos el tipo de hábitat y la cobertura vegetal; esta última como una medida de la disponibilidad de luz (Parendes & Jones 2000).

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de un sendero de uso público sobre la riqueza de especies en una comunidad de plantas nativas en la reserva nacional Altos de Lircay, ubicada en la Región del Maule (VII).

METODOLOGÍA

Área de estudio

El área de estudio se ubica en la Reserva Nacional Altos del Lircay (35° 35' 48,1'' LS, 71° 2' 30,7'LW), Región del Maule (VII), Chile, 66 km al oriente de la ciudad de Talca, entre 1380 y 1600 m de altitud (Fig. 1). En invierno la temperatura oscila entre 5° y 18°C y en verano puede llegar a 30°C. Las precipitaciones varían entre 1550 y 2000 mm/año y la nieve caída alcanza entre 60 y 80 cm.

Las comunidades de vegetación predominantes son un bosque caducifolio de *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Blume (Fotografías 1 y 2) y un matorral achaparrado de tipo mixto caducifolio-esclerofilo dominado por *Nothofagus antarctica* (G. Forst) Oerst. (Fotografía 3).

El estudio se realizó en un sendero de antigüedad mayor a 30 años (Fotografía 4) (Conaf *com pers*), de una extensión de unos 3600 m. A lo largo del sendero se analizaron 20 transectos perpendiculares a éste, dispuestos en pares, uno a cada lado del sendero principal.

Figura 1. De la Barrera et al.: RN. Alto Lircay. Efecto de un sendero sobre la vegetación
Área de estudio. Se demarca el sendero estudiado sobre una imagen satelital. *Figure 1. Study area. Path studied is delimited on a satellite image.*

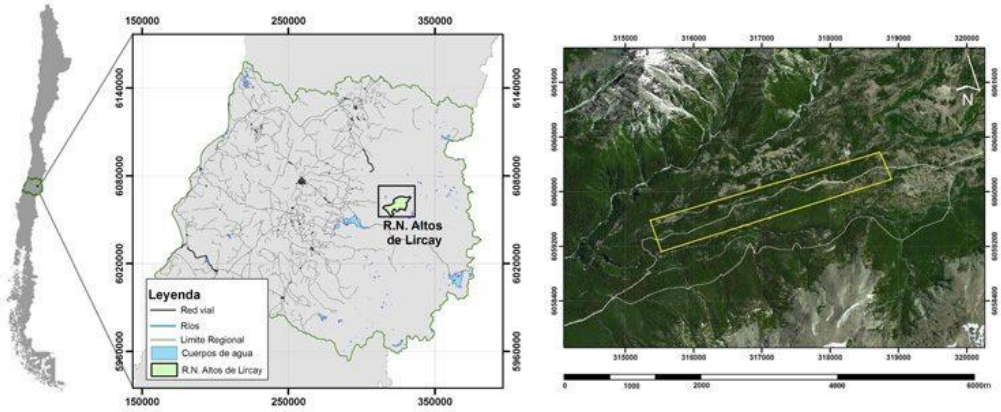
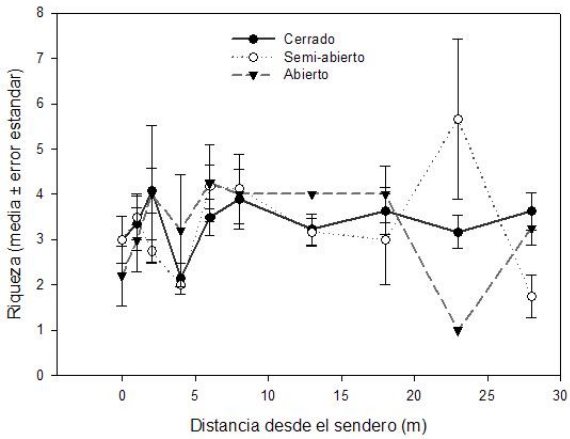


Figura 2. De la Barrera et al.: RN. Alto Lircay. Efecto de un sendero sobre la vegetación
Variación de la riqueza de especies nativas bajo distintas coberturas de dosel y a distintas distancias desde el sendero. *Figure 2. Variation in native species richness under different canopy covers and at different distances from the path.*



Fotografía 1. RN Altos de Lircay. Vista del bosque de *Nothofagus*.

Fotografía 2. RN. Altos de Lircay.
Vista del bosque de *Nothofagus obliqua* (roble).

Chloris Chilensis 14(1): 1-16. 2011.

Fotografía 3. RN Altos de Lircay. Matorral de *Nothofagus antarctica* (ñirre).

Fotografía 4. RN. Altos de Lircay.
Aspecto del sendero donde se hizo la investigación.

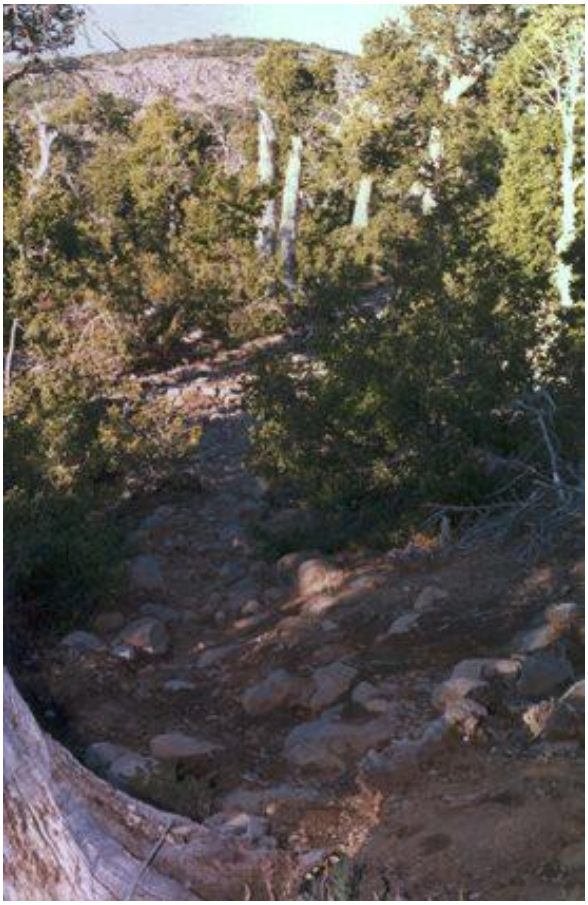


Tabla 1. Ubicación geográfica de los transectos (se señalan sus puntos de inicio). Datos en UTM 19 S y Datum WGS84/ *Table 1. Geographic location of transects (indicating the starting points). Data in UTM 19 S and WGS84 Datum.*

Transecto	**Formación: Bosque**		**Transecto**	**Formación: Matorral**	
	Longitud	Latitud		Longitud	Latitud
1	315982,537	6059764,980	1	317912,313	6060458,122
2	316307,524	6059879,576	2	318346,339	6060531,870
3	316444,946	6059931,729	3	318346,339	6060537,874
4	316714.569	6060045,169	4	319094,726	6060762,705

La distancia entre cada par de transectos a lo largo del sendero varió entre 320 y 350 m. En cada transecto se dispusieron diez parcelas de un metro cuadrado (N=200) a distintas distancias desde el sendero: las tres primeras contiguas entre sí; las tres siguientes separadas por una distancia de un metro entre sí; y las últimas cuatro parcelas separadas entre ellas por cinco metros. El sentido de este diseño fue el de muestrear del mejor modo posible el área cercana al sendero, donde se esperaba existiese la mayor heterogeneidad, y registrar datos a mayor distancia donde se asumía había mayor homogeneidad.

En cada una de las 200 parcelas de 1 m^2 se registraron el tipo de hábitat -bosque o matorral- y la cobertura del dosel agrupada en tres categorías: 1- abierto (0% de cobertura), 2- semi-abierto (entre 0 y 50%) y, 3- cerrado (50 a 100% cubierto).

Se identificaron todas las especies en las parcelas, tanto las hierbas como los arbustos, al nivel de género o de especie según lo permitiese la muestra. Para efectos prácticos, se consideraron en el muestreo todas las especies cuyos individuos emergiesen desde el interior de las parcelas, descartando aquellas cuyas estructuras aéreas interceptasen con éstas. La información taxonómica, origen (nativo, exótico) y hábito de las especies registradas fue obtenida de Matthei (1995), Hoffmann (1997) y complementada con la base de datos interactiva FLORACHILENA (http://www.florachilena.cl/Base/NaviKey.html).

Análisis de la información

Se realizó un análisis comunitario en los hábitats de bosque y de matorral utilizando el índice de diversidad de Shannon-Wiener, de equitatividad y de similitud de Sorensen. Éstos, se construyen a partir de datos de riqueza total, abundancia relativa -presencia en parcelas en relación con el total- y la composición de las especies en las parcelas. Se evaluó, además, la riqueza de especies nativas y la proporción de especies exóticas como variables-respuesta. Por su parte, la distancia al sendero y la cobertura del dosel fueron usadas como variables predictivas. Para el análisis, se construyó un *Modelo Lineal Generalizado Mixto* con una distribución de Poisson, ajustado con una función logística, considerando al transecto de origen (n=20) como variable aleatoria en el modelo (R *Development Core Team* 2009). Este tipo de modelos se ha propuesto para el análisis de variables discretas (e.g. datos provenientes de conteos), donde los supuestos de normalidad no se cumplen (Crawley 2007).

RESULTADOS

Se registraron 56 especies, correspondientes a 41 géneros y 26 familias, de las que sólo un 7% fueron exóticas asilvestradas (Tabla 2).

Tabla 2. Especies registradas en el área de estudio/*Table 2. List of species registered in the study area.*

Familia	Nombre científico	Nombre común	Origen	Hábito
Alstroemeriaceae	*Alstroemeria presliana* Herb.	Lirio	Nativa	Planta herbácea
Anacardiaceae	*Schinus patagonicus* (Phil.) I. M. Johnst.	Laura	Nativa	Planta arbustiva
Apiaceae	*Azorella* sp1.		Nativa	Planta herbácea
Apiaceae	*Azorella* sp2.		Nativa	Planta herbácea
Apocynaceae	*Cynanchum nummularifolium* Hook. & Arn.		Nativa	Planta herbácea
Asteraceae	*Baccharis linearis* (Ruiz & Pav.) Pers.	Romerillo	Nativa	Planta arbustiva
Asteraceae	*Baccharis rhomboidalis* J. Remy	Gaultro	Nativa	Planta arbustiva

Familia	**Nombre científico**	**Nombre común**	**Origen**	**Hábito**
Asteraceae	*Belloa chilensis* J. Remy	Hierba plateada	Nativa	Planta herbácea
Asteraceae	*Chaetanthera chilensis* (Willd.) DC.	China chilena	Nativa	Planta herbácea
Asteraceae	*Chaetanthera elegans* Phil.	Chinita	Nativa	Planta herbácea
Asteraceae	*Erigeron gilliesii* (Hook & Arn.) Cabrera		Nativa	Planta herbácea
Asteraceae	*Haplopappus paucidentatus* Phil.	Buchú	Nativa	Planta arbustiva
Asteraceae	*Hypochaeris glabra* L.	Hierba del chancho	Exótica	Planta herbácea
Asteraceae	*Hypochaeris radicata* L.	Hierba del chancho	Exótica	Planta herbácea
Asteraceae	*Mutisia decurrens* Cav.	Clavel del campo	Nativa	Planta trepadora
Asteraceae	*Mutisia spinosa* Ruiz & Pav.	Clavel del campo	Nativa	Planta trepadora
Asteraceae	*Senecio* sp1		Nativa	Planta herbácea
Asteraceae	*Senecio* sp2		Nativa	Planta herbácea
Berberidaceae	*Berberis empetrifolia* Lam.	Calafate enano	Nativa	Planta arbustiva
Berberidaceae	*Berberis microphyila* G. Forst.	Calafate	Nativa	Planta arbustiva
Berberidaceae	*Berberis* sp.		Nativa	Planta arbustiva
Bromeliaceae	*Puya berteroana* Mez	Chagual	Nativa	Planta herbácea
Celastraceae	*Maytenus chubutensis* (Speg.) Lourt., O'Donell & Sleum.	Chaurilla	Nativa	Planta arbustiva

Familia	Nombre científico	Nombre común	Origen	Hábito
Convolvulaceae	*Convolvulus demissus* Choisy		Nativa	Planta herbácea
Cyperaceae	*Carex aphylla* Kunth		Nativa	Planta herbácea
Dioscoreaceae	*Dioscorea reticulata* Gay		Nativa	Planta herbácea
Ericaceae	*Gaultheria caespitosa* Poepp. & Endl.		Nativa	Planta arbustiva
Ericaceae	*Gaultheria phillyreifolia* (Pers.) Sleumer	Chaura	Nativa	Planta arbustiva
Ericaceae	*Gaultheria poeppigii* DC.	Chaura	Nativa	Planta arbustiva
Fabaceae	*Adesmia* sp1.		Nativa	Planta herbácea
Fabaceae	*Adesmia* sp2.		Nativa	Planta herbácea
Fabaceae	*Lathyrus berterianus* Colla ex Savi	Clarincillo	Nativa	Planta herbácea
Fagaceae	*Nothofagus antarctica* (G.Forst) Oerst.	Ñirre	Nativa	Planta arbórea
Fagaceae	*Nothofagus obliqua* (Mirb.) Blume	Roble	Nativa	Planta arbórea
Grossulariaceae	*Ribes cucullatum* Hook. & Arn.	Zarzaparrilla cordillerana	Nativa	Planta arbustiva
Grossulariaceae	*Ribes punctatum* Ruiz & Pav.	Zarzaparrilla	Nativa	Planta arbustiva
Iridaceae	*Olsynium frigidum* (Poepp.) Goldblatt		Nativa	Planta herbácea
Iridaceae	*Olsynium junceum* (E.Mey)	Huilmo	Nativa	Planta herbácea
Iridaceae	*Sisyrinchium* sp.		Nativa	Planta herbácea
Iridaceae	*Solenomelus segethii* (Phil.) Kuntze	Clavelillo	Nativa	Planta herbácea

Familia	Nombre científico	Nombre común	Origen	Hábito
Poaceae	*Agrostis insconspicua* Kuntze	Pasto quila	Nativa	Planta herbácea
Poaceae	*Bromus catharticus* Vahl.	Lanco	Nativa	Planta herbácea
Poaceae	*Elymus gayanus* E. Desv.		Nativa	Planta herbácea
Poaceae	*Poa* sp1		Nativa	Planta herbácea
Poaceae	*Poa* sp2		Nativa	Planta herbácea
Poaceae	*Rytidosperma* sp.		Nativa	Planta herbácea
Polygonaceae	*Rumex acetosella* L.		Exótica	Planta herbácea
Portulacaceae	*Calandrinia dianthoides* Phil.		Nativa	Planta herbácea
Rosaceae	*Acaena splendens* Hook. & Arn.	Abrojo	Nativa	Planta herbácea
Rosaceae	*Rosa rubiginosa* L.	Rosa silvestre	Exótica	Planta arbustiva
Rubiaceae	*Galium sp*		Nativa	Planta herbácea
Santalaceae	*Quinchamalium chilense* Mol.	Quinchamali	Nativa	Planta herbácea
Scrophulariaceae	*Calceolaria cana* Cav.	Capachito canoso	Nativa	Planta herbácea
Scrophulariaceae	*Melosperma andicola* (Gillies) Benth.		Nativa	Planta arbustiva
Solanaceae	*Fabiana imbricata* Ruiz & Pav.	Pichi	Nativa	Planta arbustiva
Valerianaceae	*Valeriana laxiflora* DC.	Valeriana laxa	Nativa	Planta herbácea

La diversidad (Shannon-Wiener) fue mayor en el hábitat de bosque que en el de matorral (H'=4,85 *versus* H'=4,34, respectivamente); la dominancia en el bosque fue también mayor que en el matorral (0,85 *versus* 0,83, respectivamente); finalmente, el índice de similitud entre ambas comunidades fue relativamente bajo (22 %).

La riqueza de especies nativas se incrementó significativamente con la distancia al sendero ($p < 0,05$), pero no varió con los cambios en la cobertura del dosel ($p = 0,21$); se detectó, sin embargo, una interacción significativa entre la distancia al sendero y la cobertura de dosel ($p < 0,05$; Fig. 2); esto indica que la relación entre la riqueza de especies y la distancia desde el camino cambió cuando el dosel fue abierto o semi-abierto.

Finalmente, la proporción de especies exóticas asilvestradas no fue afectada significativamente por ninguna de las variables predictivas. Sin embargo, hubo una tendencia negativa en la relación entre la distancia al sendero y la proporción de especies exóticas.

En relación con las especies exóticas registradas en cada tipo de hábitat, *Rumex acetosella* L. fue la especie más frecuente en el matorral (13%) y en el bosque (15%); *Hypochaeris glabra* L. e *Hypochaeris radicata* L. se presentaron preferentemente en el matorral (10% y 6%, respectivamente), mientras en el bosque *H. glabra* no se observó e *H. radicata* tuvo una baja frecuencia (1%); finalmente, *Rosa rubiginosa* L. se registró en el matorral (2%) y en el bosque (1%).

DISCUSIÓN

Los datos mostraron que la riqueza de especies nativas es cada vez mayor a mayor distancia al sendero, tanto en el hábitat de matorral como en el hábitat de bosque y a diferentes coberturas de dosel.

Pese a que el estudio se restringe a sólo un sendero de un área protegida, a partir de las observaciones puede plantearse como hipótesis, *que senderos de características similares y en condiciones geográficas equivalentes, podrían tener un efecto negativo sobre las comunidades de plantas nativas*.

Nuestros resultados son coherentes con estudios llevados a cabo en áreas protegidas donde se estableció que en los bordes de los senderos la riqueza de especies nativas se reduce debido a la mayor frecuencia de perturbaciones (Sun & Walsh 1998, Pickering & Hill 2007). Una explicación posible es que la modificación de los recursos disponibles en los bordes de los caminos y los senderos, especialmente por la compactación y la remoción del sustrato, disminuye la probabilidad de que especies nativas –generalmente con rangos más estrechos de tolerancia- se desarrollen en esas nuevas condiciones (Tyser *et al.* 1998, Trombulak, & Frissell 2000).

La reducción de la cobertura del dosel es otro factor que puede modular el efecto de la apertura de un sendero sobre una comunidad de plantas nativas. Esta reducción afectó negativamente a la riqueza de especies nativas y exóticas en las zonas más alejadas del sendero. La interacción entre el grado de apertura del dosel y la distancia al sendero modificó la relación entre la riqueza de especies nativas y la distancia al sendero. Este efecto puede ser explicado porque la menor cobertura del dosel genera condiciones de microhábitat hostiles (e.g. mayor luminosidad y menor humedad) para las especies nativas

sombra-tolerantes (Armesto & Martínez 1978, Fuentes *et al*. 1984).

Por otra parte, si bien los resultados no permiten concluir que el sendero representa propiamente una fuente de introducción de especies exóticas silvestres, la tendencia de nuestros datos es coherente con los resultados obtenidos por Pickering & Hill (2007), respecto del efecto de senderos de uso turístico en áreas protegidas en Australia, y por Pauchard & Alaback (2004), que evaluaron el efecto de los caminos al interior áreas protegidas en el centro-sur de Chile.

La falta de un patrón robusto respecto del efecto del sendero en la introducción de especies exóticas en este estudio, puede deberse a lo restringido de nuestro diseño en términos del número de senderos y de transectos que se evaluaron. Es posible, también, que el patrón esperado no se dé simplemente porque las especies exóticas asilvestradas no han sido capaces de dispersarse al interior del bosque. En este sentido, Pauchard & Alaback (2004) sugieren que la altitud y la disponibilidad de luz y nutrientes al interior del bosque podrían limitar el establecimiento de especies exóticas en su interior.

La escala espacio-temporal de los efectos de los senderos debe tenerse en cuenta al momento de proyectar los resultados. Esta investigación se focalizó en una escala de micrositio, restringida al entorno inmediato del sendero estudiado; sin embargo, mediante la integración de estudios de este tipo con monitoreos sistemáticos, se pueden comprender de mejor manera los efectos del tránsito de personas sobre un paisaje (e.g. una reserva) a mediano y largo plazo.

Los administradores y dueños de espacios naturales, estén o no oficialmente protegidos, están permanentemente buscando formas para ampliar su contacto con la sociedad, especialmente mediante el senderismo. En Chile, se han fomentado la construcción y el uso de senderos en las reservas y en los parques nacionales mediante iniciativas públicas como el proyecto “Sendero de Chile” (http://www.senderodechile.cl). Esto puede generar efectos negativos para la conservación de la biodiversidad local, debido a la modificación de la composición y la estructura no sólo de las comunidades de plantas, sino también de las comunidades de animales (e.g. herbívoros). Estas alteraciones pueden afectar también a los bienes y a los servicios ecosistémicos producidos por las áreas protegidas (Sepúlveda & Villarroel 2006); por ello la construcción y el uso de los senderos podría atentar a mediano y largo plazo contra los objetivos primarios de las áreas protegidas (Pauchard & Villarroel 2002, Rovira *et al.* 2006).

Finalmente, con el objetivo de reducir los efectos negativos de los senderos en esta reserva, y en otras áreas protegidas, se sugiere que estas vías se localicen lejos de las comunidades vegetales que contengan especies de plantas nativas que puedan ser sensibles a la variación en las condiciones ambientales a escala local; particularmente protegiendo a las especies con problemas de conservación y a aquellas que sean

sombra tolerantes.

Esperamos que esta investigación pueda aportar conocimientos a futuras evaluaciones que incorporen muestreos en otros senderos, tanto en la misma área protegida como en otras donde se requiera llevar a cabo evaluaciones de los impactos potenciales que conlleva la construcción y el uso de senderos para turismo. Así, al aumentar el grado de conocimiento de los efectos de los senderos con distintas historias naturales y distintas situaciones geográficas, podremos llegar a comprender mejor cómo gestionarlos, para así dar protección efectiva a las áreas de alto valor natural.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a K. Conejeros, D. Vera y K. González, por su generosa colaboración en terreno. A P. Becerra, L. Faúndez y A.M. Humaña por revisar la identificación de especies. A A. Tironi por sus comentarios al manuscrito. A Sebastián Teillier por su paciencia y dedicación en la edición del texto. La investigación contó con financiamiento parcial de P99-103-F-ICM, de la Red Ambiental de la Universidad de Chile y la Iniciativa Científica Milenio P05-002. F. de la Barrera y D. Moreira son becarios Becas-Chile (CONICYT). Finalmente, a Pablo Canales por sus fotografías.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARMESTO, J.J. & MARTÍNEZ, J.A. 1978. Relations between vegetation structure and slope aspect in the mediterranean region of Chile. Journal of Ecology 66: 881-889.

ARROYO, M.T.K., MARTICORENA, C., MATTHEI, O. & CAVIERES, L. 2000. Plant invasions in Chile: present patterns and future predictions. En H. Mooney & R. Hobbs (eds). Invasives Species in a Changing World. pp. 385-421. Island Press, Washington, DC.

BUCKLEY, R.C. (ED.) 2004. Environmental Impacts of Ecotourism. CABI, Oxford 389 pp.

CONAF. 2010. Estadísticas de Visitación. URL: http://www.conaf.cl/parques/seccion-estadisticas-de-visitacion.html. Visitado: 08 de diciembre de 2010.

CRAWLEY, M.J. 2007. The R Book. John Wiley & Sons, Ltda., Chichester. viii + 942 pp.

DOMÍNGUEZ, E. 2004. Plantas exóticas presentes en el Parque Nacional Pali Aike, XII Región, Chile. Chloris Chilensis. Año 7. Nº 2. URL: http:// www.chlorischile.cl

FORMAN, R.T.T. 2000. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. Conservation Biology 14: 31–35.

FUENTES, E.R., OTAIZA, R.D., ALLIENDE, M.C., HOFFMANN, A.J. & POIANI, A. 1984. Shrub clumps of the Chilean matorral vegetation: structure and possible maintenance mechanisms. Oecologia 62: 405–411.

GELBARD, J.L. & BELNAP, J. 2003. Roads as Conduits for Exotic Plant Invasions in a Semiarid Landscape. Conservation Biology 17(2): 420-432.

GRACE, J.B. & PUGESEK, B.H. 1997. A structural equation model of plant species richness and its application to a coastal wetland. American Naturalist 149: 436-460.

HOFFMANN, A.E. 1997. Flora silvestre de Chile: zona central. Ediciones Fundación Claudio Gay, Santiago, Chile. 254 pp.

JAKSIC, F. 2001. Spatiotemporal variation patterns of plants and animals in San Carlos de Apoquindo, central Chile. Revista Chilena de Historia Natural 74(2): 477-502.

KERBIRIOU, C., LEVIOL, I., JIGUET, F. & JULLIARD, R. 2008. The impact of human frequentation on coastal vegetation in a biosphere reserve. Journal of Environmental Management 88: 715–728.

LAUGHLIN, D.C & ABELLA, S.R. 2007. Abiotic and biotic factors explain independent gradients of plant community composition in ponderosa pine forests. Ecological Modelling, 205(1-2):231-240.

MATTHEI, O. 1995. Manual de las malezas que crecen en Chile. Editorial Alfa Impresores, Santiago. Chile. 545 pp.

MCINTYRE, S., LAVOREL, R. & TREMONT, M. 1995. Plant life-history attributes: their relationship to disturbance response in herbaceous vegetation. Journal of Ecology 83(1): 31-44.

MYERS, N., MITTERMEIR, R., MITTERMEIR, C.G., DA FONSECA, G.A. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403: 853-858.

NEWSOME, D., MOORE, S. & DOWLING, R. 2002. Natural Area Tourism: Ecology, Impacts and Management. Channel View Publications, Frankfurt Lodge, UK. xii+340 pp.

SUN, D. & WALSH, D. 1998. Review of studies on environmental impacts of recreation and tourism in Australia. Journal of Environmental Management 53: 323-338.

PARENDES, L.A & JONES, J.A. 2000. Role of light availability and dispersal in alien plant invasion along road and streams in the H.J. Andrews Experimental Forest, Oregon. Conservation Biology 14(1): 64-75.

PAUCHARD, A. & ALABACK, P. 2004. Influence of elevation, land use, and landscape context on pattern of alien plant invasions along roadsides in protected areas of south-central Chile. Conservation Biology 18(1): 238-248.

PAUCHARD, A. & VILLARROEL, P. 2002. Protected Areas in Chile: History, Current Status and Challenges. Natural Areas Journal 22 (4): 318-330.

PICKERING, C.A & HILL, W. 2007. Impacts of recreation and tourism on plant biodiversity and vegetation in protected areas in Australia. Journal of Environmental Management 85: 791–800.

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

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2009. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: http://www.R-project.org.

ROVIRA, J., ALVAREZ, D., MOLT, K. & ORTEGA, D. 2006. Áreas protegidas en Chile. En Saball, P., Arroyo, M.T.K., Castilla, J.C., Estades, C., Larraín, S., Moreno, C., Sierralta, L., Rovira, J., Ladrón de Guevara, M.J. & Rivas, F. (eds). Biodiversidad de Chile, Patrimonio y Desafíos. pp. 512-559. Comisión Nacional del Medio Ambiente, Santiago de Chile.

SEPULVEDA, C. & VILLARROEL, P. 2006. Servicios ecosistémicos y financiamiento de la conservación privada en Chile. Revista Ambiente y Desarrollo 22(1): 12-20.

TROMBULAK, S.C., & FRISSELL, C.A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. Conservation Biology 14(1): 18–30.

TYSER, R.W., ASEBROOK, J.M., POTTER, R.W. & KURTH, L.L. 1998. Roadside revegetation in Glacier National Park, U.S.A.: effects of herbicide and seeding treatments. Restoration Ecology 6(2): 197–206.

Citar este artículo como:

De la Barrera, F., D. Moreira & R. Bustamante. 2011. Efecto de un sendero sobre la comunidad de plantas nativas en la reserva nacional Altos de Lircay (Región del Maule –VII- Chile). Chloris Chilensis Año 14. Nº1. URL: http://www.chlorischile.cl. Versión pdf: 1-16 pp.