

Interacciones ecológicas en bosques de *Nothofagus antarctica* bajo uso silvopastoril en Patagonia sur continental

H. A. Bahamonde^{1,2*}, V. Gargaglione^{1,2}, S. Ormaechea¹, P. L. Peri^{1,2,3}

(1) Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), cc 332, (CP 9400) Río Gallegos, Santa Cruz, Argentina.

(2) Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA), Lisandro de la Torre 1070 (CP 9400), Río Gallegos, Argentina.

(3) Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina.

*Autor de correspondencia: H.A. Bahamonde [bahamonde.hector@inta.gob.ar].

> Recibido el 31 de agosto de 2017 - Aceptado el 12 de marzo de 2018

Bahamonde, H. A., Gargaglione, V., Ormaechea, S., Peri, P. L. 2018. Interacciones ecológicas en bosques de *Nothofagus antarctica* bajo uso silvopastoril en Patagonia sur continental. *Ecosistemas* 27(3):106-115. Doi.: 10.7818/ECOS.1492

Los bosques de ñire (*Nothofagus antarctica*) en el sur de Patagonia se ubican mayoritariamente limitando con la estepa. De esta manera, han sido utilizados como sistemas silvopastoriles con ganadería ovina y/o bovina desde fines de 1800. Esta actividad que combina tres componentes principales (árboles, sotobosque y animales) en una misma unidad de suelo conlleva una serie de interacciones ecológicas entre dichos factores. En esta revisión se presentan los principales hallazgos respecto de las sinergias y antagonismos que se generan en estos sistemas silvopastoriles en el extremo sur de Patagonia continental y su incidencia a nivel paisaje. Destacan en estos sistemas el efecto de las interacciones entre coberturas de copa y calidad de sitio de los rodales sobre: el microclima, la productividad primaria y calidad nutritiva del sotobosque, la instalación de regeneración arbórea, el ciclado de nutrientes y el comportamiento animal. En general, los estudios presentados indican que en estos sistemas prevalecen las interacciones positivas, sin embargo hay otros aspectos que a escala paisaje deben ser tenidos en cuenta para no comprometer la conservación de estos bosques australes.

Palabras clave: bosque nativo; competencia; intensidad de raleo; regeneración, sinergias

Bahamonde, H. A., Gargaglione, V., Ormaechea, S., Peri, P. L. 2018. Ecological interactions in *Nothofagus antarctica* forests under silvopastoral use in continental southern Patagonia. *Ecosistemas* 27(3):106-115. Doi.: 10.7818/ECOS.1492

Ñire (*Nothofagus antarctica*) forests in southern Patagonia are mostly located in the limit with the steppe. Thus, these forests have been used as silvopastoral systems with sheep and / or cattle livestock since the late 1800s. This activity combines three main components (trees, understory and cattle) in a same surface, which implies several ecological interactions between those factors. In this review the main research about synergies and antagonisms generated in these systems in southern continental Patagonia are presented. The effects of interactions between crown cover and site quality over: microclimate, primary productivity and nutritive value of forage, installation of tree regeneration; nutrient cycling and livestock behaviour; are highlighted. In general, the studied publications indicate that in these systems the positive interactions are dominant. However, there are other issues at landscape scale which require special attention to guarantee the conservation of these southern forests.

Key words: native forest; competition; thinning intensity; regeneration; synergies

Introducción

Los bosques deciduos de *Nothofagus antarctica* (comúnmente conocido como “ñire” o “ñirre”) se distribuyen naturalmente en el sur de Argentina y Chile en la región “Patagonia”. La especie es la de mayor rango de distribución de su género con presencia desde los 36° 30' a 56° 00' de latitud sur y en un gradiente altitudinal que va desde los 2000 m snm hasta sectores costeros a nivel del mar (Veblen et al. 1996). En Argentina continental los bosques de ñire

se localizan en la zona de ecotono entre los bosques más productivos de *Nothofagus pumilio* (lenga) y la extensa estepa patagónica, incluyendo condiciones ambientales contrastantes como lugares con mal drenaje con acumulación de agua y sitios más secos expuestos a fuertes vientos. *Nothofagus antarctica* por su parte, puede crecer en lugares donde no prosperan otros *Nothofagus*. En los mejores sitios puede alcanzar a la madurez una altura de 20 m (Donoso et al. 2006). Mientras que en suelos de menor calidad, rocosos, secos, o en laderas muy expuestas al viento, se desarrolla

como un arbusto de aproximadamente 2-3 m de alto (Veblen et al. 1996).

Por otro lado, en la zona mencionada el 70 % de estos bosques ha sido utilizado como sistemas silvopastoriles (SSP) con ganadería ovina, bovina o mixta desde fines del siglo XIX (Peri et al. 2016a). Este tipo de uso conlleva la remoción de árboles para aumentar la entrada de luz al sotobosque e incrementar la producción forrajera de los mismos. Considerando que los sistemas silvopastoriles combinan pasturas, árboles y animales en una misma unidad de superficie, las interacciones que se den entre los componentes del sistema silvopastoril (SSP) podrían generar efectos positivos (procesos de facilitación), negativos (procesos de competencia) o neutros entre ellos. Estas interacciones determinarían la productividad y calidad del componente forrajero y consecuentemente la producción ganadera, así como también el impacto de la actividad en el ambiente a escala de paisaje. Por esta razón, dentro de los planes de manejo promovidos por la *Ley Nacional de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos (N° 26331, Ley Bonasso)* se pretende que estos sistemas sean diseñados de manera tal que se potencien las interacciones ecológicas beneficiosas para el SSP.

El balance neto de las interacciones entre componentes de un sistema hace referencia a si prevalecen los antagonismos (o competencia) donde un componente se ve beneficiado y otro perjudicado o si predomina la sinergia (o facilitación) donde ambos componentes mejoran su rendimiento en comparación a si estuviesen solos. En el caso de los SSP, el balance neto de las interacciones entre árboles y pastos dependerá de las características de las plantas, cuáles son los recursos (luz, agua y/o nutrientes) más limitantes en el sistema y las condiciones ambientales generales de cada ecosistema. Existen trabajos que plantean que los procesos de antagonismo son más importantes en ambientes más productivos y que la sinergia es predominante en situaciones donde las plantas están en condiciones de estrés (Bertness y Callaway 1994). Holmgren et al. (1997) señalan que las interacciones de facilitación y competencia entre plantas pueden modificarse según cambien las condiciones ambientales que las generen (por ejemplo, limitación de agua, luz o en disponibilidad de nutrientes), siendo estos balances netos dinámicos en el tiempo. En este mismo sentido Maestre y Cortina (2004) proponen que se puede producir un cambio de facilitación a competencia en situaciones de estrés cuando el factor limitante alcanza un nivel tan bajo que no alcanza para cubrir los requerimientos de la planta potencialmente facilitadora. En un escenario global de incremento de la demanda de alimentos que ejerce presión a los sistemas productivos para maximizar sus rendimientos, pero que al mismo tiempo exige hacerlo con el menor impacto ambiental negativo posible, es de gran relevancia conocer la magnitud y el sentido de las interacciones biológicas entre componentes de estos sistemas. Por ende, la identificación y análisis de estas interacciones se hacen muy importantes para llevar a cabo medidas de manejo que maximicen el rendimiento productivo de los SSP y minimicen su impacto negativo sobre el ambiente, con lo cual se hace socialmente aceptable su implementación (Jose et al. 2004).

En este contexto, en esta revisión se presentan los principales hallazgos respecto de las sinergias y antagonismos que se generan en estos SSP en el extremo sur de Patagonia continental y su incidencia a nivel paisaje. Consideramos necesario aclarar que aunque el uso de estos bosques de ñire como SSP se extiende en la mayoría de la Patagonia Argentina y parte de Chile, centramos nuestra revisión en la porción Sur continental de Argentina por ser el área que concentra más del 80 % de los estudios sobre el tema, no obstante las publicaciones pertinentes que se hayan realizado en otras zonas serán consideradas en su contexto.

Crecimiento de los bosques de ñire

En Patagonia sur Ivancich et al. (2011) desarrollaron una serie de modelos de crecimiento de bosques de ñire en una gran variedad de condiciones ambientales, lo que les permitió clasificar la ca-

lidad del sitio de estos bosques según la altura de los árboles dominantes. De esta manera se establecieron 5 categorías o clases de sitio que van desde Clase de Sitio 1 (CSI) donde los árboles maduros dominantes pueden alcanzar alturas superiores a 14 m hasta Clase de Sitio 5 (CSV) donde la altura final de los árboles maduros dominantes no supera los 8 m. Asimismo, estas Clases de sitio han sido asociadas en estudios previos a factores productivos y ecológicos, tanto en bosques primarios sin manejo como en rodales bajo uso silvopastoril, como se verá en varios estudios incluidos en esta revisión.

Interacciones micro climáticas

Tener en cuenta las modificaciones ambientales producidas por la cobertura arbórea es importante al momento de tomar decisiones respecto a la remoción de árboles para el uso silvopastoril de los bosques de *N. antarctica*, ya que las modificaciones de la temperatura del aire y de otros factores microclimáticos pueden afectar otros procesos de estos ecosistemas, como por ejemplo aumentar su descomposición de hojarasca, mineralización de N del suelo y productividad del estrato herbáceo (Peri et al. 2016a).

El estudio del ambiente bajo el canopy en bosques de ñire con diferentes coberturas de canopy y estructura, y lugares contiguos sin cobertura arbórea resultó en patrones de sinergias ambientales que tendrían implicancias en otras interacciones producidas por el uso como SSP de estos bosques (Bahamonde et al. 2009). Las temperaturas medias mensuales del aire no variaron entre los bosques con distinta cobertura de copa (82 y 51 %) y el sector sin árboles en ninguna de las dos Clases de Sitio (CSIV y V). Sin embargo, la amplitud térmica del aire (diferencia entre mínimas y máximas) fue más alta en los lugares sin árboles, principalmente en invierno. Estos resultados sugirieron que la cobertura arbórea amortiguó las temperaturas extremas del aire, principalmente en invierno cuando las temperaturas son extremadamente bajas y se atribuye a que en las áreas con bosque la radiación diurna interceptada por el canopy genera una capa de aire cálido que puede llegar hasta el suelo (Gómez Sanz 2004). Mientras que durante el verano la mayor radiación recibida en los sitios sin árboles resultaría en temperaturas máximas mayores que bajo cobertura arbórea (Morecroft et al. 1998). Siguiendo esta tendencia, cuando se compararon las dos coberturas de canopy, la amplitud térmica del aire fue mayor en la cobertura de canopy más baja, pero solo en la CS con mejor productividad (CSIV). Estos resultados sugirieron que la cobertura del dosel modifica las temperaturas extremas del aire dependiendo su magnitud de la época del año y la estructura del bosque.

De manera similar, Bahamonde et al. (2009) indicaron que las amplitudes térmicas del suelo aumentaron desde bosques con coberturas altas hacia coberturas intermedias y lugares sin cobertura. También se reportaron valores más altos de humedad relativa del aire y reducciones importantes de precipitaciones y velocidades de viento en los lugares con bosque, independiente de su cobertura, respecto a lugares abiertos.

En otro estudio se evaluó durante 4 años la humedad volumétrica del suelo (HVS) a distintas profundidades de suelo y entre distintas coberturas de copa de bosque de ñire (Bahamonde et al. 2016a). Los autores reportaron que en general HVS en los primeros 20 cm de profundidad no varió entre coberturas de copa. Contrariamente, entre los 20 y 40 cm de profundidad durante las 4 estaciones hubo diferencias significativas en la HVS entre coberturas de copa. Por otro lado, independiente de la cobertura de copas y la profundidad hubo diferencias estacionales significativas con valores más altos en invierno y primavera (sin diferencia entre ellos) que en verano y otoño (sin diferencia entre ellos). Cuando compararon entre profundidades las diferencias dependieron de cada cobertura de copas y estación evaluada. Por ejemplo, durante verano, otoño y primavera la HVS fue más alta en los primeros 20 cm en la mayor cobertura de copas, pero no se encontraron diferencias en las restantes coberturas, mientras que en invierno no se apreciaron diferencias entre profundidades en ninguna de las coberturas.

En relación a este tema, Bahamonde et al. (2014) obtuvieron un modelo que relacionaba la humedad del suelo dentro del bosque de ñire con la cobertura de copas y los valores de HVS fuera del bosque, que se muestra a continuación:

$$HVSad = [((-0,007731 * (1,18741 - Apdosel) * (HVSaf)^2) + (1,04741 * HVSaf) + (2,8985 * (1 - Apdosel)))]$$

Donde *HVSad* es la humedad volumétrica del suelo dentro del bosque (%), *Apdosel* es la apertura del dosel (o la inversa de cobertura de copas, en %) y *HVSaf* representa los valores de humedad volumétrica del suelo en un sector adyacente fuera del bosque. Basados en este modelo, los autores encontraron que cuando los valores de humedad del suelo en el sitio adyacente sin árboles estaban por debajo del 20 %, dentro del bosque había mayor humedad, siendo la magnitud de la diferencia inversa a la apertura del dosel y viceversa. Bahamonde et al. (2014) indicaron que estas diferencias estarían dadas por el balance entre las mayores pérdidas por evapotranspiración en los lugares sin árboles a causa de las mayores velocidades de viento y la interceptación de las precipitaciones por el dosel arbóreo y su redistribución (Bahamonde et al. 2009). Cabe señalar que los autores validaron este modelo con valores independientes de humedad de suelo dentro y fuera del bosque y bajo distintas coberturas de copa de bosques de ñire de Patagonia sur, obteniendo una regresión lineal significativa ($P < 0,001$; $R^2 = 0,67$) (Bahamonde et al. 2014).

Producción de materia seca del componente forrajero

En la zona de estudio existen varias investigaciones sobre la producción de materia seca (MS) del estrato herbáceo en bosques de ñire bajo uso como SSP en una gran variedad de condiciones

ambientales (Peri et al. 2016a). No obstante, en estos sistemas se ha documentado que la productividad del pastizal depende fuertemente de la interacción entre el agua disponible en suelo y la intensidad de luz que llega al estrato herbáceo. En este sentido Peri et al. (2005a) informaron que el pastizal creciendo en sitios con estrés hídrico moderado mostraba una relación exponencial positiva entre producción de materia seca y el nivel de radiación que llegaba al sotobosque, aumentando desde 500 kg MS ha⁻¹ en condiciones de sombra severa (transmisividad lumínica de 5 % ó 95 % de interceptación por el canopeo) hasta 2800 kg MS ha⁻¹ en lugares abiertos con máxima radiación (100 % de transmisividad lumínica ó 0 % de cobertura de copas). Los autores atribuyeron estos resultados a que en tales condiciones los árboles generaban competencia por el agua con el estrato herbáceo, de dos maneras, por un lado interceptaban la lluvia que podía llegar al suelo y por otro competían directamente por el recurso hídrico por superposición de raíces, situación que se daba especialmente cuando el agua escaseaba. Sin embargo, en condiciones de estrés hídrico severo la producción de MS del pastizal se incrementó exponencialmente con la radiación alcanzando un máximo a niveles de transmisividad lumínica del 55 % (cobertura de copas 45 %) para luego disminuir a medida que se reducía la cobertura del canopeo (Fig. 1). Bajo estas condiciones de estrés hídrico severo lo que predominaba a coberturas de canopeo intermedias (rondando el 50 %) era una reducción de las pérdidas de agua del suelo por evapotranspiración, principalmente por una disminución de los fuertes vientos patagónicos donde la presencia de árboles puede llegar a reducir hasta un 80 % la velocidad del viento respecto de lugares sin árboles (Bahamonde et al. 2009).

También existen antecedentes en bosques de ñire bajo uso como SSP de Patagonia donde se evaluó la producción de MS de gramíneas en diferentes niveles de radiación (o coberturas de copa, incluyendo sitios aledaños a los bosques sin cobertura arbórea) en rodales creciendo en condiciones ambientales (radiación fotosintéticamente activa, temperaturas de aire y suelo, humedad relativa de aire y contenido hídrico del suelo) contrastantes y durante dos

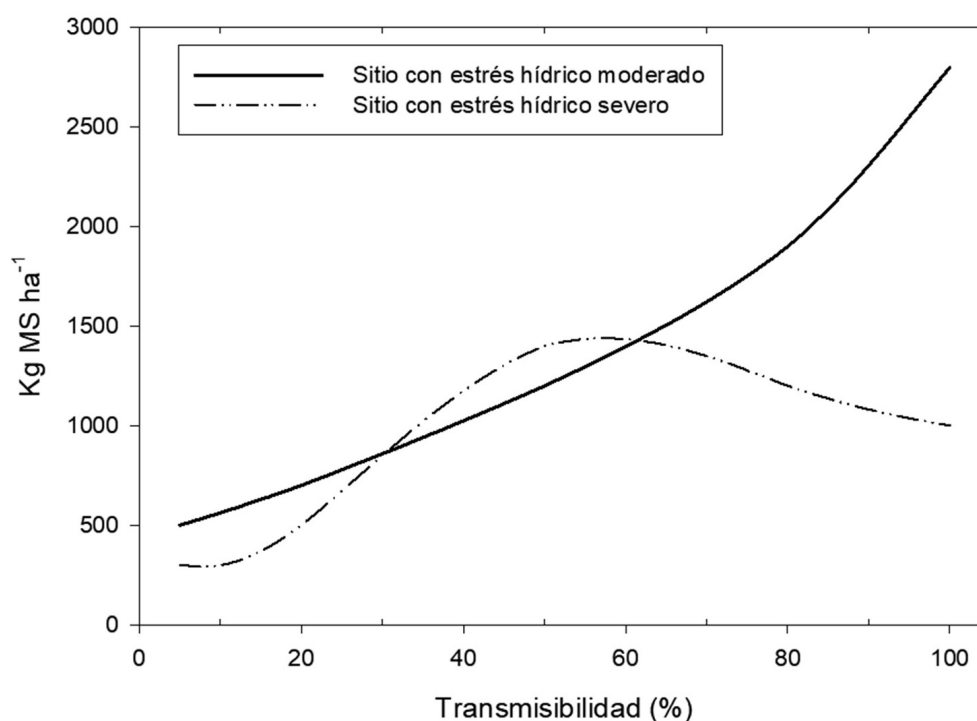


Figura 1. Producción promedio de materia seca de gramíneas creciendo en el piso de bosques de *N. antarctica* bajo uso silvopastoril y diferentes intensidades de luz en Patagonia Sur. Adaptado de Peri et al. (2016a). Los sitios con estrés hídrico severo tuvieron un contenido de humedad volumétrica de suelo (HVS) promedio menor a 18 % en los primeros 25 cm durante la estación de crecimiento (Octubre-Abril), y los sitios con estrés hídrico moderado tuvieron una HVS > 18 %.

Figure 1. Mean dry matter (DM) grass understorey production in *N. antarctica* forests under silvopastoral systems and different light intensities in Southern Patagonia. Adapted from Peri et al. (2016a). Severe water stress sites had a mean soil volumetric water content (VWC) in the top 25 cm lower than 18 % during the main growing season (October-April), and moderate water stress sites had a soil VWC > 18 %.

temporadas de crecimiento (Bahamonde et al. 2012a). De acuerdo a los resultados obtenidos, los autores reportaron que la producción de MS forrajera se correlacionó positivamente con la producción forestal de los rodales, vale decir que donde los árboles alcanzaban mayores tamaños (principalmente en altura) también se produjo mayor cantidad de MS de las gramíneas. Asimismo, los resultados de este trabajo mostraron que en la mayoría de los casos la MS de gramíneas dentro del bosque fue igual o superior a las áreas aleatorias sin cobertura arbórea. En concordancia con el trabajo previo, estos resultados sugirieron que la producción de MS en bosques con coberturas de copa intermedias compensaron o sobre compensaron la limitación en la radiación que llega al piso forestal, respecto a sitios adyacentes sin árboles. Los autores atribuyeron tales resultados a la interacción con otros factores ambientales, como la amortiguación de temperaturas extremas y disminución de pérdidas de humedad por evaporación principalmente.

En síntesis, se puede decir que la tendencia es que en aquellos sitios donde el agua es muy limitante, las condiciones de amortiguación de vientos y temperaturas extremas generada por los árboles favorecen la producción de MS del estrato forrajero, mientras que cuando el estrés hídrico es de menor magnitud la disminución de radiación incidente a causa de la cobertura arbórea la producción de MS se ve disminuida en comparación con lugares abiertos sin árboles.

Valor nutricional del forraje

En sistemas de producción ganadera como los silvopastoriles una condición deseable es no solo la producción forrajera sino también la calidad del alimento. En ese contexto, la digestibilidad del forraje, que representa la proporción "aprovechable" del alimento consumido, es uno de los parámetros más importantes del valor nutritivo de un alimento. Peri y Bahamonde (2012) midieron la digestibilidad de la materia orgánica (DIVMO) del estrato forrajero en distintas coberturas de copa y zonas aleatorias sin cobertura arbórea en cuatro condiciones ambientales contrastantes durante todas las estaciones del año. La DIVMO del estrato herbáceo varió entre 44 y 79 %, dependiendo del sitio, época del año y cobertura de copas, resultando ser los valores más bajos aquellos que se midieron durante el verano en todos los sitios. Al analizar los promedios anuales de DIVMO y relacionarlos con los diferentes factores ambientales, los autores encontraron que la humedad volumétrica del suelo y las temperaturas de aire y suelo fueron las variables que más explicaron su variación. Por otro lado, en el mencionado estudio también se encontró una fuerte relación ($R^2=0,84$; $P<0,05$) entre la DIVMO de las forrajeras y la calidad forestal de los rodales, es decir, de la misma manera que la producción de MS era mayor en lugares donde los árboles crecían más, también la calidad nutricional del forraje se vio incrementada.

Otro parámetro importante al valorar las cualidades nutritivas de un forraje en producción animal es su concentración de proteína bruta (PB). Diferentes estudios sobre la concentración de PB en forrajeras en bosques de ñire usados como SSP han sido realizados. Peri et al. (2005a) publicaron que los valores de PB eran inversamente proporcionales a la cantidad de radiación que llegaba al suelo, es decir, situaciones de mayor cobertura arbórea presentaban valores más altos de PB. De manera similar, en otros estudios Bahamonde et al. (2012a) y Gargaglione et al. (2014) informaron que la PB en gramíneas en bosques de ñire creciendo en distintos niveles de radiación y sitios ambientalmente contrastantes, que hubo una interacción significativa entre niveles de radiación (o sombra producida por los árboles) y la productividad forestal (y forrajera) de los sitios. De manera que los valores más altos de PB se encontraron en los lugares con altos niveles de sombra (mayor cobertura de dosel, 75 % \approx) y sitios de menor productividad forestal y forrajera.

Regeneración del estrato arbóreo

Un aspecto fundamental que debe contemplar el uso del bosque con ganadería, como los SSP en bosque de ñire en Patagonia,

es garantizar la continuidad del estrato arbóreo, vale decir que la interacción entre los distintos componentes del sistema resulte en rodales con plántulas en cantidad y condiciones adecuadas para llegar a ser árboles. En sistemas naturales como estos, el éxito de la regeneración arbórea está supeditada a sobrepasar una serie de limitaciones desde su etapa de floración hasta la instalación y supervivencia de plántulas (Soler et al. 2013). Los datos referidos a este tema en bosques de ñire en Patagonia continental incluyen estudios de producción y calidad de semillas, instalación y supervivencia de plántulas, en bosques primarios de alta cobertura arbórea, rodales bajo uso silvopastoril y estudios a largo plazo relacionados a variables microclimáticas (Bahamonde et al. 2011, 2013, 2016b). Según estos estudios que evaluaron la producción de semillas en bosques de ñire en 3 clases de sitio durante 10 años, se encontró un amplio rango de entre 0,5 y 56 millones de semillas $ha^{-1} año^{-1}$, con años donde la mayor producción se daba en los rodales más productivos (desde el punto de vista forestal y herbáceo) y otros donde los sitios menos productivos producían más semillas (Bahamonde et al. 2016b). Esta situación se dio tanto en bosques con altas coberturas arbóreas y sin ganadería como en rodales intervenidos para su uso silvopastoril (con raleo para aumentar la producción forrajera), sin embargo en estos últimos la producción de semillas no se vio disminuida por la reducción del número de árboles. Los autores atribuyeron estos resultados a que en los casos de los bosques raleados, los árboles remanentes eran de mayor tamaño (en diámetro y altura) y al tener menor competencia con otros árboles crecían en mejores condiciones, lo que les permitió producir mayor cantidad de semillas a nivel individual, compensando así la menor densidad de los rodales. Sin embargo, en la Isla de Tierra del Fuego se ha reportado una menor producción de semillas en bosques raleados para su uso silvopastoril en comparación a rodales con mayor cobertura arbórea y sin manejo (Soler et al. 2013). La capacidad germinativa de las semillas (evaluada en laboratorio), tanto en Santa Cruz como en Tierra del Fuego, en general fue muy baja, en comparación a otras especies del género (Donoso et al. 2006), promediando un 8 % para bosques con y sin intervención silvícola en distintas clases de sitio y los 10 años evaluados en Santa Cruz y entre 11 y 30 % en Tierra del Fuego.

El establecimiento de plántulas varió entre coberturas de bosque. La remoción de árboles para uso silvopastoril de los bosques generó condiciones que favorecieron la instalación de plántulas, con valores de entre 5 y 240 mil plántulas ha^{-1} , dependiendo del año y del sitio, mientras que en los rodales con alta cobertura de dosel (bosque sin intervención) solo se encontró instalación de plántulas en uno de los 10 años de evaluación. Este mayor éxito en la instalación de plántulas al abrir el dosel estaría relacionado a que los *Nothofagus* en general y el ñire en particular, tienen una dinámica natural asociada a la apertura del canopeo por eventos de disturbio (caída de árboles por avalanchas, por viento, deslizamientos de terreno, etc.) (Rebertus y Veblen 1993) que aumenta la disponibilidad de recursos (especialmente luz) y favorece la instalación de plántulas (Heinemann et al. 2000). No obstante, la supervivencia de las plántulas al final de la temporada de crecimiento fue extremadamente baja (< 5 %) comparada con otra especie del mismo género (*N. pumilio*, donde se han encontrado valores cercanos al 50 %) existente en la zona y que a veces crece junto a *N. antarctica* (Heinemann et al. 2000; Cuevas 2000), lo cual es concordante con la información existente en la literatura sobre la baja capacidad de regeneración por semillas que tiene la especie en general, siendo de las más bajas del género *Nothofagus* y cuya estrategia más común de regeneración es la reproducción vegetativa (Donoso et al. 2006). Esto fue consistente con lo informado por Peri y Ormaechea (2013) en el más reciente inventario provincial de bosques de ñire de Santa Cruz, donde encontraron que el 40 % de la superficie total de *N. antarctica* tenía escasa o nula regeneración y que el 70 % de la regeneración existente era de rebrotes vegetativos posteriores a incendios. Bahamonde et al. (2016b) sugirieron que otro factor limitante en la supervivencia de plántulas encontrado en su estudio fue la competencia generada por las especies forrajeras

que también se ven favorecidas por la apertura del canopy. Por otro lado, en Tierra del Fuego [Soler et al. \(2013\)](#) informaron valores más altos de instalación de plántulas en bosques no manejados y con mayor cobertura arbórea en comparación a rodales manejados para uso como SSP. En este mismo trabajo, los autores encontraron supervivencia de plántulas incluso después de 4 años con valores de 54 000 y 93 000 plántulas ha⁻¹ en bosques primarios y bajo SSP, respectivamente.

Adicionalmente, existen antecedentes en la región patagónica que dan cuenta del efecto negativo de la presencia de ganadería sobre la regeneración de los bosques de ñire ([Tejera et al. 2005](#); [Echevarría et al. 2014](#)). Relacionado también con esto, existe información referida a la estrategia que presenta *N. antarctica* de ser una especie "exitosa" en regenerarse vegetativamente, en lo que se conoce como estrategia de rebrote o nicho de persistencia y que suele estar asociado a eventos de disturbio ([Bond y Midgley 2001](#)), ya sea desde sus tocones posterior a una corta de árboles o desde sus raíces después de algún evento de incendio. En Santa Cruz, Bahamonde et al. (comunicación personal) encontraron que los tocones de ñire rebrotaron vigorosamente un año después de una corta, con valores promedio de los brotes de 11 cm año⁻¹ y valores máximos de brotes de hasta 25 cm.

Considerando todos estos antecedentes, los estudios existentes ([Peri et al. 2016b](#); [Bahamonde et al. 2016b](#)) indican que para garantizar la continuidad del estrato arbóreo en un esquema de uso como SSP es primordial tomar medidas de manejo activas, como ser la protección individual de plantas de ñire o la clausura de extensiones más grandes que protejan un gran número de plantas a la vez, tanto plántulas de rebrotes vegetativos como originadas por semillas, según sea el caso. En la Provincia de Santa Cruz se han realizado algunas experiencias exitosas al respecto. [Ormaechea y Peri \(2016\)](#) estudiaron el crecimiento de renovales de ñire con y sin protección individual en un bosque de ñire con uso ganadero durante 8 años y encontraron que los renovales protegidos crecieron en promedio 10 cm por año en altura y no presentaron mortandad, mientras que las plantas sin protección no crecieron en altura (al contrario disminuyeron su altura por efecto ramoneo) y tuvieron un 20 % de mortalidad.

Carbono

Entre los principales servicios ambientales de los bosques nativos de Argentina se incluye la capacidad de fijación de gases de efecto invernadero ([Ley Nacional de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos N° 26331](#)). Actualmente son varios los estudios destinados a determinar la capacidad de secuestro de carbono (C) en los ecosistemas forestales, tanto en plantaciones con especies exóticas como en bosques nativos. Por otro lado, dada la extensa área de tierra actualmente gestionada como sistemas de producción de rumiantes en la Argentina y en Patagonia en particular, el potencial para la mitigación del cambio climático a través del secuestro de C por los SSP toma gran relevancia. Varios estudios han demostrado la importancia de factores tales como el tipo de bosque, el clima, las propiedades del suelo, la calidad del sitio o la productividad del rodal en el almacenamiento de C de los ecosistemas forestales ([Dixon et al. 1994](#); [Bert y Danjon 2006](#)).

Acumulación y fijación de carbono a nivel rodal

Para los bosques de ñire el valor potencial por su capacidad de fijar carbono ha sido cuantificado a nivel de rodal donde se determinó la distribución aérea y subterránea de C en árboles individuales de ñire en diferentes fases de desarrollo y clases de copa, y la distribución de C a lo largo del perfil del suelo del bosque ([Peri 2011](#); [Peri et al. 2005b, 2010, 2016a, b](#)). [Peri et al. \(2006\)](#) evaluaron la acumulación de C en árboles de ñire de distintas clases de copa (dominantes, codominantes, intermedios y suprimidos) y edades creciendo en diferentes clases de sitio en Santa Cruz. Los autores encontraron que la acumulación total de C a lo largo del tiempo fue

diferente según la clase de copa: dominante > codominante > intermedio > árboles suprimidos, con distintas magnitudes dependiendo de la clase de sitio (CS). Los árboles dominantes que crecen en CS IV habían acumulado 164.6 kg C árbol⁻¹ después de 160 años y los árboles suprimidos sólo 23.1 kg C árbol⁻¹. A los 40 años de edad, estas diferencias fueron 8.6; 6.1; 3.3 y 0.9 kg C árbol⁻¹ para árboles dominantes, codominantes, intermedios y suprimidos, respectivamente. Además, hubo un efecto de la calidad del sitio sobre la acumulación total (parte aérea y raíz) de C a lo largo del tiempo, siendo mayor en los sitios de mejor calidad. Por ejemplo, mientras que el C total acumulado para los árboles dominantes creciendo en CS V a los 150 años fue de 109 kg C árbol⁻¹, los árboles dominantes que crecieron en CS III tuvieron 207 kg de C árbol⁻¹.

La relación raíz/tallo del C disminuyó de los valores máximos de 2.2; 1.9 y 1.3 a los 5 años a una asíntota de 0.7; 0.5 y 0.3 después de los 60 años de edad, para los árboles desarrollándose en CS V, CS IV y CS III, respectivamente ([Fig. 2](#)). Esto indicaría que la acumulación de C en raíz fue mayor durante la fase de regeneración, y luego la acumulación de C en el componente aéreo de árboles jóvenes y maduros aumentó con el tiempo. En cualquier momento, la acumulación de C en raíz fue mayor para los árboles que crecen en los sitios más pobres (CS V) que para las mejores condiciones del sitio.

Otros estudios cuantificaron los valores medios de las principales existencias y flujos de carbono en SSP en bosques de ñire comparado con bosques primarios y pastizales adyacentes abiertos sin árboles ([Tabla 1](#)) ([Peri et al. 2010](#), [Peri 2011](#)). La concentración media total de carbono en el suelo en el horizonte mineral (3-30 cm de profundidad) fue significativamente menor en el pastizal (2.1 %) comparado con 3.2 % en el SSP y 3.8 % en el bosque primario ([Peri et al. 2010](#); [Peri 2011](#)). Los SSP en bosques de ñire almacenan más C que los sistemas de pastizales puros a través de dos mecanismos principales: aumento del almacenamiento de C en la biomasa de los árboles (aérea y subterránea) y aumento del almacenamiento de carbono orgánico del suelo a través de los ingresos de C al suelo como la tasa de hojarasca que varía de 0.52 (SSP) a 0.89 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (bosque primario) ([Tabla 1](#)). Es decir, el mayor C acumulado en el sotobosque del SSP luego de realizar los raleos no compensa a nivel de sistema productivo la reducción de acumulación y tasa de asimilación por parte de los árboles al compararlo con el bosque primario. Las tasas de respiración del suelo en el SSP y el bosque primario fueron mayores que en el pastizal ubicado en el sitio adyacente abierto ([Tabla 1](#)). La tendencia de una mayor respiración del suelo en el SSP en comparación con el bosque primario ([Peri et al. 2015](#)) estaría dada porque en los SSP se produce un aumento en la radiación transmitida total y las temperaturas de aire y suelo como ha sido reportado previamente en estos sistemas ([Bahamonde et al. 2012b](#)).

Concentración de nutrientes en árboles y calidad de sitio

El estudio de la concentración de nutrientes en los distintos componentes arbóreos es importante como base para el entendimiento de los ciclos biogeoquímicos en el sistema. Estudios de concentración de nutrientes en los distintos componentes de árboles de ñire creciendo en distintas calidades de sitio, han encontrado que la calidad del sitio influye positivamente en la concentración de la mayoría de los nutrientes, así, árboles creciendo en calidades de sitio mejores presentaban mayores concentraciones de nutrientes que árboles creciendo en sitios de menor calidad ([Gargaglione 2011](#)). En este mismo estudio también se constató que la concentración de nutrientes variaba entre clases de copa y las diferencias fueron más marcadas en la clase de sitio de mejor calidad (CS III) donde en la mayoría de los componentes se observó un gradiente bien definido para la concentración de la mayoría de los nutrientes (excepto el Ca) de: dominantes > codominantes > intermedios > suprimidos. De acuerdo al estudio, el motivo de este gradiente puede deberse a que árboles dominantes al ser más vigorosos con mayor producción de biomasa y por ende de raíces y hojas (copas

Tabla 1. Valores medios de las principales existencias y flujos de carbono en: A) bosques primarios de *Nothofagus antarctica* (densidad media del terreno: 960 árboles ha^{-1} , Clase de Sitio V: rodales donde la altura total media del árbol maduro dominante (Hd) alcanza 5.8 m en fase de desarrollo maduro (195 ± 15 años); B) Sistemas silvopastoriles de *N. antarctica* (175 árboles ha^{-1} , Hd de 5.6 m en fase de desarrollo maduro (188 ± 21 años); y C) una pradera adyacente al sistema silvopastoril en el sur de la Patagonia. (Adaptado de Peri et al. (2010) y Peri (2011).

Table 1. Carbon stocks and fluxes mean values in: A) primary *Nothofagus antarctica* forests (tree density: 960 trees ha^{-1} , Site Class V (stands where the mean total height of mature dominant trees (Hd) reach 5.8 m in mature stage (195 ± 15 years); B) *N. antarctica* forests under silvopastoral use (175 trees ha^{-1} , Hd of 5.6 m in mature stage (188 ± 21 years); and C) an adjacent to silvopastoral system grassland in southern Patagonia. (Adapted from Peri et al. (2010) and Peri (2011).

VARIABLES DE EXISTENCIAS Y FLUJOS	Bosque primario	Sistema silvopastoril	Pradera
Acumulación componente aéreo (Mg C ha^{-1})	54.5	12.6	6.2
Acumulación componente subterráneo (Mg C ha^{-1})	19.5	9.6	4.5
Acumulación en suelo (0-0,60m) (Mg C ha^{-1})	108.2	126.2	97.7
Respiración suelo (Mg C $ha^{-1} año^{-1}$)	1.45	1.92	1.26
Tasa de asimilación sotobosque/pastizal (Mg C $ha^{-1} año^{-1}$)	0.05	0.31	0.48
Tasa de asimilación árboles (Mg C $ha^{-1} año^{-1}$)	1.86	0.98	0
Tasa ingreso por hojarasca (Mg C $ha^{-1} año^{-1}$)	0.89	0.52	0
Tasa remoción por consumo animal (Mg C $ha^{-1} año^{-1}$)	0	0.21	0.35

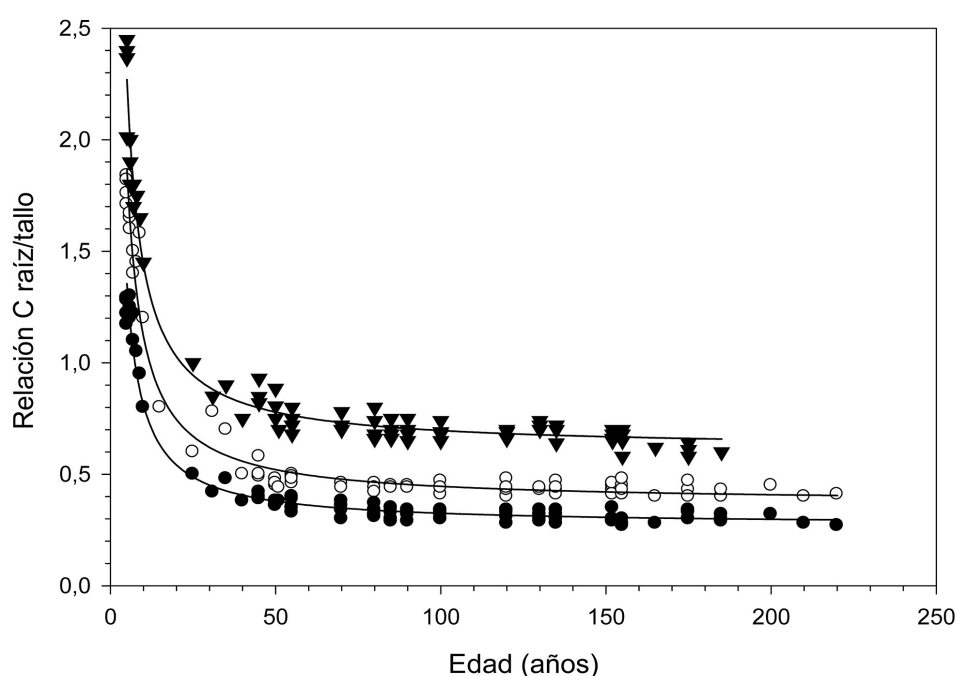


Figura 2. Relación raíz/tallo de contenido de carbono para árboles de *Nothofagus antarctica* respecto a la edad. (●) Clase de Sitio III, (○) Clase de Sitio IV, y (▼) Clase de Sitio V. Clase de Sitio III: rodales donde la altura media de árboles dominantes maduros (H) alcanzan 10,2 m, Clase de Sitio IV: H= 7,8 m, Clase de Sitio V: H= 5,3 m. Adaptado de Peri et al. (2016a).

Figure. 2. Carbon root/shoot ratio for *Nothofagus antarctica* trees against age. (●) Site Class III, (○) Site Class IV, and (▼) Site Class V. Site Class III: stands where the mean total height of dominant mature tree (H) alcanza 10,2 m, Site Class IV: H=7,8 m, Site Class V: H=5,3 m. Adapted from Peri et al. (2016a).

más desarrolladas), tengan una mayor capacidad de absorber y acumular nutrientes que aquellos árboles que se encuentran en una condición de competencia inferior, donde la luz es el factor limitante.

Interacciones árboles – estrato herbáceo en absorción de N

Los árboles modifican las condiciones microclimáticas y provocan reducciones de la velocidad del viento, cambios en la cantidad y calidad de luz que llega al estrato herbáceo, un régimen más moderado de temperaturas (menores amplitudes térmicas), menores tasas de evapotranspiración y, en algunas ocasiones, mayores niveles de humedad del suelo en comparación con un pastizal cre-

ciendo en condición abierta (Peri et al. 2016a). Se han realizado estudios con isótopos de N (^{15}N) para estudiar qué proceso (facilitación o competencia) predomina en estos sistemas entre el componente herbáceo y el componente arbóreo por este nutriente (Gargaglione et al. 2014). Los resultados indicaron que a nivel del sistema la mayor acumulación del N total y el ^{15}N aplicado fueron retenidos principalmente en el suelo, con valores de alrededor del 62 % del total del ^{15}N detectado. Con respecto al N en los componentes vegetales, en el SSP el estrato arbóreo absorbió un 69 % menos de ^{15}N aplicado en comparación al estrato herbáceo. Según los autores (Gargaglione et al. 2014) esta diferencia se debería a que los árboles comienzan la absorción de N más tardíamente en la temporada, ya que gran parte del N de las primeras hojas al inicio de la misma provendría de reservas (Muñoz et al. 1993; Neto et al. 2008). Asi-

mismo, las gramíneas presentan una tasa de crecimiento superior y consecuentemente una mayor tasa de absorción de nutrientes que el ñire, el cual se caracteriza por ser una especie de crecimiento muy lento. Asimismo, la morfología de las raíces entre los distintos estratos es muy diferente. Mientras las gramíneas poseen mayor cantidad de raíces finas en forma de cabellera capaces de absorber N en un gran volumen de suelo, los árboles presentan raíces gruesas con otras funciones (soporte, almacenamiento) que no aportarían demasiado a la absorción de nutrientes y presentan proporcionalmente menor cantidad de raíces finas (Bahamonde et al. 2016a). Todos estos aspectos en conjunto harían que los pastos captaran mayor cantidad del N disponible que los árboles de ñire. En conjunto, el SSP con ñire recuperó cerca de un 65 % más del ^{15}N aplicado comparado con el pastizal abierto. Esto se dio por una mayor retención en los componentes suelo y herbáceo, y además por una pequeña absorción de los árboles. Una característica a resaltar es que si bien el estrato herbáceo en el SSP presentó menores cantidades de biomasa, fue capaz de absorber mayores cantidades de ^{15}N que fuera del bosque. Esto puede deberse a una mejora en las condiciones ambientales (mayor humedad disponible en el suelo y por ende aumento en absorción de agua y nutrientes) o bien a una menor competencia por este nutriente con los microorganismos del suelo. Estos resultados estarían indicando un mayor uso del N disponible aplicado por parte del SSP en comparación al pastizal abierto. Los resultados obtenidos indicarían que, en cuanto a la absorción del N, los árboles no producirían un fuerte efecto negativo (competencia) sobre el estrato herbáceo, sino que por el contrario, ya sea mediante la creación de un ambiente más favorable (reducción de evapotranspiración) o bien por medio del aporte de detritos que modifican la relación C:N reduciendo la competencia por éste con los microorganismos, favorecerían la absorción de N por parte de los pastos. Por otra parte, en las plantas un valor diferente a 10 en el cociente N/P indica un desbalance nutricional causado por la absorción restringida del nutriente limitante (Koerselman y Meuleman 1996). Un valor $>$ a 10 indica que el P es limitante y $<$ 10 lo sería el N. El cociente N/P en los árboles de este estudio da un valor de 9, indicando que esta especie presentaría cierta limitación por N, lo cual es concordante con lo expresado por Frangi et al. (2004) y Diehl et al. (2003). Esto promueve altos porcentajes de reabsorción de N desde las hojas antes de la senescencia, provocando un ciclado interno conservativo que conllevaría a una menor absorción de N desde el suelo. Según todo lo expuesto, y sumado al hecho de que los árboles aportan anualmente cierta cantidad de N mediante la caída de hojarasca al suelo, determinaría que en ñirales de uso como SSP existe un efecto de facilitación del N por parte de los árboles hacia el pastizal circundante. Esto tendría como derivación inmediata el hecho de que la quita desmedida de árboles a fin de favorecer áreas de pastoreo podría en definitiva conllevar a una disminución de la productividad del sistema ya que, al menos para el caso del aprovechamiento del N, el sistema árboles-pastos tendió a ser más eficiente que el pastizal abierto.

Interacciones entre coberturas boscosas y componente animal

En Patagonia Sur, la ganadería de los SSP es básicamente de cría ovina y bovina. Estos rumiantes se han adaptado a los ecosistemas locales aprovechando los múltiples recursos del paisaje conformado, además del bosque nativo de ñire, por la estepa y los mallines (Ormaechea y Peri 2015). Sin embargo, el manejo inadecuado de cargas o tipos de pastoreo pueden resultar en la degradación de los ambientes o en una menor performance productiva de los animales (Ormaechea et al. 2014). Ormaechea y Peri (2015) estudiaron los hábitos de ovinos en diferentes tipos de cuadros en cuanto a tamaño y configuración de ambientes (bosque, estepa, mallín). Ellos encontraron que los ovinos se distribuyen heterogéneamente en los cuadros, ocupando preponderantemente el ambiente de mallín durante el día. Durante la noche se desplazan a sitios más altos con piso seco y mayor temperatura que el mallín, como son las zonas boscosas de ñire. El bos-

que ofrece un pasto de mayor calidad en comparación con áreas adyacentes (Peri et al. 2005a), así como también brinda reparo del viento y las temperaturas extremas (Bahamonde et al. 2009), lo cual influye fuertemente en la sensación térmica del animal por una limitación de la aislación térmica y un incremento en la superficie corporal de intercambio de calor (Blaxter 1977). En algunos establecimientos los animales son esquilados en primavera y no cuentan con la aislación térmica que provee la lana en esa época; por lo cual es muy posible encontrar que seleccionen el bosque durante gran parte del día y la noche (Ormaechea et al. 2012). En cuanto a la respuesta productiva animal, Ormaechea et al. (2014) encontraron una respuesta animal superior bajo un manejo con separación de ambientes frente al manejo tradicional que deja los animales "libres" en grandes áreas que contienen distintos ambientes. Sin embargo, esto solo fue así cuando las cargas animales se ajustaron adecuadamente. En el caso de la lana, la producción es poco sensible a las variaciones de carga en comparación a la producción de carne (Borrelli 2001). Sin embargo, puede ser ventajoso para los animales disponer de un ambiente de bosque en invierno por el confort térmico y la mayor accesibilidad y calidad del forraje. En lugares con inviernos muy fríos como Patagonia Sur, las pérdidas de energía por regulación térmica pueden condicionar los hábitos de pastoreo del ganado (Olson y Wallander 2002) determinando en algunos casos la preferencia del ovino por sitios con reparo (Putfarken et al. 2008). Además de reparo, el bosque ofrece la posibilidad de acceso a brotes de árboles y arbustos y pastos no cubiertos durante nevazones (Anchorena 1985).

Respecto del impacto del pastoreo, es importante señalar que la separación del ambiente de mallín de zonas de bosque, y su uso acotado en el tiempo, logran una mejor conservación del recurso forrajero comparado con un manejo de pastoreo libre todos el año; ya que fundamentalmente se promueve la aparición de especies forrajeras (Ormaechea et al. 2012).

Las distancia caminada y la relación entre el área explorada y el área de cada cuadro pueden considerarse estimadores indirectos de la homogeneidad de uso de los potreros ya que brindan información respecto del uso del espacio desde diferentes enfoques. En este sentido, los resultados mostraron una homogeneidad de uso mayor en potreros de menor tamaño (Ormaechea et al. 2012) lo que coincide con otros trabajos donde también se comparó el manejo intensivo vs extensivo (Barnes et al. 2008). No obstante este efecto fue más leve en el caso de los mallines comparado con el bosque de ñire, lo que probablemente esté asociado a que en los primeros los sectores con turba presentan restricción a la circulación por excesiva humedad. Finalmente, es de destacar en este mismo estudio, que el manejo intensivo separando ambientes (mallín y bosque) determinó un amansamiento de la hacienda producto de un contacto frecuente con los animales al realizar los movimientos de hacienda entre cuadros. La docilidad del ganado facilita las tareas de arreo y junta, logrando un menor requerimiento de mano de obra para estas tareas. Al respecto, Grandin (1997) señala que animales acostumbrados al contacto con la gente presentan menores síntomas de estrés cuando son trasladados. Asimismo, un menor estrés en traslados y movimientos previos a la faena pueden ser condicionantes de la calidad de la carne (Ferguson y Warner 2008).

Consideraciones finales

Considerando que más del 90 % de la superficie de la región patagónica está compuesta por un ambiente de estepa fría y semi desértica, a escala paisaje los bosques de ñire constituyen "islas" de peculiares características ambientales y productivas. De acuerdo a lo indicado previamente, la principal diferenciación que ocurre en los bosques de ñire con respecto a su entorno, está relacionada con la modificación de variables microclimáticas (por su escala temporal y espacial) tales como la radiación fotosintéticamente activa incidente, amplitud térmica (de aire y suelo), humedad de aire y suelo

y velocidad del viento. Asimismo, las interacciones entre las variaciones microclimáticas nombradas permiten mantener o superar la productividad del componente forrajero de los SSP en bosques de ñire, tanto en cantidad de materia seca como en calidad nutricional, comparados con su entorno estepario que recibe considerablemente más radiación solar. Estos resultados son concordantes con datos reportados para bosques de ñire localizados en otras zonas de Patagonia Argentina, no incluidos en esta revisión (Somlo et al. 1997; Sarasola et al. 2008; Fertig et al. 2009). Esto implica un incentivo para que los productores ganaderos usen el bosque de ñire con un plan de manejo avalado por la ley de protección de bosque nativo (citada anteriormente) que le permita incrementar sus ingresos económicos y al mismo tiempo proteger el bosque nativo.

En similar dirección, la acumulación de carbono en los bosques de ñire bajo SSP presentó valores intermedios entre los de bosques primarios y los pastizales abiertos, evidenciando que puede compatibilizar aspectos productivos arraigados en la región patagónica, como la producción ganadera, con los intereses a escala global como ser la fijación de carbono.

Considerando los antecedentes, las principales sinergias entre componentes de estos SSP estarían orientadas hacia condiciones microclimáticas, resultantes de la cobertura arbórea, más favorables para la producción forrajera y por ende a la ganadera. Asimismo, la cobertura arbórea generaría condiciones más beneficiosas para el bienestar animal, sobretudo en condiciones climáticas adversas como bajas temperaturas y fuertes vientos. En el mismo sentido, de estos antecedentes surge que la separación de ambientes, manejando las áreas boscosas como un nodo integrante de un paisaje heterogéneo, genera un mayor amansamiento del componente ganadero y por ende mejora el bienestar animal. En el caso del componente arbóreo, éste se vería beneficiado por un SSP, ya que la remoción de árboles generaría condiciones de mayor luminosidad y modificaciones de temperatura y humedad que favorecen la instalación de regeneración. No obstante, como se mencionó previamente, este aspecto facilitador para la regeneración debe ser complementado con medidas de manejo (como el uso de protectores), ya que la presencia de ganado puede afectar negativamente la regeneración, siendo este el principal antagonismo entre componentes del sistema.

Por otro lado, es necesario considerar las escalas en las que estas interacciones se producen. En muchos casos los estudios hacen referencia a una escala de rodal donde se comparan situaciones contrastantes en superficies menores a 10 ha, mientras que en otros (como los estudios de comportamiento animal) se han realizado a escala predial incluyendo cientos o miles de hectáreas. En este mismo sentido se debe tener en cuenta que las extensas áreas de pastoreo (cuadros ganaderos) de Patagonia Sur fueron delimitadas originalmente (fines del siglo XIX) bajo criterios que poco tenían que ver con los ambientes que componen el paisaje. Por ello, es común encontrar que los cuadros ganaderos estén conformados por diferentes proporciones de diferentes comunidades vegetales tales como estepas, mallines, murtillares, turbales, matorrales y bosques, que a su vez poseen una heterogeneidad interna dada por factores tales como la pendiente, la exposición o la altura sobre el nivel del mar. En este contexto de múltiples ambientes, la disposición del bosque de ñire en isletas dentro de los cuadros confiere al SSP una mayor complejidad. Las restricciones que representan los alambres al desplazamiento de los herbívoros domésticos definen interacciones específicas que pueden tener importantes efectos a nivel de paisaje, tales como disminución del sobrepastoreo y por ende menor degradación de suelos. Asimismo, las particularidades del manejo de los animales como las cargas o el sistema de pastoreo también tienen notoria influencia sobre los efectos de mediano y largo plazo en el ecosistema. En los diferentes estudios realizados en Patagonia sur continental, las interacciones ecológicas han mostrado efectos sobre la performance de ovinos y bovinos, destacando además su capacidad de adaptación regulando hábitos alimentarios y actividades diarias. Teniendo en cuenta toda esta información ha sido posible sugerir medidas de

manejo que compatibilicen la producción ganadera con la conservación del ecosistema.

Relacionado a todo esto, a nivel de paisaje existe un debate con enfoques dicotómicos, como propuestas en pugna para aumentar la producción implementando a su vez estrategias de conservación: *land sparing* y *land sharing*. *Land sparing* (separación entre producción y conservación) se refiere al concepto de aumentar la superficie con intensificación agropecuaria para incrementar la productividad por área, lo que permitiría liberar o destinar más tierras para la conservación de la biodiversidad a nivel de región (Phalan et al. 2011). Por su parte, *Land sharing* (integración de producción y conservación) se refiere a que aumentar la superficie de producción agropecuaria alternativa, diversa y sustentable, como podría ser el caso de los sistemas silvopastoriles en bosque nativo de ñire, manteniendo la biodiversidad a nivel del paisaje (Perfecto y Vandermeer 2012). De acuerdo a las investigaciones revisadas y mencionadas previamente los paisajes de los establecimientos de ñire con *land sharing* se componen típicamente de bosques primarios donde la intensificación de una proporción del paisaje (bajo uso silvopastoril) puede resultar en una pérdida comparativamente menor de la riqueza total de especies vasculares.

Finalmente, un aspecto clave a seguir investigando para sostener el uso de los bosques de ñire como SSP que compatibilicen la producción y la conservación, es garantizar la continuidad del estrato arbóreo. Para ello se debe continuar fortaleciendo el uso de diferentes medidas de protección de la regeneración, con las medidas que se proponen hasta ahora en los trabajos revisados y con nuevas herramientas que puedan surgir producto de la investigación en tal sentido. De la misma manera, a partir de esta revisión se sugiere la ampliación de las escalas (espacial y temporal) de las diferentes líneas de investigación existentes y las nuevas que se inicien.

Referencias

- Anchorena, J. 1985. *Cartas de aptitud ganadera. Dos ejemplos para la región magallánica. Transecta botánica de la Patagonia Austral*. CONICET (Argentina), Royal Society (Great Britain) e Instituto de la Patagonia (Chile), Buenos Aires, Argentina.
- Argentina, 2007. Ley Nacional de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos. Senado y Cámara de Diputados de la nación Argentina, Buenos Aires, 19 de diciembre de 2007. p. 9.
- Bahamonde, H.A., Peri, P., Martínez Pastur, G., Lencinas, M. V. 2009. *Variaciones microclimáticas en bosques primarios y bajo uso silvopastoril de Nothofagus antarctica en dos clases de sitio en Patagonia Sur*. Actas Primer Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Posadas, Misiones, Argentina.
- Bahamonde, H.A., Peri, P.L., Monelos, L.H., Martínez Pastur, G. 2011. Aspectos ecológicos de la regeneración por semillas en bosques nativos de *Nothofagus antarctica* en Patagonia Sur, Argentina. *Bosque* 32 (1): 20-29.
- Bahamonde, H.A., Peri, P.L., Alvarez, R., Barneix, A. 2012a. Producción y calidad de gramíneas en un gradiente de calidades de sitio y coberturas en bosques de *Nothofagus antarctica* (G. Forster) Oerst. en Patagonia. *Ecología Austral* 22: 62-73.
- Bahamonde, H.A., Peri, P.L., Alvarez, R., Barneix, A., Moretto, A., Martínez Pastur, G. 2012b. Litter decomposition and nutrients dynamics in *Nothofagus antarctica* forests under silvopastoral use in Southern Patagonia. *Agroforestry Systems* 84: 345-360.
- Bahamonde, H.A., Peri, P.L., Monelos, L.H., Martínez Pastur, G. 2013. Regeneración por semillas en bosques nativos de *Nothofagus antarctica* bajo uso silvopastoril en Patagonia Sur, Argentina. *Bosque* 34 (1): 89-101.
- Bahamonde, H.A., Peri, P.L., Mayo, J.P. 2014. Modelo de simulación de producción de materia seca y concentración de proteína bruta de gramíneas creciendo en bosques de *Nothofagus antarctica* (G. Forster) Oerst. bajo uso silvopastoril. *Ecología Austral* 24: 111-117.
- Bahamonde, H.A., Sosa Lovato, S., Gesto, E., Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Soler, R., et al. 2016a. *Variación temporal y espacial de la humedad de suelo y las raíces finas en bosques de ñire bajo uso silvopastoril en la Patagonia sur*. Actas V Jornadas Forestales, Esquel, Argentina, 9-11 de Noviembre de 2016. Pp 33-37.

- Bahamonde, H.A., Lencinas, M.V., Pastur, G.M., Monelos, L., Soler, R., Peri, P.L. 2016b. Ten years of seed production and establishment of regeneration measurements in *Nothofagus antarctica* forests under different crown cover and quality sites, in Southern Patagonia. *Agroforestry Systems* 92:1-13.
- Barnes, M.K., Norton, B.E., Maeno, M., Malechek, J.C. 2008. Paddock Size and Stocking Density Affect Spatial Heterogeneity of Grazing. *Rangeland Ecology Management* 61: 80-388.
- Bert, D., Danjon, F. 2006. Carbon concentration variations in the roots, stem and crown of mature *Pinus pinaster* (Ait.). *Forest Ecology and Management* 222: 279-295.
- Bertness, M. D., Callaway, R. M. 1994. Positive interactions in communities. *Trends in Ecology and Evolution* 9:191-193.
- Blaxter, K.L. 1977. Environmental factors and their influence on the nutrition of farm livestock. En: Haresign, W., Swan, H. Lewis, D. (eds), *Nutrition and the Climatic Environment*. Butterworths, London, United Kingdom.
- Bond, W. J., Midgley, J. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in ecology & evolution* 16 (1): 45-51.
- Borrelli, P. 2001. Producción animal sobre pastizales. En: Borrelli, P., Oliva, G. (eds) *Ganadería Ovina Sustentable en la Patagonia Austral*, pp. 131-162. Ediciones INTA EEA Santa Cruz, Argentina.
- Cuevas, J.G. 2000. Tree recruitment at the *Nothofagus pumilio* alpine timberline in Tierra del Fuego, Chile. *Journal of Ecology* 88: 840-855.
- Diehl, P., Mazzarino, M.J., Funes, F., Fontenla, S., Gobbi, M., Ferrari, J. 2003. Nutrient conservation strategies in native Andean - Patagonian forest. *Journal of Vegetation Science* 14: 63-70.
- Dixon, R., Brown, S., Houghton, R., Solomon, A., Trexler, M.C., Wisniewsky, J. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* 263: 185-190.
- Donoso, C., Steinke, L., Premoli, A. 2006. *Nothofagus antarctica* (G. Forster) Oerst. En: Donoso, Zegers, C. (ed), *Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina autoecología*, pp. 401-410. Valdivia:Cuneo, Chile.
- Echevarría, D.C., von Müller, A.R., Hansen, N.E., Bava, J.O. 2014. Efecto del ramoneo bovino en renovales de *Nothofagus antarctica* en Chubut, Argentina, en relación con la carga ganadera y la altura de la plantas. *Bosque* 35 (3), 353-368.
- Ferguson, D.M., Warner, D.B. 2008. Have we underestimated the impact of pre-slaughter stress on meat quality in ruminants? *Meat Science* 80:12-19.
- Fertig, M., Hansen, N., Tejera, L. 2009. Productividad y calidad forrajera en raleos en bosques de ñire *Nothofagus antarctica*. En: *Proceedings of the 1st National Congress of Silvopastoral Systems, Misiones, Argentina*, pp. 358-363. INTA, Argentina.
- Frangi, J. L., Barrera, M. D., Puigdefábregas, J., Yapura, P. F., Arambarri, A. M., Richter, L. L. 2004. Ecología de los bosques de Tierra del Fuego. En: Arturo, M., Frangi, J., Goya, J. (Eds.) *Ecología y Manejo de los Bosques de Argentina*. Editorial de la Universidad Nacional de la Plata, Argentina.
- Gargaglione, V. 2011. *Dinámica de macro nutrientes en Nothofagus antarctica creciendo en distintas condiciones en Patagonia Sur*. Tesis de Doctorado, Universidad de Buenos Aires, Argentina.
- Gargaglione, V., Peri, P.L., Rubio, G. 2014. Tree-grass interactions for N in *Nothofagus antarctica* silvopastoral systems: evidence of facilitation from trees to underneath grasses. *Agroforestry Systems* 88:779-790.
- Gómez Sanz, V. 2004. *Cubiertas forestales y respuesta microclimática*. Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales, fuera de serie, 84-100.
- Grandin, T. 1997. Assessment of stress during handling and transport. *Journal of Animal Science* 75:249-257.
- Heinemann, K., Kitzberger, T., Veblen, T. 2000. Influences of gap microheterogeneity on the regeneration of *Nothofagus pumilio* in a xeric old-growth forest of northwestern Patagonia, Argentina. *Canadian Journal of Forest Research* 30:25-31.
- Holmgren, M., Scheffer, M., Huston, M.A. 1997. The interplay of facilitation and competition in plant communities. *Ecology* 78:1966-1975.
- Ivancich, H., Martínez Pastur, G., Peri, P.L. 2011. Modelos forzados y no forzados para el cálculo del índice de sitio en bosques de *Nothofagus antarctica* en Patagonia Sur. *Bosque* 32 (2): 135-145.
- Jose, S., Gillespie, A. R., & Pallardy, S. G. (2004). Interspecific interactions in temperate agroforestry. En: Nair, P.R., Rao, M.R., Buck, L.E. (Eds.) *New Vistas in Agroforestry*, pp. 237-255. Springer Netherlands.
- Koerselman, W., Meuleman, A.F.M. 1996. The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology* 33: 1441-1450.
- Maestre, F.T., Cortina, J. 2004. Do positive interactions increase with abiotic stress? A test from the semiarid steppe. *Proceedings of the Royal Society of London B, biological sciences* 271: S331-S333.
- Morecroft, M.D., Taylor, M.E., Oliver, H.R. 1998. Air and Soil microclimates of deciduous woodland compared to an open site. *Agricultural and Forest Meteorology* 90: 141-156.
- Muñoz, N., Guerri, J., Legaz, F., Primo-Millo, E. 1993. Seasonal uptake of ¹⁵N – nitrate and distribution of absorbed nitrogen in peach trees. *Plant and Soil* 150: 263-269.
- Neto, C., Carranca, C., Clemente, J., de Varennes, A. 2008. Nitrogen distribution, remobilization and re-cycling in young orchard of non-bearing "Rocha" pear trees. *Scientia Horticulturae* 118 (4): 299-307.
- Olson, B.E., Wallander, R.T. 2002. Influence of winter weather and shelter on activity patterns of beef cows. *Canadian Journal of Animal Science* 82: 491-501.
- Ormaechea, S.G., Peri, P.L., Cipriotti, P.A., Anchorena, J.A., Huertas, L. 2012. *Uso de collares GPS para evaluar la preferencia de ovinos por diferentes ambientes en Patagonia Sur*. Actas del 2º Congreso Nacional de sistemas silvopastoriles, Santiago del Estero, Argentina.
- Ormaechea, S. G, Peri, P.L., Anchorena, J., Cipriotti, P. 2014. Pastoreo estratégico de ambientes para mejorar la producción ovina en campos del ecotono bosque-estepa en Patagonia Sur. *Revista Argentina de Producción Animal* 34 (1):9-21.
- Ormaechea, S.G, Peri, P. 2015. Landscape heterogeneity influences on sheep habits under extensive grazing management in Southern Patagonia. *Livestock Research for Rural Development* 27 (6).
- Ormaechea, S.G, Peri, P.L. 2016. *Protección de renovales de ñire (Nothofagus antarctica) al ramoneo en el marco de un uso silvopastoril*. Actas III Congreso Internacional Agroforestal Patagónico, I Congreso Internacional Forestal Patagónico. Puerto Natales, Chile.
- Perfecto, I., Vandermeer, J. 2012. Separación o integración para la conservación de biodiversidad: la ideología detrás del debate "land-sharing" frente a "land-sparing". *Ecosistemas* 21(1-2): 180-191.
- Peri, P.L., Sturzenbaum, M.V., Monelos, L., Livraghi, E., Christiansen, R., Moreto, A., Mayo, J.P. 2005a. *Productividad de sistemas silvopastoriles en bosques nativos de ñire (Nothofagus antarctica) de Patagonia Austral*. Actas III Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano, Comisión Nuevas Tendencias Forestales, Argentina.
- Peri, P.L., Viola, M., Martínez Pastur, G. 2005b. *Estimación del contenido de carbono en bosques de ñire (Nothofagus antarctica) en Patagonia Sur*. Actas III Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano, Comisión Deforestación, Argentina.
- Peri, P.L., Gargaglione, V., Martínez Pastur, G., 2006. Dynamics of above- and below-ground biomass and nutrient accumulation in an age sequence of *Nothofagus antarctica* forest of Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management* 233: 85-99.
- Peri, P.L., Gargaglione, V., Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V. 2010. Carbon accumulation along a stand development sequence of *Nothofagus antarctica* forests across a gradient in site quality in Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management* 260: 229-237.
- Peri, P.L. 2011. Carbon Storage in Cold Temperate Ecosystems in Southern Patagonia, Argentina. En: Islam Atazadeh (ed), *Biomass and Remote Sensing of Biomass*, pp.213-226. Tech Publisher, Croacia.
- Peri, P.L., Bahamonde, H.A. 2012. *Digestibilidad de gramíneas creciendo en bosques de ñire (Nothofagus antarctica) bajo uso silvopastoril*. Actas Segundo Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Santiago del Estero, Argentina.
- Peri, P.L., Ormaechea, S. 2013. *Relevamiento de los bosques nativos de ñire (Nothofagus antarctica) en Santa Cruz: base para su conservación y manejo*. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Peri, P.L., Bahamonde, H., Christiansen, R. 2015. Soil respiration in Patagonian semiarid grasslands under contrasting environmental and use conditions. *Journal of Arid Environments* 119:1-8
- Peri, P.L., Bahamonde, H., Lencinas, M.V., Gargaglione, V., Soler, R., Ormaechea, S., Martínez Pastur, G. 2016a. A review of silvopastoral systems in native forests of *Nothofagus antarctica* in southern Patagonia, Argentina. *Agroforestry Systems* 90: 933-960.
- Peri, P.L., Hansen, N.E., Bahamonde, H.A., Lencinas, M.V., Von Müller, A.R., Ormaechea, S., et al. 2016b. Silvopastoral systems under native forest in Patagonia Argentina. En: Peri P.L., Dube F., Varela, A. (Eds.),

- Silvopastoral Systems in Southern South America*. Springer, Netherlands.
- Phalan, B., Balmford, A., Green, R.E., Scharlemann, J.P.W. 2011. Minimizing the harm to biodiversity of producing more food globally. *Food Policy* 36: 62-71.
- Putfarken, D., Dengler, J., Lehmann, S., Härdtle, W. 2008. Site use of grazing cattle and sheep in a large-scale pasture landscape: A GPS/GIS assessment. *Applied Animal Behaviour Science* 111:54-67.
- Rebertus, A.J., Veblen, T.T. 1993. Structure and tree-fall gaps dynamics of old-growth *Nothofagus* forests in Tierra del Fuego, Argentina. *Journal of Vegetation Science* 4:641-654.
- Sarasola, M., López, D., Gaitán, J., Siffredi, G. 2008. *Productividad de sistemas silvopastoriles en bosques de ñire en la cuenca del río Foyel*. Actas de la Segunda Reunión sobre *Nothofagus* en la Patagonia, EcoNothofagus 2008, Esquel, Chubut, Argentina.
- Soler, R., Martínez Pastur, G., Peri, P.L., Lencinas, M.V., Pulido, F. 2013. Are silvopastoral systems compatible with forest regeneration? An integrative approach in southern Patagonia. *Agroforestry Systems* 87:1213-1227.
- Somlo, R., Bonvissuto, G., Schlichter, T., Laclau, P., Peri, P., Alloggia, M. 1997. Silvopastoral use of Argentine Patagonian Forests. *Temperate agroforestry systems* 237-250.
- Tejera, L., Hansen, N., Fertig, M. 2005. *Efecto de la cobertura arbórea y del pastoreo vacuno sobre el establecimiento de la regeneración de Nothofagus antarctica (G.Forst.) Oerst.* En: Proceedings III Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano, Corrientes, Argentina.
- Veblen, T.T., Donoso, C., Kitzberger, T., Rebertus, A.J. 1996. Ecology of Southern Chilean and Argentinean *Nothofagus* forests. En: Veblen, T.T., Hill, R.S., Read, J. (Eds), *The ecology and biogeography of Nothofagus forests*, pp. 293-353. Yale University, New Haven, EE.UU.