

La intensidad en el uso silvopastoril modifica la provisión de servicios ecosistémicos a través de cambios en la diversidad en bosques del noroeste de la Patagonia Argentina

V. Chillo^{1,2}, M. M. Amoroso^{1,2}, C. A. Rezzano²

(1) Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CONICET), Argentina.

(2) Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural (IRNAD), Sede Andina Universidad Nacional de Río Negro, Argentina. Güemes 383 Of. D (CP 8430), El Bolsón, Río Negro, Argentina.

* Autor de correspondencia: V. Chillo [mchillo@unrn.edu.ar].

> Recibido el 29 de agosto de 2017 - Aceptado el 15 de febrero de 2018

Chillo, V., Amoroso, M. M., Rezzano, C. A. 2018. La intensidad en el uso silvopastoril modifica la provisión de servicios ecosistémicos a través de cambios en la diversidad en bosques del noroeste de la Patagonia Argentina. *Ecosistemas* 27(3):75-86. Doi.: 10.7818/ECOS.1486

La intensidad en el uso silvopastoril modifica la provisión de servicios ecosistémicos a través de cambios en la diversidad en bosques del noroeste de la Patagonia Argentina. Los bosques de ciprés (*Austrocedus chilensis*) y coihue (*Nothofagus dombeyi*) del noroeste de la Patagonia Argentina tienen un uso silvopastoril extensivo, caracterizado por una segregación espacial de los sitios de alta y baja intensidad de uso. Nuestro objetivo fue evaluar el efecto del gradiente de intensidad de uso silvopastoril (IUS) sobre la diversidad funcional de plantas del sotobosque y sobre diferentes SE, utilizando modelos lineales generalizados. También evaluamos la relación entre múltiples SE bajo distintas IUS para identificar cambios en las sinergias y compromisos entre SE. Encontramos que la diversidad funcional aumenta con la IUS. Los SE de fertilidad de suelo, producción de forraje y prevención de la erosión se relacionan principalmente con cambios en la biodiversidad, mientras que el SE de valor cultural se relaciona principalmente con la IUS. Identificamos sinergias entre la mayoría de los SE. Solo producción de forraje muestra compromisos con fertilidad del suelo y prevención de la erosión. Esta relación cambió de intensidad pero no de dirección entre IUS. Así, mayor IUS favorecería el aumento de la biodiversidad pero no la provisión de múltiples SE. Vale resaltar que el incremento de SE de provisión se alcanza a expensas de SE de regulación. Una distribución heterogénea de zonas de diferente IUS en el paisaje podría contribuir al manejo sustentable del bosque, permitiendo el mantenimiento de la diversidad y la provisión de múltiples SE.

Palabras clave: características funcionales; sinergias y compromisos; diversidad funcional; intensidad de uso silvopastoril; Patagonia

Chillo, V., Amoroso, M. M., Rezzano, C. A. 2018. Silvopastoral use intensity modifies the provision of ecosystem services through changes in diversity in forests of NW Patagonia, Argentina. *Ecosistemas* 27(3):75-86. Doi.: 10.7818/ECOS.1486

Silvopastoral use intensity modifies the provision of ecosystem services through changes in diversity in forests of NW Patagonia, Argentina. Changes in land use affect biodiversity, but our knowledge about the impact of diversity on ecosystem services (ES) is scarce. In Argentinean north-west Patagonia, mixed forests of cordilleran cypress (*Austrocedus chilensis*) and coihue (*Nothofagus dombeyi*) with extensive silvopastoral use are characterized by a spatial segregation of sites with high and low use intensity. Our objective was to evaluate the effect of silvopastoral use intensity (SUI) on the functional diversity of understory vegetation and on different ES, using generalized linear models. Also, we evaluated the relationship between multiple ES under different SUI in order to identify changes in synergies and trade-offs, using pairwise correlations between ES. We found that higher functional diversity values are found in communities under higher SUI, mainly due to a change of the community towards rapid resource acquisition strategy. ES such as soil fertility, forage production and erosion prevention were mainly related to changes in biodiversity, while cultural heritage was mainly related to SUI. We identify synergies between most ES. Only forage production showed trade-offs with soil fertility and erosion prevention. With increasing SUI, this relationship changed the intensity but not the direction. Higher SUI promotes increases in biodiversity but not in the provision of multiple ES. An increase in the provision of provisioning ES is achieved at the expense of regulating and supporting ES. An heterogeneous distribution of areas of higher SUI within the landscape could allow the maintenance of diversity and the provision of multiple ES.

Key words: synergies and trade-offs; functional diversity; functional traits; Patagonia; silvopastoral use intensity

Introducción

Los bosques, como ecosistemas que provean múltiples servicios ecosistémicos (SE), producen muchos de los bienes y servicios demandados por la sociedad (por ej. fijación de CO₂,

fibras, recreación, etc.). Dentro de éstos se destacan los SE de provisión como la provisión de madera y de forraje para el ganado doméstico. En la Patagonia andina el uso pastoril del bosque es una práctica históricamente asociada a la generación de fuegos para la apertura de claros con pasturas, lo que ha llevado en

algunas áreas al reemplazo de bosques primarios hacia pastizales o bosques secundarios (Gowda et al. 2011). En particular, el bosque mixto de ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*) y coihue (*Nothofagus dombeyi*) ha sufrido una significativa disminución en su superficie, alcanzando en la actualidad 66 100 has (Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos y Áreas Protegidas 2004) de las de 100 000 has originales (Loguercio et al. 1999). Esta disminución, y el deterioro de buena parte de las poblaciones remanentes, se deben a que los bosques están altamente influenciados por presiones antrópicas, específicamente, la actividad ganadera (dentro y fuera de los bosques) sin un manejo sustentable, la subdivisión de las tierras forestales con fines inmobiliarios (Easdale 2007), y el aumento de la extracción maderera. Actualmente, la producción ganadera bovina predominante es la cría y recría extensiva, con escasas pautas de manejo del rodeo y baja inversión en infraestructura (Cardozo y Reuque 2012). El uso pastoril consiste inicialmente en el desmonte localizado para crear zonas de pastaje y corrales. En la cercanía de esas aperturas se realiza paulatinamente una extracción de árboles muertos y leña para abrir el dosel y aumentar la disponibilidad de forraje en estos bosques siempreverde, es así como se utiliza el componente maderero/leñero y el componente ganadero a la par. Estas áreas son pastoreadas con alta intensidad durante parte del año (invierno-primavera) mientras que la matriz remanente y lindante de bosque cerrado recibe menor presión de uso solo en determinados momentos de año y en el paso de la hacienda hacia la veranada en partes más altas (por ej. no se puede hablar de alto uso en zonas de dosel cerrado).

Existen numerosas evidencias en la Patagonia que disturbios como los incendios, las invasiones biológicas y el pastoreo (Gowda et al. 2011), generan cambios en la composición, la estructura y la dinámica de la vegetación, lo cual altera su diversidad (Veblen et al. 2008; Relva et al. 2010; González et al. 2014). El uso silvopastoril, asociado a la apertura de claros, permite un mayor ingreso de la luz y favorece el crecimiento de las plantas del sotobosque para la alimentación del ganado (Somlo et al. 1997; Peri et al. 2016). Este cambio en la disponibilidad de luz puede generar un aumento en la riqueza y abundancia de especies, aunque este aumento venga de la mano del aumento de especies exóticas o invasoras (Lencinas et al. 2011; Arias Sepúlveda y Chillo 2017; Peri et al. 2016). En este sentido, la composición de la comunidad vegetal del sotobosque está determinada no sólo por la presión de herbivoría, sino también por la mayor disponibilidad de recursos (por ej. luz y agua en el suelo). La influencia del uso silvopastoril sobre el bosque puede producir cambios en la composición de la vegetación. Estos generalmente están dados por una mayor cobertura de hierbas y gramíneas (Raffaele et al. 2011; Peri et al. 2016; Piazza et al. 2016), y pueden implicar alteraciones en las características funcionales que afectan el ciclo de nutrientes y la productividad primaria neta (Peri et al. 2016; Arias Sepúlveda y Chillo 2017). Entender de qué forma dichos cambios en la diversidad afectan el funcionamiento del ecosistema y la provisión de múltiples SE es un punto clave para el manejo sustentable.

El concepto de diversidad funcional permite entender de qué forma los cambios en la composición de la comunidad pueden afectar la provisión de múltiples SE (Polania et al. 2011). La diversidad funcional es entendida como el valor, rango, distribución y abundancia relativa de características de una comunidad que tienen un determinado efecto sobre o respuesta ante cambios en el ecosistema (Díaz y Cabido 2001). Por ejemplo, el uso silvopastoril del bosque en Patagonia norte genera cambios en las características funcionales de la vegetación del sotobosque hacia comunidades dominadas por especies herbáceas anuales, de hábito postrado y de hojas membranosas, resultando esto en una modificación de la tasa de descomposición del mantillo (Arias Sepúlveda y Chillo 2017). Así, el estudio de la diversidad funcional permite vincular más claramente las características de una comunidad con los procesos ecológicos de interés (Córdova-Tapia

y Zambrano 2015). A su vez, la producción biofísica de SE depende del funcionamiento del ecosistema, por ejemplo, la fertilidad del suelo expresada como materia orgánica depende de la tasa de descomposición. En última instancia, dado que los cambios en la diversidad modifican el funcionamiento del ecosistema, la diversidad también juega un rol crucial en la provisión de SE (Polania et al. 2011). Sin embargo, esta relación entre biodiversidad y SE es compleja y difícil de predecir debido a que los SE son regulados por múltiples procesos ecosistémicos que pueden responder de distintas formas a los cambios en la biodiversidad (Cardinale et al. 2012). Más compleja es la relación cuando se pretenden evaluar múltiples SE, dado que entre SE pueden haber relaciones positivas (sinergias) o negativas (antagonismos), y el incremento de un SE de provisión puede ir en detrimento de otros. Por ejemplo, el aumento en la producción maderera en bosques montanos (desmonte y plantaciones de pinos) afecta a la capacidad de retención de escorrentía y disminuye la calidad del agua en las zonas bajas de la cuenca (Lara et al., 2009).

Para lograr un manejo adecuado de los ecosistemas que provean múltiples SE es necesario entender la relación entre usos del suelo, biodiversidad y SE. En este sentido, para los bosques mixtos de ciprés y coihue del noroeste de la Patagonia, los objetivos de este trabajo son: 1) evaluar el efecto de la intensidad de uso silvopastoril sobre la diversidad funcional de la vegetación del sotobosque; 2) evaluar el efecto de la intensidad de uso silvopastoril (efecto directo) y de la diversidad funcional (efecto indirecto) sobre la provisión de servicios ecosistémicos; e 3) identificar cambios en los antagonismos y sinergias entre servicios ecosistémicos bajo diferentes intensidades de uso silvopastoril.

Material y métodos

Sitios de estudio

El estudio se llevó a cabo en las localidades de El Bolsón, El Foyel y El Manso en el suroeste de la provincia de Río Negro, Argentina (Fig. 1). El clima es templado-húmedo a frío-húmedo, con fuertes nevadas en el invierno y heladas casi todo el año. Los bosques seleccionados se corresponden a bosques dominados por dos especies siempreverde: ciprés de la cordillera (*A. chilensis*) y coihue (*N. dombeyi*). Se encuentra entre las isohietas de 1600 y 2000 mm, y se caracterizan por presentar una alta cobertura del dosel (>80%), mixta y con árboles que alcanzan los 30 m de altura.

Se trabajó en establecimientos de productores forestales ganaderos, y con dos niveles de uso silvopastoril del bosque (alto y bajo) en función del impacto generado por el sistema de uso tradicional. El sistema tradicional de ganadería bovina consiste en la permanencia y el pastoreo en las laderas medias con bosque de ciprés y coihue y en los valles con aperturas para pastaje durante otoño, invierno y primavera (invernada). Durante el verano, se realiza un movimiento del ganado hacia lengales y ñirantales de mayor altitud (veranada). El pastoreo y la permanencia del ganado en las laderas medias de bosque de ciprés y coihue se logran a través de la apertura del dosel para aumentar la cantidad de forraje. Dicha apertura de dosel viene de la mano de la extracción de árboles muertos en pie para madera, y de la limpieza de ramas y árboles caídos para leña. Este tipo de manejo del bosque hace que sea inseparable la apertura del dosel de la intensidad pastoreo, ya que no existen zonas de dosel cerrado y alta carga ganadera. Esto determina un uso combinado del recurso forestal y ganadero, un uso silvopastoril del bosque. Así se encuentra una mayor intensidad de uso silvopastoril (IUS) en los bosques aledaños a las aperturas para pastaje (30-40 % de cobertura de dosel; 4.50 ± 3.10 % de cobertura de heces), y una menor IUS en sectores alejados de las aperturas (60-80 % de cobertura de dosel; 0.47 ± 0.06 % de cobertura de heces) (Fig. 1) (Arias Sepúlveda y Chillo 2017). Para cada establecimiento, estas dos IUS se encuentran dentro de la misma unidad de bosque o rodal, lo que permitió trabajar con un diseño de muestreo apareado con el objetivo de reducir la variabilidad debida a la historia de disturbios y los potenciales

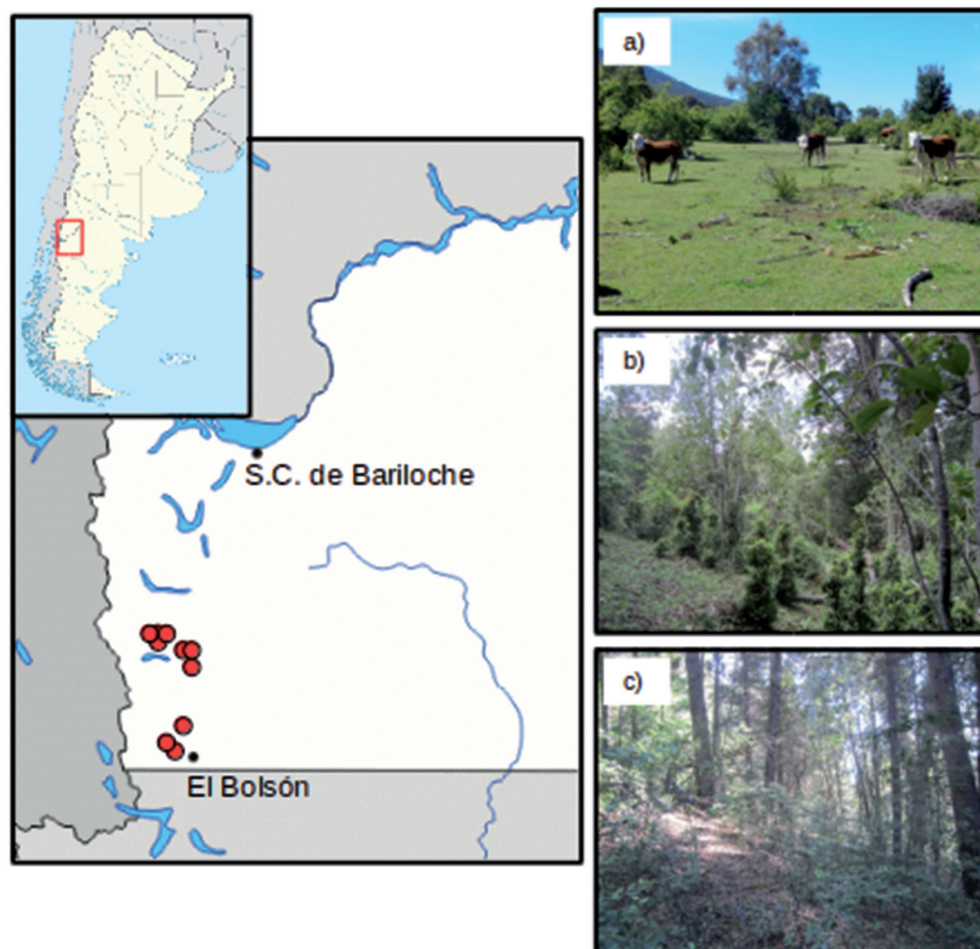


Figura 1. Representación esquemática de la ubicación de los sitios de estudio (puntos rojos) en el oeste de la provincia de Río Negro, Argentina. También se muestran imágenes representativas de los sitios de estudio: a) apertura para pastaje y manejo del ganado; b) sitio cercano a la apertura, con alta intensidad de uso; c) sitio alejado de la apertura, con baja intensidad de uso.

Figure 1. Schematic representation of sampling sites location (red dots) in the wets region of Río Negro Province, Argentina. Three representative images of the study sites are also shown: a) forest opening for pasture and livestock management; b) site close to the opening, with high use intensity; c) site away from the opening, with low use intensity.

factores ambientales. Se seleccionaron 10 sitios de muestreo separados entre sí por una distancia mínima de 500 m. Cada sitio de estudio incluyó dos tratamientos de uso silvopastoril de forma pareada: rodales con alta y baja IUS ($n=10 \times 2$).

Muestreo de vegetación

En noviembre-diciembre del 2013 se cuantificó la cobertura por especie del sotobosque de cada rodal, utilizando 6 transectos de 2 m \times 10 m, separadas entre sí cada 50 m. Para estimar cobertura de la vegetación del sotobosque, cada transecto se subdividió en 5 cuadrantes consecutivos de 2 m \times 2 m y en cada cuadrante se estimó visualmente el porcentaje de cobertura por proyección de copa de cada especie vegetal de menos de 1.5 m de altura. La estimación visual siempre fue realizada por el mismo observador para disminuir errores dados por la subjetividad del método. Para obtener un valor por transecto, se sumaron los resultados de los 5 cuadrantes. Dado que la estimación se realizó por proyección de copa de cada especie, el valor total de cobertura de vegetación de cada transecto supera ampliamente el 100%. Para los posteriores análisis, este valor fue relativizado con el total dentro de cada transecto, para lograr así un valor de porcentaje de cobertura por especie por transecto (indicador de abundancia relativa).

Estimadores de diversidad funcional y de servicios ecosistémicos

Se seleccionaron características funcionales de la vegetación de relación directa o indirecta con los SE de interés. Éstas características fueron: ciclo y forma de vida, tamaño y textura de hoja, arquitectura (de Bello et al. 2006), área foliar específica (AFE)

y concentración de nitrógeno en hoja ([N]) (Garnier et al. 2007) (Tabla 1, Anexo 1). Ciclo y forma de vida, arquitectura, tamaño y textura de hoja se identificaron a nivel de especie, en base a la historia de vida de las especies publicada en la bibliografía y el herbario elaborado durante el muestreo. AFE y [N] se cuantificaron a nivel individual, tomando muestras de seis individuos de las especies más abundantes de cada sitio (Pérez-Harguindeguy et al. 2013). Finalmente, la *diversidad funcional* se calculó mediante el índice de Rao (FD_Q) (Botta-Dukat 2005):

$$FD_Q = \sum_{i=1}^{S-1} \sum_{j=i+1}^S d_{ij} p_i p_j$$

Donde S es el valor máximo de especies de la comunidad, p es la frecuencia relativa, y d es la diferencia en la característica funcional entre la especie i y la especie j , calculada en función de una matriz de disimilitudes utilizando el coeficiente de Gower (permite el análisis de variables numéricas y categóricas) (Legendre y Legendre 2012). Así, FD_Q es un índice multivariado que se basa en el conjunto de características funcionales y expresa la diferencia promedio entre individuos de una comunidad. Se calculó un valor de FD_Q para cada sitio de alta y baja intensidad de uso silvopastoril.

Los SE considerados fueron: plantas con valor cultural (servicio cultural), potencial forrajero (servicio de provisión), prevención de la erosión y fertilidad de suelo (servicios de regulación). Con la información obtenida del muestreo de cobertura por especie del

sotobosque, se calcularon los indicadores. Para la ocurrencia de plantas con *valor cultural* se clasificaron las especies en base a sus usos ornamentales, medicinales y comestibles, acorde a lo declarado por pueblos originarios y habitantes de la región (Estomba et al. 2006; Morales y Ladio 2012; *com. pers.* con dueños y trabajadores de campos). Luego se calculó la proporción de especies con valor cultural conocido dentro de cada sitio, considerando la abundancia de especies obtenida en el muestreo de vegetación. Se obtuvo un valor del indicador (proporción de plantas con usos conocidos) para cada rodal, promediando el valor de los 6 transectos. Para *potencial forrajero* se calculó la proporción de plantas palatables en cada rodal, considerando la abundancia de especies obtenida en el muestreo de vegetación. Todas las especies fueron clasificadas en palatables o no palatables: en función del conocimiento de expertos de la zona (J.G. Puntieri *com. pers.*; A. Cardozo *com. pers.*) se identificaron las principales especies palatables, y al resto de las especies se las clasificó considerando su historia natural e información publicada sobre contenido de lignina, nitrógeno y compuesto secundarios o defensas anti-herbívoros (Correa 1998). El indicador de *prevención de la erosión* fue estimado considerando la estabilidad de la cobertura del suelo (Carreño et al. 2010; Kandziora et al. 2013). Utilizando la abundancia relativa de cada especie obtenida en el muestreo de vegetación, se calculó para cada transecto una proporción de especies leñosas/herbáceas. Una mayor abundancia de especies leñosas daría mayor estabilidad en la cobertura de suelo, por lo que el indicador de prevención de la erosión será mayor que en sitios con mayor cobertura y herbáceas. Finalmente, *fertilidad del suelo* fue estimada como el porcentaje de contenido de materia orgánica para cada rodal. Para esto se tomaron muestras de los primeros 15 cm del suelo al inicio y al fin de cada transecto, y se determinó el contenido de materia orgánica con el método de Davies (Davies 1974).

Tabla 1. Características funcionales y sus categorías o unidades, usadas para el cálculo de diversidad funcional.

Table 1. Functional traits and their categories or units, used to estimate functional diversity.

Característica	Categorías / Unidad
Ciclo de vida	Anual
	Deciduo
	Perenne
Forma de vida	Árbol
	Arbusto
	Gramínea
	Herbácea
Tamaño de hoja	Pequeña (<2cm)
	Mediana (2-5cm)
	Grande (>5cm)
Textura de la hoja	Membranosa
	Intermedia
	Coriácea
Arquitectura	Tallo principal
	Varias ramas
	Estolonífero
	Roseta
	Colchón
Hábitat	Erecto
	Postrado
	Trepadora
Sistema radicular	Pivotante
	Lateral
Área foliar específica	Continuo (m ² /kg)
Concentración de nitrógeno en hoja	Continuo (mg/gr)

Análisis de datos

Para analizar cómo varía la diversidad funcional de la vegetación del sotobosque en función de la IUS (primer objetivo) realizamos un test t, comparando el valor del índice de diversidad funcional (FD_Q) entre alta y baja IUS. Para evaluar cómo varía la provisión de distintos servicios ecosistémicos en función de la IUS y de la diversidad funcional (segundo objetivo) ajustamos varios modelos lineales generalizados (GLM). Para todas las relaciones, armamos modelos asumiendo una distribución normal y una distribución gamma de los datos, y se eligió el modelo de mejor ajuste en función del coeficiente de información de Akaike (AIC) (modelo con menor valor de AIC). Posteriormente, usando los modelos de mejor ajuste en función de la distribución de los datos, comparamos los modelos que evalúan la relación entre servicios ecosistémicos y FD_Q con los modelos que evalúan la relación entre servicios ecosistémicos e IUS. Elegimos el modelo de mejor ajuste a los datos utilizando el valor de AIC (Bolker et al. 2008). Finalmente, se utilizó un gráfico de estrella para visualizar la provisión de cada SE relativa a la intensidad de uso. A su vez, los cambios en las sinergias y compromisos entre servicios ecosistémicos (tercer objetivo) se evaluaron comparando correlaciones de a pares entre servicios ecosistémicos en alta y baja IUS. Todos los análisis se llevaron a cabo utilizando el software R (R Development Team 2017).

Resultados

En relación al primer objetivo, la IUS tuvo un efecto significativo sobre FD_Q (t=2.74, p=0.018) siendo mayor el valor de FD_Q en los sitios de alta IUS (Fig. 2). En relación al segundo objetivo, los modelos de mejor ajuste para Prevención de la erosión y de Potencial forrajero, tanto en función de la IUS como en función de FD_Q, fueron los de distribución normal; mientras que los modelos de mejor ajuste para Usos culturales y para Fertilidad de suelo fueron los de distribución gamma. La evaluación de los efectos de la IUS y el índice FD_Q sobre cada indicador de servicios ecosistémicos a través de estos modelos arrojó que todos los modelos fueron significativos, siendo FD_Q la variable que mejor explica la provisión de la mayoría de los indicadores de servicios ecosistémicos (Tabla 2). Así, el valor cultural de la vegetación fue el único indicador que se relacionó más con la IUS que con FD_Q; mientras que la IUS modifica indirectamente a los indicadores de Prevención de la erosión, Fertilidad del suelo y Potencial forrajero a través de cambios en FD_Q (Fig. 3).

En relación al tercer objetivo, la evaluación de la provisión de servicios ecosistémicos entre IUS, determinó que en sitios de alta IUS se maximiza el Potencial forrajero, mientras que en sitios de baja IUS se maximizan la Prevención de erosión, el Valor cultural y la Fertilidad de suelo (Fig. 4). Éste último es el servicio ecosistémico más afectado por el aumento en la IUS. Finalmente, de la comparación entre pares de servicios ecosistémicos solo la mitad de las relaciones fueron significativas, pero la tendencia muestra que el Potencial forrajero se relaciona negativamente (antagonismo) con la mayoría de los servicios ecosistémicos, excepto con el Valor cultural. Mientras que Prevención de la erosión y Fertilidad del suelo muestran una relación positiva (sinergia) (Tabla 3). La magnitud de estas relaciones entre pares de servicios ecosistémicos varió entre IUS, aunque la dirección de la relación se mantuvo igual (Tabla 3).

Discusión

La relación entre cambios en el uso del suelo, biodiversidad y servicios ecosistémicos es compleja y difícil de predecir (Cardinale et al 2012; Allan et al. 2015). La diversidad funcional es un concepto clave en esta relación, ya que permite vincular las características eco-morfo-fisiológicas de la vegetación con el tipo de disturbio dominante y con los procesos ecológicos sobre los cuales intervienen los organismos (Díaz y Cabido 2001). Este último vínculo es el que

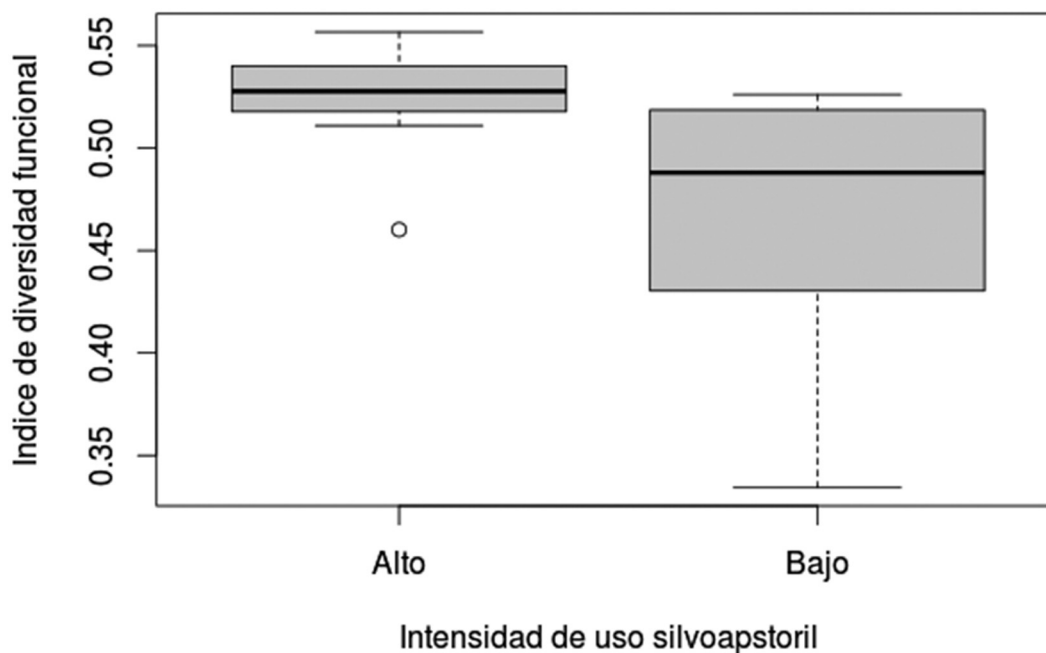


Figura 2. Diversidad funcional (FD_Q) en función de la intensidad de uso silvopastoril. Las partes superior e inferior de la caja muestran el tercer y el primer cuartil de los datos respectivamente, la línea central representa la mediana, las líneas verticales indican la dispersión de los datos, y los puntos muestran datos atípicos.

Figure 2. Functional diversity (FD_Q) of sites with high and low silvopastoral use intensity. Top and bottom parts of the box are third and first quartile of the data, central line is the median vertical lines are data dispersion, and the point represents outlier data.

permite indagar el rol de la biodiversidad sobre la provisión de múltiples servicios ecosistémicos (Polania et al. 2011). En este trabajo encontramos que el aumento en la intensidad de uso silvopastoril incrementa la diversidad funcional de la vegetación del sotobosque, y que este cambio en la diversidad funcional afecta la provisión de los servicios ecosistémicos más que la intensidad de uso en sí. A su vez, el uso silvopastoril resulta en compromisos entre servicios de producción (potencial forrajero) y de regulación (prevención de la erosión), y sinergias entre servicios de regulación (fertilidad del suelo y prevención de la erosión). Sin embargo, estas relaciones no se ven modificadas con el aumento en la intensidad de uso, por lo que la provisión de múltiples servicios ecosistémicos dependerá de un manejo de los sitios con diferentes intensidades de uso en el paisaje.

En relación al primer objetivo, encontramos que en sitios de mayor intensidad de uso silvopastoril hay mayor diversidad funcional de la vegetación del sotobosque que en sitios con baja intensidad de uso silvopastoril. En un estudio previo encontramos que este cambio está dado por un aumento en la diversidad de especies de ciclo de vida anual y decíduo, gramíneas, y especies de arquitectura de roseta y hábito postrado (Arias Sepúlveda y Chillo 2017). Este cambio de la comunidad hacia una estrategia de rápida adquisición de recursos podría estar siendo dado principalmente por la dominancia del factor luz sobre el factor pastoreo (Blackhall et al. 2008; Relva et al. 2008), pero nuestro diseño de muestreo no permite separar el efecto de ambos factores. Sería necesaria la evaluación de la dinámica de la vegetación en zonas clausuradas al ganado como para comparar la importancia relativa de los dos factores por separado. Otros estudios en bosques de lenga (*N. pumilio*) como en bosques de ñire (*N. antarctica*) en el sur de la Patagonia han encontrado que los cambios microclimáticos generados por la apertura del dosel producen un aumento de la diversidad del sotobosque, debido a la rápida colonización de especies intolerantes a la sombra y con ciclos de vida anual (Lencinas et al. 2011; Soler et al. 2013; Peri et al. 2016). De forma similar, un estudio reciente en bosques de coihue en el noroeste de la Patagonia determinó que el disturbio resultante de la actividad ganadera aumenta la riqueza de especies y genera un cambio en la comunidad hacia la pérdida local de arbustos nativos y el aumento de la cobertura de herbáceas (Piazza et al. 2016).

Tabla 2. Resultados de los modelos lineales entre intensidad de uso silvopastoril y servicios ecosistémicos; y entre diversidad funcional y servicios ecosistémicos. Se presenta el valor de ajuste (R^2), el estadístico evaluado (t), la significancia (p) y el valor del criterio de información de Akaike (AIC) para cada modelo. En negrita se resalta el modelo elegido (con menor AIC). El valor de AIC se compara entre modelos de un mismo servicio ecosistémico pero diferente variable de cambio (intensidad de uso silvopastoril o diversidad funcional).

Table 2. Results of generalized linear models between silvopastoral use intensity (SUI) and ecosystem services; and between functional diversity and ecosystem services. The fit (R^2), statistic (t) significance (p) and Akaike information criteria (AIC) values are shown. Chosen models (with lower AIC) are highlighted in bold. The AIC value is compared between models of the same ecosystem service but different driver of change (SUI or functional diversity).

	R^2	t	p	AIC
<i>Intensidad de uso silvopastoril</i>				
Potencial forrajero	0.55	3.42	>0.001	-66.5
Valores culturales	0.16	21.8	>0.001	-76.2
Fertilidad del suelo	0.29	8.15	>0.001	353
Prevención de erosión	0.14	3.4	>0.001	87.7
<i>Diversidad funcional</i>				
Potencial forrajero	0.61	23.1	>0.001	-93.6
Valores culturales	0.15	3.58	0.01	-71.7
Fertilidad del suelo	0.43	20.4	>0.001	335.9
Prevención de erosión	0.19	9.9	0.01	83.5

Este cambio en la composición de la comunidad tuvo un efecto significativo sobre la mayoría de los indicadores de servicios ecosistémicos evaluados. Así, en relación al segundo objetivo, encontramos que la diversidad funcional de plantas determina la provisión de servicios ecosistémicos en mayor medida que la intensidad de uso silvopastoril. En un estudio previo encontramos que los cambios en la composición de la comunidad vegetal modifican la tasa de descomposición del mantillo del sitio, siendo mayor en sitios de mayor intensidad de

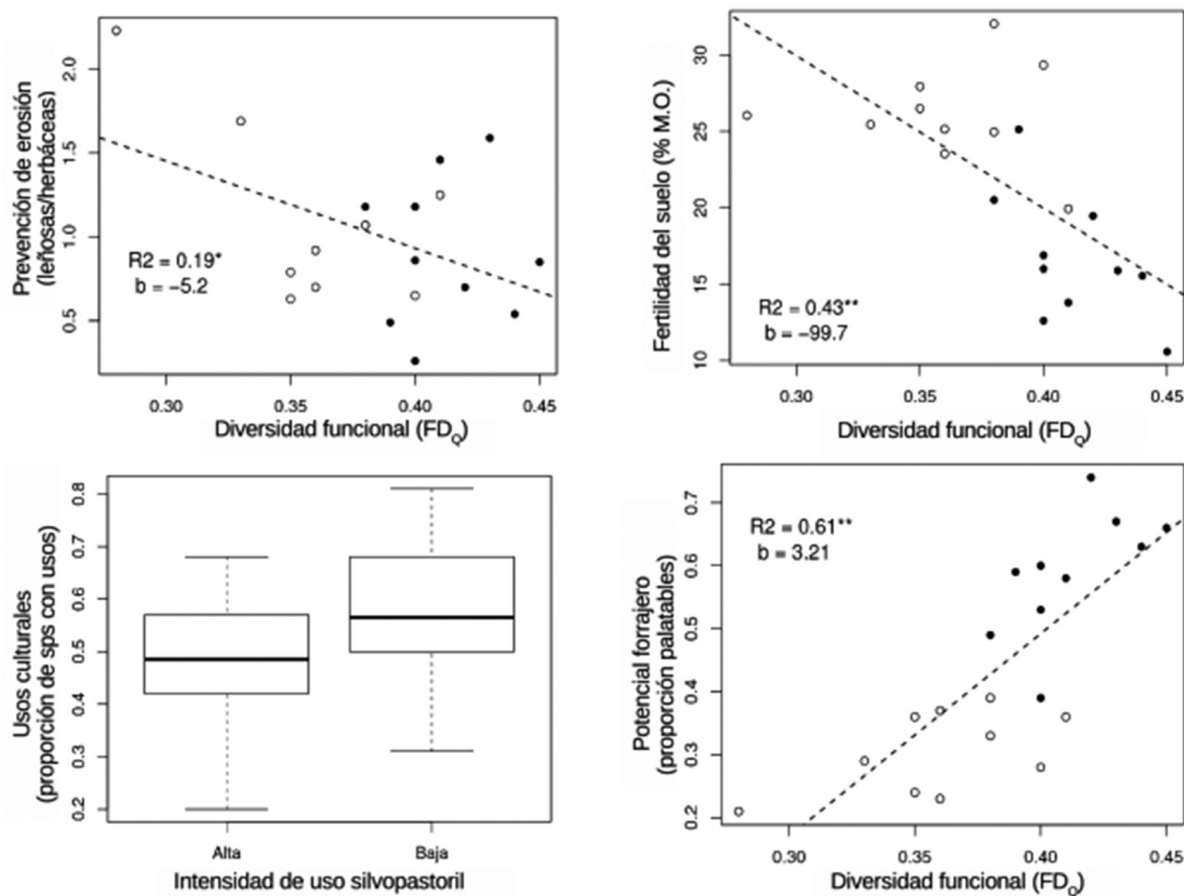


Figura 3. Modelos lineales de mejor ajuste para cada servicio ecosistémico. La línea punteada representa la función de tendencia, los puntos blancos representan sitios de baja intensidad de uso silvopastoril (IUS), los puntos negros representan sitios de alta IUS. Se muestra el valor de ajuste (R^2) y la pendiente (b) de cada función.

Figure 3. Lineal models of best fit for each ecosystem service. Dotted lines represents the trend function, white points are sites with low silvopastoral use intensity (SUI), black dots are sites with high SUI. The value of fit (R^2) and the slope of the function (b) are shown.

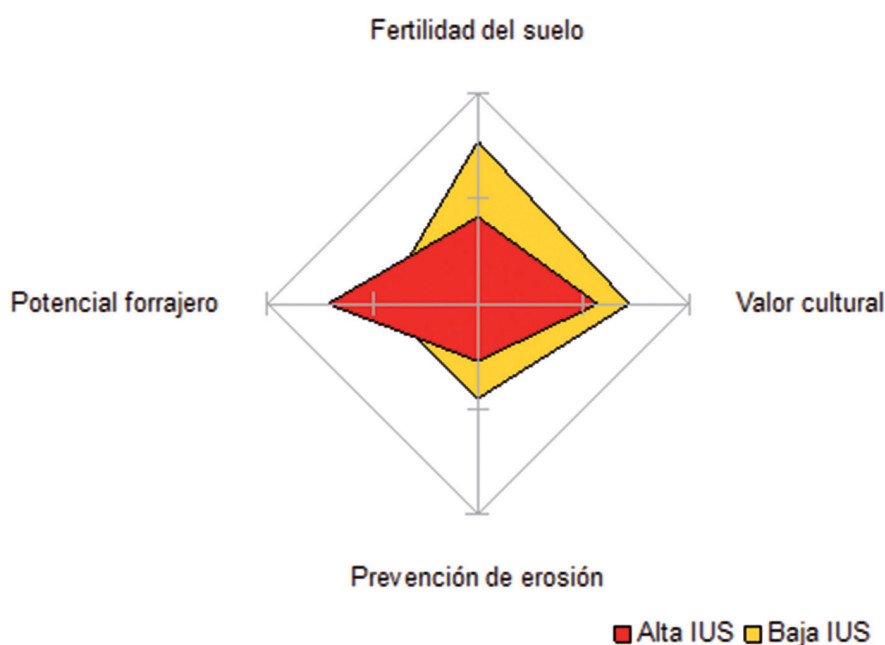


Figura 4. Gráfico de estrella comparando la provisión relativa de cuatro servicios ecosistémicos entre diferentes intensidades de uso silvopastoril. En amarillo se representan los sitios de baja intensidad de uso silvopastoril. En rojo se representan los sitios de alta intensidad de uso silvopastoril. Cada indicador de servicio ecosistémico fue relativizado en función del sitio con el mayor valor.

Figure 4. Star chart comparing the relative provision of four ecosystem services among different intensities of silvopastoral use. In yellow are represented the sites with low silvopastoral use intensity. In red are represented the sites with high silvopastoral use intensity. Each ecosystem service indicator was relativized according to the site with the highest value.

uso silvopastoril (Chillo et al. 2018). Por ejemplo, las plantas con arquitectura de roseta y hábitat postrado poseen hojas de textura membranosa; y menos lignina que los arbustos perennes con hojas coriáceas, por lo que se descomponen con mayor rapidez (de Paz et al. 2013). Esto sugiere que la diversidad funcional de plantas podría afectar la provisión de servicios ecosistémicos a través de cambios en los procesos ecológicos, como fue reportado en numerosos estudios de campo y experimentos a nivel mundial (Cardinale et al. 2012). El mecanismo que explica este resultado podría ser causado por un aumento en la complementariedad del uso del recurso (hipótesis de complementariedad de nicho) o por la mayor abundancia de especies con características funcionales que dominan el proceso de interés (hipótesis de biomasa) (Díaz y Cabido 2001). Vale la pena aclarar que ambos mecanismos son complementarios y pueden ocurrir en situaciones de cambios en el uso del suelo (Conti y Díaz 2013; Allan et al. 2015). Para la zona de estudio encontramos que el mecanismo que domina la relación entre biodiversidad y procesos ecológicos es el de la hipótesis de biomasa, donde la identidad de las características funcionales es más importante que la diversidad (Chillo et al. 2018).

Encontramos que el servicio ecosistémico de fertilidad de suelo se relaciona negativamente con la diversidad funcional, probablemente porque mayor diversidad funcional se relaciona con una mayor tasa de descomposición (Arias Sepúlveda y Chillo 2017), y por ende, menor acumulación de materia orgánica en el suelo. De forma similar, el indicador del servicio ecosistémico de prevención de la erosión se relaciona negativamente con la diversidad funcional porque las comunidades con mayor diversidad funcional están caracterizadas por hierbas y gramíneas anuales o deciduas (Arias Sepúlveda y Chillo 2017), consideradas como de menor estabilidad en la cobertura de suelo. Sin embargo, la relación entre diversidad funcional y el indicador de prevención de la erosión fue muy débil. Por el contrario, la relación de diversidad funcional con el indicador de potencial forrajero fue la más fuerte, siendo mayor el potencial forrajero en sitios de alta intensidad de uso. Esta comunidad vegetal de mayor diversidad funcional probablemente esté caracterizada por un mayor contenido de nitrógeno en hoja, hojas membranosas o intermedias, bajo contenido de lignina y compuestos secundarios, lo que resultaría en una mayor palatabilidad (Díaz et al. 2007) en comparación con los sitios de menor diversidad funcional. Por último, una mayor provisión del servicio de valor cultural de la vegetación se encuentra a mayor intensidad de uso silvopastoril probablemente dado que muchas de las especies con usos ornamentales, medicinales o comestibles son nativas y características de ambientes abiertos (por ej.

Tabla 3. Valor de correlación de Pearson (p) entre pares de servicios ecosistémicos. Valores resaltados en amarillo representan sitios de baja intensidad de uso silvopastoril. Valores resaltados en naranja representan sitios de alta intensidad de uso silvopastoril. Con un asterisco se marcan las correlaciones significativas.

Table 3. Pearson correlation coefficients (p) between pairs of ecosystem services. Values highlighted in yellow represent sites of low silvopastoral use intensity. Values highlighted in orange represent sites of high silvopastoral use intensity. Significant correlations are marked with an asterisk.

	Prevención de erosión	Valor cultural	Potencial forrajero
Fertilidad de suelo	0.38 (0.04) *	0.34 (0.04) *	-0.17 (0.35)
	0.397 (0.03)*	0.14 (0.45)	-0.25 (0.19)
Prevención de erosión		0.37 (0.04) *	-0.36 (0.04) *
		0.02 (0.91)	-0.14 (0.46)
Valor cultural			0.16 (0.4)
			0.38 (0.04) *

Alstroemeria aurea, *Aristotelia chilensis*, *Chamomilla suaveolens*) (Morales y Ladio 2012). Nuevamente, la potencial dominancia del factor luz sobre el factor pastoreo no puede ser evaluada por nuestro diseño de muestreo. La provisión de este servicio ecosistémico está más fuertemente asociada a la intensidad de uso silvopastoril que a la diversidad funcional de la vegetación, quizás porque es más importante la identidad de las plantas que sus características o su diversidad.

En relación al tercer objetivo, identificamos relaciones positivas (sinergias) y negativas (compromisos) entre pares de servicios ecosistémicos. Las sinergias fueron identificadas entre servicios de regulación, y los compromisos fueron identificados entre servicios de regulación y de provisión, acorde a lo encontrado en numerosos trabajos a nivel mundial (Cardinale et al. 2012). Quizás la relación menos esperada fue la sinergia entre el potencial forrajero (servicio de provisión) y el valor cultural de la vegetación (servicio cultural). Esta relación quizás sea posible porque el manejo silvopastoril permite una mayor apertura de dosel donde plantas nativas con usos de valor cultural crecen (Morales y Ladio 2012), sin ser afectadas fuertemente por la herbivoría. Finalmente, la dirección de las relaciones de a pares no cambió con el aumento en la intensidad de uso silvopastoril, sin que las sinergias siguieron siendo sinergias y los compromisos siguieron siendo compromisos. Estos resultados son importantes para el manejo silvopastoril del bosque mixto en el noroeste de la Patagonia. El desafío radica en desarrollar y promover un manejo que permita la provisión de múltiples servicios ecosistémicos. Una propuesta podría promover un manejo de distintas intensidades de uso en el paisaje y una distribución heterogénea de zonas de diferentes intensidades de uso silvopastoril en el paisaje para contribuir al manejo sustentable del bosque, permitiendo el mantenimiento de la diversidad y la provisión de múltiples servicios ecosistémicos.

Agradecimientos

A Ezequiel Villacide, Marcos Ancalao, Carolina Trigo, Julie Powels y Serena Guenuleo por colaborar con la logística y el trabajo de campo. A Diego Vázquez por ayuda con el marco teórico y el diseño de muestreo. A Daniela Arpigliani por comentarios sobre el manuscrito. A Roberto Criado, Oscar y Lisandro Lanfré y Estancia el Foyel por dejarnos trabajar en sus establecimientos. A dos revisores anónimos por sus comentarios para mejorar este trabajo. V.C recibió una beca posdoctoral de la Fundación Bunge y Born, Argentina, para la realización de este estudio. Proyecto parcialmente financiado por Rufford Small Grants, PICT 2015-1692 y PI 40-B-478 de la Universidad Nacional de Río Negro.

Referencias

- Allan, E., Manning, P., Alt, F., Binkenstein, J., Blaser, S., Blüthgen, N. Et al. 2015. Land use intensification alters ecosystem multifunctionality via loss of biodiversity and changes to functional composition. *Ecology Letters* 18: 834-843.
- Arias Sepúlveda, J.E., Chillo, V. 2017. Cambios en la diversidad funcional del sotobosque y la tasa de descomposición frente a diferentes intensidades de uso silvopastoril en el noroeste de la Patagonia, Argentina. *Ecología Austral* 27:029-038
- Blackhall, M., Raffaele, E., Veblen, T.T. 2008. Cattle affect early post-fire regeneration in a *Nothofagus dombeyi*-*Austrocedrus chilensis* mixed forest in northern Patagonia, Argentina. *Biological Conservation* 141:2251-2261.
- Bolker, B.M., Brooks, M.E., Clark, C.J., Geange, S.W., Poulsen, J.R., Stevens, M.H.H. et al. 2008. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* 24:127-135.
- Botta-Dukát, Z. 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science* 16: 533-540.
- Cardinale, B., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486: 59-67.

- Cardozo, A.G., Reuque, R. 2012. Caracterización de la producción ganadera correspondiente al sector rionegrino de la Comarca Andina del Paralelo 42°. *Comunicación Técnica* 80.
- Carreño, L., Frank, F.C., Viglizzo, E.F. 2010. Trade-offs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154: 68-77.
- Chillo, V., Vázquez, D.P., Amoroso, M.M., Bennett, E.M. 2018. Land-use intensity indirectly affects ecosystem services mainly through plant functional identity in a temperate forest. *Functional Ecology* 32: 1390-1399.
- Conti, G. and Díaz, S. 2013. Plant functional diversity and carbon storage – an empirical test in semi-arid forest ecosystems. *Journal of Ecology* 101: 18-28.
- Córdova-Tapia, F., Zambrano, L. 2015. La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas* 24: 78-87.
- Correa, M.N. 1998. *Flora Patagónica*. Colección Científica del INTA Tomo VIII. Buenos Aires, Argentina.
- Davies, B. 1974. Loss-on ignition as an estimate of soil organic matter. *Soil Science Proceedings* 38:150.
- de Bello, F., Leps, J., Sebastia, M.T. 2006. Variations in species and functional plant diversity along climatic and grazing gradients. *Ecography* 29: 801-810.
- De Paz, M., Gobbi, M.E. y Raffaele, E. 2013. Mantillo de las especies leñosas de matorrales del NO de la Patagonia: abundancia, composición, estructura y heterogeneidad. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 48:525-541.
- Díaz, S., Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16:646-655.
- Díaz, S., Lavorel, S., McIntyre, S., Falczuk, V., Casanoves, F., Milchunas, D.G. 2007. Plant trait responses to grazing - a global synthesis. *Global Change Biology* 13:313.
- Easdale, M.H. 2007. Los sistemas agropecuarios en los valles cordilleranos de Patagonia norte y su posible evolución. *Cuadernos de desarrollo rural* 4: 11-35
- Estomba, D., Ladio, A., Lozada, M. 2006. Medicinal wild plant knowledge and gathering patterns in a Mapuche community from North-western Patagonia. *Journal of Ethnopharmacology* 103:109-119.
- Garnier, E.; Lavorel, S.; Ansquer, P.; Castro, H.; Cruz, P et al. 2007. Assessing the Effects of Land-use Change on Plant Traits, Communities and Ecosystem Functioning in Grasslands: A Standardized Methodology and Lessons from an Application to 11 European Sites. *Annals of Botany* 99: 967-985.
- Guerrido, C. y Fernández, D. 2007. *Flora Patagónica. Bosques Australes*. Primera Edición. Editorial Fantástico Sur . Punta Arenas, Chile.
- González, M.E., Amoroso, M., Lara, A., Veblen, T.T., Donoso, C., Kitzberger, T. et al. 2014. Ecología de disturbios y su influencia en los bosques templados de Chile y Argentina. En: Donoso, C., Gonzalez, M.E., Lara A. (eds.). *Ecología Forestal. Bases para el manejo sustentable y conservación de los bosques nativos de Chile*, pp.411-502. Ediciones UACH, Valpariso, Chile.
- Gowda, J., Kitzberger, T., Premoli, A.C. 2011. Landscape responses to a century of land use along the northern Patagonian forest-steppe transition. *Plant Ecology* 213: 259.
- Kandziora, M., Burkhard, B. and Müller, F. 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators* 28: 54-78.
- Lara, A., Little, C., Urrutia, R., McPhee, J., Álvarez-Garretón, C., Oyarzún, C. et al. 2009. Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest Ecology and Management* 258:415-424.
- Legendre, P., Legendre, L. 2012. *Numerical Ecology*. Third English Edition. Elsevier.
- Lencinas, M.V., Martínez Pastur, G., Gallo, E., Cellini, J.M. 2011. Alternative silvicultural practices with variable retention to improve understory plant diversity conservation in southern Patagonian forests. *Forest Ecology and Management* 262:1236.
- Loguercio, G.A., Burschel, P., Rey, M. 1999. *El bosque de Ciprés de la Cordillera: su conservación y uso*. Esquel: Centro Forestal CIEFAP. Folleto de divulgación.
- Morales, S., Ladio, A. 2012. Mapuche perceptions and conservation of Andean *Nothofagus* forests and their medicinal plants: a case study from a rural community in Patagonia, Argentina. *Biodiversity and Conservation* 21:1079-1093.
- Ochoa, J., Ladio, A. y Lozada, M. 2010. Uso de recursos herbolarios entre mapuches y criollos de la comunidad campesina de Arroyo Las Minas (Río Negro, Patagonia Argentina). *Boletín Latinoamericano y del Caribe de Plantas Medicinales y Aromáticas* 9: 269-276.
- Pérez-Harguindeguy, N, Díaz, S, Garnier, E, Lavorel, S, et al. 2013. New handbook for standardized measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 61: 167-234.
- Peri, P.L., Hansen, N.E., Bahamonde, H.A., Lencinas, M.V., von Muller, A.R. et al. 2016. Silvopastoral Systems Under Native Forest in Patagonia Argentina. En: Peri, P., Dube, F., Varela, A (Eds), *Silvopastoral Systems in Southern South America*, pp. 117-168. Springer international publishing, Suiza.
- Piazza, M.V., Garibaldi, L.A., Kitzberger, T., Chaneton, E.J. 2016. Impact of introduced herbivores on understory vegetation along a regional moisture gradient in Patagonian beech forests. *Forest Ecology and Management* 366:11-22.
- Polania, C, Pla, L. y Casanoves, F. 2011. Diversidad funcional y servicios ecosistémicos. En Casanoves, F., Pla, L. y Di Rienzo, J.A. (Eds), *Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos*. CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Primer Inventario nacional de bosques nativos, Informe Nacional 2005. Proyecto bosques nativos y áreas protegidas. BIRF 4085-AR 1998-2005. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Ministerio de Salud y Ambiente de la Nación, Argentina.
- R Development Team 2017. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Raffaele, E., Veblen, T.T., Blackhall, M., Tercero-Bucardo, N. 2011. Synergistic influences of introduced herbivores and fire on vegetation change in northern Patagonia, Argentina. *Journal of Vegetation Science* 22: 59-71.
- Relva, M.A., López Westerholm, C., Kitzberger, T. 2008. Effects of introduced ungulates on forest understory communities in northern Patagonia are modified by timing and severity of stand mortality. *Plant Ecology* 201: 11-22.
- Relva, M.A., Núñez, M.A., Simberloff, D. 2010. Introduced deer reduce native plant cover and facilitate invasion of non-native tree species: evidence for invasional meltdown. *Biological Invasions* 12:303-312.
- Richeri, M., Cardoso, M.B. y Ladio, A. 2013. Soluciones locales y flexibilidad en el conocimiento ecológico tradicional frente a procesos de cambio ambiental: estudios de caso en Patagonia. *Ecología Austral* 3: 184-193.
- Rovere, A.E., Morales, S. y Ladio, A. 2013. Plantas utilizadas en cercos vivos de ciudades patagónicas: aportes de la etnobotánica para la conservación. *Ecología Austral* 23:165-173.
- Soler, R., Martínez Pastur, G., Peri, P., Lencinas, M.V., Pulido, F. 2013. Are silvopastoral systems compatible with forest regeneration? An integrative approach in southern Patagonia. *Agroforestry Systems* 87:1213.
- Somlo, R., Bonvissuto, G., Schlichter, T., Laclau, P, Peri, P., Alloggia M. 1997. Silvopastoral use of Argentine Patagonian forests. En: AM Gordon y SM Newman (ed.), *Temperate Agroforestry System*, pp. 237-250. Cab International.
- Veblen, T.T., Kitzberger, T., Raffaele, E., Mermoz, M., González, M.E., Sibold, J.S. et al. 2008. The historical range of variability of fires in the Andean-Patagonian *Nothofagus* forest region. *International Journal of Wildland Fire* 17: 724-741.

Anexo 1.
Anexe 1.

Especie	Ciclo de vida	Forma de vida	Tamaño de hoja	Textura de hoja	Arquitectura	Hábito	Sistema radicular	Área foliar específica	Concentración de nitrógeno en hoja	Forrajera	Usos culturales	Tipo de uso	Referencia
<i>Acaena ovalifolia</i>	perenne	hierba	mediano	membranosa	estolonífero	postrado	lateral	466,76	2,08	no	no		
<i>Acaena pinnatifida</i>	perenne	hierba	grande	intermedia	estolonífero	postrado	pibotante	286,66		no	no		
<i>Adiantum chilense</i>	perenne	helecho	grande	intermedia	estolonífero	postrado	lateral	707,90	2,39	no	no		
<i>Astroemeria aurea</i>	perenne	hierba	mediano	coriácea	estolonífero	erecto	lateral	1807,66	2,75	no	si	ornamental	
<i>Anemone multifida</i>	perenne	hierba	mediano	intermedia	estolonífero	erecto	pibotante			no	si	medicinal	Morales y Ladio 2012
<i>Arachnitis uniflora</i>	perenne	hierba	no leaves	sin hojas	tallo principal	erecto	pibotante			no	no		
<i>Aristolotelia chilensis</i>	perenne	arbusto	mediano	intermedia	tallo principal	erecto	pibotante	426,29	1,58	si	si	ornamental, medicinal	Rovere et al. 2013; Morales y Ladio 2012
<i>Austrocedrus chilensis</i>	perenne	árbol	pequeño	coriácea	tallo principal	erecto	pibotante	326,38	1,34	si	no		
<i>Avenella flexuosa</i>	perenne	gramínea	grande	intermedia	estolonífero	erecto	lateral			si	no		
<i>Azara lanceolata</i>	perenne	arbusto	mediano	intermedia	tallo principal	erecto	pibotante	418,33	1,92	no	no		
<i>Baccharis patagonica</i>	perenne	arbusto	pequeño	coriácea	varias ramas	erecto	pibotante			no	si	medicinal	Ochoa et al. 2010
<i>Baccharis racemosa</i>	perenne	arbusto	mediano	coriácea	tallo principal	erecto	pibotante			no	no		
<i>Berberis darwinii</i>	perenne	arbusto	pequeño	coriácea	tallo principal	erecto	pibotante	127,06	1,36	no	no		
<i>Berberis microphylla</i>	perenne	arbusto	pequeño	coriácea	varias ramas	erecto	pibotante	123,84	1,42	no	si	leñero, comestible, medicinal	"Richeri et al 2013; Guerrido y Fernandez 2007"
<i>Blechnum cordatum</i>	perenne	helecho	grande	intermedia	estolonífero	erecto	lateral	511,03		no	no		
<i>Blechnum hastatum</i>	perenne	helecho	grande	intermedia	estolonífero	erecto	lateral	677,54		no	no		
<i>Boquila trifoliolata</i>	perenne	arbusto	mediano	intermedia	tallo principal	trepadora	lateral	168,51	1,60	no	no		
<i>Bromus.sp.</i>	anual	gramínea	grande	intermedia	colchón	erecto	lateral	326,12	2,41	si	no		
<i>Calceolaria palenae</i>	perenne	hierba	mediano	intermedia	roseta	postrado	pibotante			no	si	ornamental	Guerrido y Fernandez 2007
<i>Calceolaria tenella</i>	perenne	hierba	pequeño	intermedia	roseta	postrado	pibotante			no	si	ornamental	Guerrido y Fernandez 2007
<i>Cardamine.sp.</i>	perenne	hierba	mediano	membranosa	roseta	postrado	lateral			no	no		
<i>Carduus thomeri</i>	anual	hierba	grande	coriácea	varias ramas	erecto	pibotante			no	no		
<i>Carex andina</i>	perenne	gramínea	grande	coriácea	estolonífero	erecto	lateral	707,15	1,30	no	no		
<i>Cerastium arvense</i>	perenne	hierba	mediano	intermedia	estolonífero	erecto	pibotante	1205,36	2,63	no	no		
<i>Cerastium holosteoides</i>	perenne	hierba	pequeño	intermedia	roseta	erecta	lateral	714,86	2,30	no	no		
<i>Chamomilla suaveolens</i>	anual	hierba	pequeño	intermedia	tallo principal	erecto	pibotante			no	si	medicinal	

Continuación Anexo 1.
Anexo 1 continuation.

Especie	Ciclo de vida	Forma de vida	Tamaño de hoja	Textura de hoja	Arquitectura	Hábito	Sistema radicular	Área foliar específica	Concentración de nitrógeno en hoja	Forrajera	Usos culturales	Tipo de uso	Referencia
<i>Chusquea. culeou</i>	perenne	gramínea	mediano	coriácea	tallo principal	erecto	pibotante	657,24	1,90	si	si	ornamental	Rovere et al. 2013
<i>Claytonia. perfoliata</i>	anual	hierba	grande	coriácea	roseta	erecto	lateral	1788,47	2,95	si	si	comestible	
<i>Codonorchis. lessonii</i>	perenne	hierba	mediano	intermedia	estolonífero	erecto	lateral			no	no		
<i>Colletia. spinosissima</i>	perenne	arbusto	pequeño	coriácea	varias ramas	erecto	pibotante			no	no		
<i>Collomia. biflora.</i>	anual	hierba	mediano	intermedia	tallo principal	erecto	pibotante	449,73		no	si	ornamental	
<i>Conzya.sp.</i>	anual	hierba	mediano	membranosa	tallo principal	erecto	pibotante			no	si	otros usos (repelente)	
<i>Cynoglossum. creticum</i>	perenne	hierba	grande	intermedia	roseta	erecta	pibotante	364,16	2,41	no	no		
<i>Cynosurus. echinatus</i>	anual	gramínea	grande	intermedia	roseta	erecto	lateral			si	no		
<i>Cytisus. scoparius</i>	deciduo	arbusto	pequeño	intermedia	varias ramas	erecto	pibotante			si	si	ornamental	Rovere et al. 2013
<i>Dactylis. glomerata</i>	perenne	gramínea	grande	intermedia	colchón	erecto	lateral			si	no		
<i>Diplolepis. descolei</i>	perenne	arbusto	mediano	coriácea	tallo principal	trepadora	pibotante	896,58	2,10	no	no		
<i>Discaria. chacaye</i>	deciduo	arbusto	pequeño	coriácea	varias ramas	erecto	pibotante			no	si	medicinal	Morales y Ladio 2012
<i>Embothrium. coccineum</i>	perenne	arbusto	mediano	coriácea	tallo principal	erecto	pibotante	329,84	1,41	si	si	medicinal	"Ochoa et al. 2010; Morales y Ladio 2012"
<i>Equisetum. bogotense</i>	perenne	hierba	pequeño	intermedia	estolonífero	erecto	pibotante			no	si	medicinal	Ochoa et al. 2010
<i>Eryngium. paniculatum</i>	perenne	hierba	grande	coriácea	roseta	postrado	pibotante			no	si	medicinal	Ochoa et al. 2010
<i>Fragaria. chiloensis</i>	perenne	hierba	mediano	intermedia	estolonífero	postrado	pibotante	284,77		no	si	comestible	
<i>Fuchsia. magellanica</i>	deciduo	arbusto	mediano	membranosa	varias ramas	erecto	pibotante			si	si	ornamental, comestible	Guerrido y Fernandez 2007
<i>Galium. fuegianum</i>	anual	hierba	pequeño	membranosa	tallo principal	trepadora	lateral	1179,95	2,79	no	no		
<i>Galium. magellanicum</i>	anual	hierba	pequeño	membranosa	tallo principal	trepadora	pibotante	863,63		no	no		
<i>Gaultheria. myrthiloides</i>	perenne	arbusto	pequeño	coriácea	tallo principal	erecto	pibotante	215,54	1,12	no	no		
<i>Gaultheria. phillyreifolia</i>	perenne	arbusto	mediano	coriácea	varias ramas	erecto	pibotante			no	no		
<i>Gaultheria. sp..1</i>	perenne	arbusto	pequeño	coriácea	varias ramas	erecto	pibotante			no	no		
<i>Gavilea. araucana</i>	perenne	hierba	grande	intermedia	roseta	erecto	lateral			no	no		
<i>Hieracium. sp..1</i>	anual	hierba	mediano	membranosa	roseta	postrado	lateral	2685,32	2,75	no	no		
<i>Holcus. lanatus</i>	perenne	gramínea	grande	intermedia	estolonífero	erecto	lateral	1370,50	2,15	si	no		
<i>Hypochoeris. radiata</i>	perenne	hierba	mediano	intermedia	roseta	postrado	pibotante	2078,22	2,52	no	no		
<i>Hypochoeris. sp..1</i>	perenne	hierba	grande	membranosa	roseta	postrado	pibotante			no	no		
<i>Lathyrus. magellanicus</i>	perenne	hierba	grande	intermedia	estolonífero	trepadora	lateral	426,58		si	no		

Continuación Anexo 1.
Anexo 1 continuation.

Espece	Ciclo de vida	Forma de vida	Tamaño de hoja	Textura de hoja	Arquitectura	Hábito	Sistema radicular	Área foliar específica	Concentración de nitrógeno en hoja	Forrajera	Usos culturales	Tipo de uso	Referencia
Lomatia. hirsuta	perenne	árbol	mediano	coriácea	tallo principal	erecto	pibotante	201,95	1,16	no	si	ornamental, medicinal	"Rovere et al. 2013; Morales y Ladio 2012"
Maytenus. boaria	perenne	árbol	mediano	coriácea	tallo principal	erecto	pibotante	502,06	1,22	si	si	ornamental, medicinal	"Rovere et al. 2013; Ochoa et al. 2010"
Maytenus. chubutensis	perenne	arbusto	pequeño	coriácea	varias ramas	erecto	pibotante	187,72	1,06	si	si	medicinal	Morales y Ladio 2012
Mutisia. decurrens	perenne	hierba	grande	coriácea	tallo principal	trepadora	pibotante	778,80	1,30	no	si	medicinal	Morales y Ladio 2012
Mutisia. sp..1	perenne	hierba	grande	coriácea	tallo principal	trepadora	pibotante			no	si	medicinal	Morales y Ladio 2012
Myoschilos. oblongum	deciduo	arbusto	mediano	intermedia	varias ramas	erecto	pibotante			si	si	medicinal	Guerrido y Fernandez 2007
Myosotis. discolor	anual	hierba	mediano	intermedia	roseta	erecto	pibotante	394,25	1,42	no	si	ornamental	
Nassella. gigantea	perenne	gramínea	mediano	intermedia	colchón	erecto	lateral			si	no		
Nassella. poeppigiana	perenne	gramínea	mediano	intermedia	colchón	erecto	lateral			si	no		
Nothofagus. antarctica	deciduo	árbol	pequeño	intermedia	tallo principal	erecto	pibotante	447,30	1,38	si	si	ornamental	Rovere et al. 2013
Nothofagus. dombeyi	perenne	árbol	pequeño	coriácea	tallo principal	erecto	pibotante	219,20	1,27	si	si	ornamental	Rovere et al. 2013
Osmorhiza. chilensis	perenne	hierba	grande	membranosa	estolonífero	erecto	pibotante	1118,59	2,35	no	si	medicinal	Morales y Ladio 2012
Oxalis. valdiviensis	perenne	hierba	pequeño	membranosa	estolonífero	erecto	pibotante	750,72		si	no		
Plantago. lanceolata	perenne	hierba	grande	intermedia	roseta	postrado	lateral	1236,20	2,18	si	si	medicinal	"Ochoa et al. 2010; Richeri et al 2013; Morales y Ladio 2012"
Poa.cfr.. Annu	anual	gramínea	grande	intermedia	roseta	postrado	lateral			si	no		
Poa.cfr.. Palustris	perenne	gramínea	grande	intermedia	estolonífero	erecto	lateral	690,43	2,02	si	no		
Polystichum. sp.	perenne	helecho	grande	intermedia	tallo principal	erecto	lateral			no	si	ornamental	Guerrido y Fernandez 2007
Prunella. vulgaris	perenne	hierba	mediano	membranosa	roseta	erecto	pibotante	1037,50	2,28	no	no		
Pseudotsuga. menziesii	perenne	árbol	mediano	intermedia	tallo principal	erecto	pibotante			no	si	ornamental	Rovere et al. 2013
Ranunculus. peduncularis	perenne	hierba	mediano	intermedia	roseta	postrado	pibotante		2,10	no	no		
Relchela. panicoides	perenne	gramínea	grande	intermedia	estolonífero	erecto	lateral	921,98	1,62	no	no		
Ribes. cucullatum	deciduo	arbusto	pequeño	coriácea	varias ramas	erecto	pibotante			si	si	medicinal	"Ochoa et al. 2010; Morales y Ladio 2012"
Ribes. magellanicus	deciduo	arbusto	mediano	membranosa	tallo principal	erecto	pibotante			si	si	medicinal	"Ochoa et al. 2010; Morales y Ladio 2012"
Rosa. eglanteria	deciduo	arbusto	mediano	intermedia	tallo principal	erecto	pibotante			si	si	ornamental, comestible, otros usos	"Rovere et al. 2013; Guerrido y Fernandez 2007"

Continuación Anexo 1.
Anexo 1 continuation.

Especie	Ciclo de vida	Forma de vida	Tamaño de hoja	Textura de hoja	Arquitectura	Hábito	Sistema radicular	Área foliar específica	Concentración de nitrógeno en hoja	Forrajera	Usos culturales	Tipo de uso	Referencia
<i>Rubus ulmifolius</i>	perenne	arbusto	mediano	intermedia	estolonífero	erecto	pibotante			si	si	ornamental	Rovere et al. 2013
<i>Rumex acetosella</i>	perenne	hierba	grande	intermedia	tallo principal	erecto	pibotante	2003,78	2,31	si	si	otros usos	Morales y Ladio 2012
<i>Rumohra adiantiformis</i>	perenne	helecho	grande	coriácea	estolonífero	postrado	lateral	305,74	1,34	no	si	ornamental	
<i>Schinus patagonicus</i>	perenne	arbusto	pequeño	coriácea	varias ramas	erecto	pibotante	389,82	1,48	si	si	leñero, ornamental, medicinal	"Richeri et al 2013; Rovere et al. 2013; Morales y Ladio 2012"
<i>Senecio. sp.1</i>	perenne	arbusto	mediano	intermedia	varias ramas	erecto	pibotante			no	no		
<i>Sisyrinchium luridum</i>	perenne	hierba	mediano	membranosa	roseta	erecto	pibotante			no	no		
<i>Stellaria arvalis</i>	perenne	hierba	mediano	membranosa	tallo principal	postrado	lateral	932,28		no	no		
<i>Taraxacum officinale</i>	perenne	hierba	grande	intermedia	roseta	erecto	pibotante	2930,07	2,74	no	si	medicinal	Morales y Ladio 2012
<i>Taraxacum sp..1</i>	perenne	hierba	grande	membranosa	roseta	erecto	pibotante			no	no		
<i>Trifolium pratense</i>	perenne	hierba	mediano	membranosa	roseta	postrado	lateral			si	no		
<i>Trisetum caudulatum</i>	perenne	gramínea	grande	intermedia	estolonífero	erecto	pibotante	1038,70		si	no		
<i>Valeriana virescens</i>	anual	hierba	mediano	membranosa	tallo principal	postrado	lateral			no	no		
<i>Veronica peregrina</i>	anual	hierba	mediano	intermedia	tallo principal	postrado	lateral	1095,70		no	no		
<i>Veronica serpyllifolia</i>	anual	hierba	pequeño	intermedia	roseta	postrado	pibotante			no	no		
<i>Vicia nigricans</i>	perenne	hierba	mediano	intermedia	tallo principal	trepadora	lateral	501,70		si	no		
<i>Viola magellanica</i>	perenne	hierba	pequeño	intermedia	estolonífero	postrado	lateral	819,38		no	no		
<i>Vulpia australis</i>	anual	gramínea	grande	intermedia	colchón	erecto	lateral	886,99		si	no		