Ecología Austral: 8:285-296,1998
Asociación Argentina de Ecología

Ecotono estepa-bosque y plantaciones forestales en la Patagonia norte

Tomás Schlichter y Pablo Laclau
Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. EEA Bariloche, CC 277, 8400 Bariloche, Argentina.

Resumen. *Las plantaciones forestales con coníferas exóticas de crecimiento rápido constituyen una alternativa productiva rentable en la región centro-norte de la Patagonia Andina. Debido a ello la tasa de plantación se está incrementando considerablemente y es posible que esta tendencia continúe. No se conocen las consecuencias ecológicas de este nuevo uso de la tierra que reemplaza, en la mayoría de los casos, a la tradicional ganadería ovina. Presentamos aquí las características ecológicas del ecotono entre bosque y estepa en donde se realizan la mayoría de las plantaciones, y analizamos su posible impacto. Finalmente, sugerimos líneas de investigación necesarias para conocer dicho impacto y diseñar las técnicas y mecanismos adecuados para minimizarlo.*

Abstract. *Plantation forestry based on fast growing exotic conifers is a profitable alternative in center and northern Patagonia. Consequently, plantation rates are increasing and most probably this tendency will continue. The ecological consequences of this new activity, which replaces traditional sheep production systems, are unknown. We here describe the ecological characteristics of the ecotone between forest and steppe where most plantation take place, and analyze possible consequences of this type of forestry. Finally, we suggest research needs to minimize the impact.*

Introducción

La zona de ecotono entre los bosques andino-patagónicos y la estepa entre los 36°30'S y 43°35'S (Dezotti y Sancholuz 1991) tiene como componentes arbóreos predominantes, los bosques de ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*) y, en menor medida, ñire (*Nothofagus antarctica*), maitén (*Maytenus boaria*) y laura (*Schinus patagonicus*). En el centro de Neuquén, entre los 38°S y 39°40'S, se encuentran también comunidades con pehuén (*Araucaria araucana*) y, ocasionalmente, lenga (*N. pumilio*) o ñire. Las características climáticas de esta zona son la marcada estacionalidad pluviométrica, con precipitaciones anuales en un rango de 500 a 800 mm. Los árboles se presentan en forma de bosquetes abiertos insertos en la matriz de paisaje en la cual predominan los pastizales de coirón dulce (*Festuca pallescens*) y coirón amargo (*Stipa* spp.).

La estructura y dinámica de estos bosques, en especial el de ciprés de la cordillera, ha estado afectada históricamente por perturbaciones naturales (Veblen et al. 1995, 1997, Kitzberger et al. 1997), especialmente el fuego. A su vez, el ser humano ha influido sobre estos bosques a través de incendios intencionales y pastoreo con ganado doméstico y especies asilvestradas. La combinación de ambos tipos de perturbaciones determina la fisonomía actual de lo que se conoce como ecotono en la Patagonia norte. La explotación forestal es responsable de la degradación de algunos tipos forestales, pero su impacto es, aparentemente, menor al de las perturbaciones mencionadas. La zona en cuestión es, a su vez, la más habitada de los bosques andino-patagónicos y los emprendimientos ganaderos y turísticos constituyen la actividad económica dominante. En consecuencia, es también ésta el área más modificada. En los últimos años, la forestación se ha incorporado como una

Tabla 1. Distribución de los bosques nativos Andino- Patagónicos (miles de ha).
Table 1. Distribution of native Andean forests (thousand ha)

Tipos Forestales	Neuquén	R. Negro	Chubut	Sta. Cruz	T. del Fuego	Total
Araucaria (*Araucaria araucana*)	114					114
Roble Pellín (*Nothofagus obliqua*) y Raulí (*N. Nervosa*)	40					40
Coihue (*N. dombeyi*)	80	53	32			165
Lenga (*N. pumilio*)	120	203	389	153	491*	1.356
Ñire (*N. antarctica*)	58	35	346	99	188	726
Ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*)	43	17	24			84
Matorrales, regeneración		126	6			132
TOTAL	455	434	797	252	679	2.617

* En Tierra del Fuego parte de los bosques incluye asociaciones con *N. betuloides* (guindo). Fuente: Laclau (1997).

actividad económica nueva en esta zona. Esta actividad está basada en la plantación de especies de rápido crecimiento originarias, en su mayoría, del Noroeste de los Estados Unidos. La implantación de bosques, que ha sido y es promocionada fuertemente por políticas gubernamentales, está constituyéndose en otra actividad con potencial modelador del paisaje cuyas consecuencias ecológicas no han sido evaluadas. Los objetivos de este trabajo son discutir las posibles implicancias ecológicas de las forestaciones con especies exóticas, y sugerir líneas de investigación que generen el conocimiento necesario para mitigar los posibles efectos negativos y potenciar aquellos que pueden generar impactos ecológicos deseables. Se hace énfasis en el área de pastizal adyacente a los bosques nativos húmedos, el ecotono, entre las latitudes mencionadas, el cual tiene aptitud forestal para plantaciones y se correspondería con la distribución potencial del ciprés de la cordillera (Schmaltz 1992).

Aspectos generales de los bosques Andino-Patagónicos

Los bosques nativos andino-patagónicos cubren una superficie de aproximadamente 2.600.000 ha de distintos tipos forestales distribudos entre las provincias de Neuquén, Río Negro, Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego (Tabla 1, Figura 1, De Jong y Mármol 1982, IFONA 1984). Si bien se estima que un 33 % de la superficie de bosques nativos de la región se encuentra bajo algún régimen de protección, ya sea como áreas protegidas nacionales o provinciales (Burkart et al. 1997, Laclau 1997), algunos tipos forestales o zonas ecológicas no reciben suficiente protección y se encuentran expuestas a algún tipo de proceso degradatorio de origen antrópico. Así, aproximadamente un 85% de la superficie ocupada por ciprés de la cordillera se encuentra fuera de las áreas protegidas nacionales o provinciales. Esta especie ocupa un amplio rango del gradiente de precipitaciones entre 2000 y 500 mm como bosque mixto, denso o ralo y sólo las áreas más húmedas se encuentran bajo algún tipo de protección. Existen ejemplares de ciprés de la cordillera en áreas donde la precipitación alcanza sólo 350 mm y se han encontrado diferencias genéticas entre las poblaciones de las zonas húmedas y las de las más secas (Pastorino y Gallo 1995). Esto puede tener implicancias importantes para la implementación de planes de mejoramiento que tiendan a restaurar bosques degradados de esta especie (Pastorino y Gallo 1995).

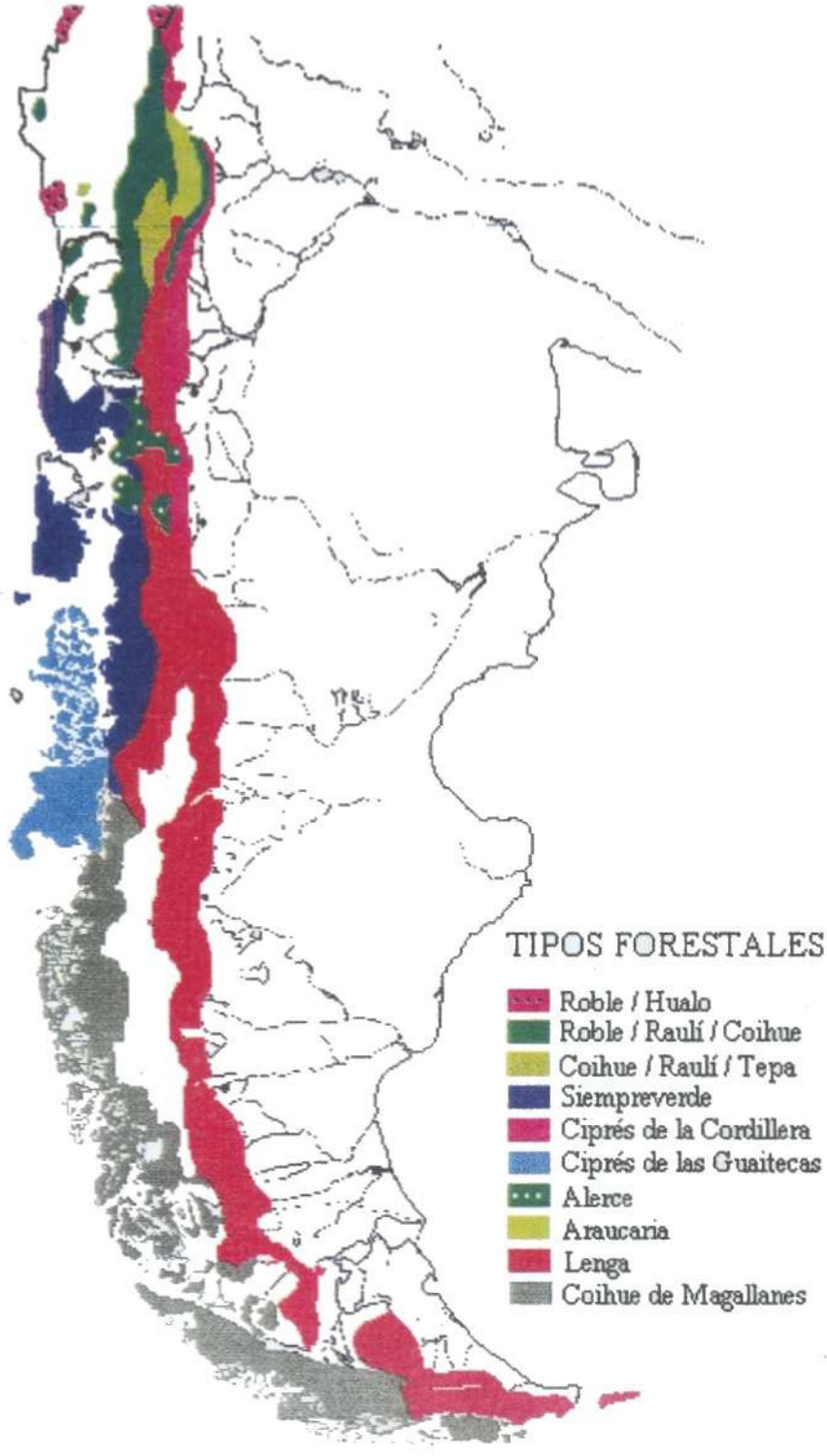

Figura 1. Tipos forestales de la región andino - patagónica. Tomado de Laclau (1997).
Figure 1. Forests of the Andean region. From Laclau (1997).

Perturbaciones de origen antrópico

Las principales perturbaciones de origen antrópico que sufrieron los bosques de la región patagónica fueron los incendios forestales y la posterior habilitación de estas tierras a la ganadería extensiva (Veblen y Lorenz 1988). En el área entre las isohietas de 600 y 900 mm, en las provincias de Chubut, Río Negro y Neuquén, los incendios parecen haber contribuido a modelar el paisaje actual de parches alternados de bosques y estepa. Si bien parte de los incendios fueron naturales (Kitzberger et. al. 1997), muchos fueron de origen antrópico. Algunos autores postularon la existencia de un proceso de aridificación debido a una posible tendencia climática de disminución de precipitaciones en los bosques andino-patagónicos (Auer 1939, 1958, Kalela 1941). Así, Kalela (1941) realizó observaciones minuciosas de la vegetación y concluyó que la estepa estaba avanzando sobre el bosque. Sin embargo, en los últimos años se ha postulado lo contrario (Veblen y Lorenz 1988, Veblen y Markgraf 1988, Veblen et al. 1995). Estos autores compararon fotografías de fines del siglo pasado con otras tomadas durante este siglo hasta la década de 1980 y concluyeron que el bosque estaba avanzando sobre la estepa. A pesar que el avance del bosque se verifica de manera especial a través del ciprés de la cordillera, otras especies arbóreas como el maitén, el radal y la laura participan de este proceso. Aparentemente, los aborígenes provocaban incendios para facilitar la caza del guanaco en el ecotono estepa-bosque hasta fines del siglo pasado, en que ocurrió la denominada "conquista del desierto". Se ha estimado en 2.000.000 ha la superficie que posiblemente haya estado ocupada por ciprés o cuya potencialidad la hace susceptible de ser colonizada por esta especie (Schmaltz 1992). La permanencia de ejemplares antiguos en sitios rocosos o cercanos a cursos de agua, a los cuales el fuego no pudo alcanzar, es otra evidencia indirecta de la importancia de los incendios en la región del ecotono. Es posible que a partir de estos ejemplares se produzca la recolonización del pastizal por parte del ciprés. La colonización humana y los comienzos de la ganadería en la región a principios de siglo también estuvieron asociados a incendios con el objetivo de habilitar tierras para el pastoreo (Rothkugel 1916).

La ganadería ovina produjo, en algunos casos, el reemplazo de gramíneas por arbustos como *Discaria articulata, Berberis buxifolia, Mulinum spinosum y Colletia spinosissima* (Veblen y Lorenz 1988). Es frecuente encontrar ciprés de la cordillera bajo la cobertura de estas especies (Lebedeff 1942, Hueck 1978, Veblen et al. 1995) y de rosa mosqueta (*Rosa rubiginosa*) (de Pietri 1992), lo que sugiere que ejercen un "efecto nodriza" que favorece la regeneración y el avance de los árboles en la estepa. Mazzarino et al. (1998) señalan una aparente tendencia de los arbustos de la región a aportar nitrógeno a través de su hojarasca, que podría contribuir con el efecto nodriza. Según Lebedeff (1942), el mayor impedimento para la regeneración del ciprés de la cordillera es el ramoneo por parte del ganado doméstico. Sin embargo, Veblen et al. (1995) observaron que los ciervos son igualmente nocivos y podrían provocar daños aún mayores debido a su marcada preferencia dietaria por esta especie.

Los datos de productividad de bosques de ciprés de la cordillera son muy variables, con valores de 1.5 $m^3.ha^{-1}.año^{-1}$ en bosque ralos y 8 $m^3.ha^{-1}.año^{-1}$ en bosques densos (Dezzotti y Sancholuz 1991, Loguercio 1997). Las cifras menores corresponden a los árboles que han sobrevivido en las áreas de "bosque marginal" (*sensu* Dezotti y Sancholuz 1991), ubicadas en las zonas más secas sobre superficies rocosas. Considerando los valores medidos por estos autores, se puede hipotetizar un valor promedio de crecimiento de los cipresales en el ecotono, en suelos profundos, de 4 a 5 $m^3.ha^{-1}.año^{-1}$. Estimando una densidad de 0.5 $t.m^{-3}$ y teniendo en cuenta únicamente el fuste maderable, la productividad de los cipresales del ecotono sería de 2000-2500 $m^3.ha^{-1}.año^{-1}$. Si se incluyen las ramas y follaje, la productividad podría ser entre 30% y 50% mayor. De acuerdo con Sala et al. (1988), la productividad de los pastizales en la zona del ecotono, estimada a partir de un modelo que la relaciona con la precipitación, es de 3000 $kg.ha^{-1}.año^{-1}$. De esta manera, los cipresales, considerando sólo el componente arbóreo, alcanzarían la misma productividad que el pastizal. Es posible postular que la combinación de pastos con árboles de ciprés en el sistema original haya superado considerablemente en productividad a la que presentan los pastizales puros que ocupan actualmente el ecotono. Schlichter et al. (1999, datos sin publicar) midieron iguales valores de

productividad de pastos bajo plantación de pino ralo (500 pies.ha^{-1}) que en el pastizal sin árboles. Estos datos reforzarían la hipótesis de la mayor productividad de la combinación ciprés-pastos respecto a los pastizales puros.

Los bosques de araucaria en áreas de ecotono han sido sometidos a varios tipos de perturbaciones antrópicas. Al igual que en el caso del ciprés, en los bosques de esta especie se han producido incendios provocados por los aborígenes y posteriormente por los primeros colonizadores (Veblen y Lorenz 1988). Los ejemplares más antiguos de araucaria pueden sobrevivir a ciertos incendios debido al ancho de su corteza. Sin embargo, los juveniles, de corteza más delgada, son generalmente eliminados (Veblen et al. 1995). Tortorelli (1942) observó que los recolectores de piñones frecuentemente provocaban incendios durante los períodos de cosecha y que no sólo los usaban para alimentarse sino que también los comercializaban regularmente. Por otro lado, los piñones también son utilizados como alimento para el ganado (vacuno, ovino y caprino) y por numerosas aves naturales, roedores y especies asilvestradas, como Sus *scrofa* (jabalí). La intensidad de uso del piñón según Tortorelli (1942), comprometería la regeneración de esta especie. Además, según el mismo autor, la acción humana a través de incendios, extracciones y presión del ganado, generó un proceso de degradación que incluyó una secuencia de reemplazo de especies y cambios en la fisonomía que finalizaba en estepa y desierto. Aunque no existe suficiente evidencia que sustente el proceso propuesto por Tortorelli (1942), es notoria la degradación y la desaparición de áreas del bosque de araucaria. Según Veblen et al. (1995), esta especie ha sido intensamente explotada desde comienzos de este siglo. A pesar de que en Argentina ha sido declarada especie protegida, hasta hace pocos años se verificaron volteos, incluso en áreas bajo jurisdicción de la Administración de Parques Nacionales (Aagesen 1993). Desde 1970 hasta el presente, las forestaciones con pinos constituyen una práctica habitual en áreas de bosques de araucaria o de su expresión potencial.

Plantaciones forestales

A partir de 1970, en Neuquén, Río Negro y Chubut comenzó la plantación de especies exóticas de rápido crecimiento. Se utilizaron especialmente tres especies: *Pinus ponderosa* (pino ponderosa), *Pinus contorta* var. *latifolia* (pino murrayana) y *Pseudotsuga menziesii* (pino oregón). El pino oregón se planta generalmente en sitios protegidos del frío y en las áreas más húmedas y el pino ponderosa se encuentra ampliamente distribuido dentro del ecotono. El pino murrayana crece aun en condiciones de suelos arcillosos y en áreas ventosas y frías.

En la actualidad existen poco más 50.000 ha plantadas. El ritmo de forestación está aumentando y para 1998 se espera que la implantación anual se aproxime a las 10.000 ha (Díaz, com. pers.). El pino ponderosa ocupa 90% de la superficie plantada en la Patagonia y, al igual que el pino murrayana, ha sido implantado en las áreas de ecotono. Sobre la base de diferentes estudios de aptitud forestal para plantaciones (López et al. 1993, Colmet Daage et al. 1995, Lanciotti et al. 1995, Marcolín et al. 1996) se ha estimado que existen entre 700.000 y 2.000.000 ha de superficie apta para la plantación de especies de rápido crecimiento.

Las plantaciones forestales constituyen un sistema de producción alternativo a la ganadería ovina extensiva y existen algunas evidencias que su área de expansión se superpondría con la de distribución potencial del ciprés de la cordillera (Schmaltz 1992, Veblen et al. 1995). Este nuevo sistema de producción, que se presenta como emprendimientos puramente forestales o en combinación con la actividad ganadera, genera impactos de distinta índole sobre los ecosistemas. Se discuten a continuación sus implicancias sobre la productividad, la biodiversidad, el suelo, las posibles influencias sobre otros ecosistemas y aspectos socioeconómicos.

Aspectos ecológicos de las plantaciones de coníferas

Productividad. La Patagonia presenta condiciones muy favorables para el crecimiento de las especies forestales mencionadas. Burschel y Rechene (1995) y Andenmatten et al. (1995), encontraron que la densidad potencial a un diámetro determinado, o Indice de Densidad Relativa

(Reineke 1933), era mayor en la Patagonia que en Estados Unidos. Estas diferencias se verificaban tanto comparando bosques nativos como plantaciones. No se conocen los factores que determinan esta mayor "capacidad de carga" de la Patagonia. Gonda (1998) lo atribuye a factores de competencia, aunque es posible que también esté relacionado con menor presencia de enemigos naturales que presumiblemente coevolucionaron con esta especie en su región de origen.

Según Gonda (1998), la productividad de pino ponderosa presenta valores entre 10 $m^3.ha^{-1}.año^{-1}$ en áreas de 500 mm de precipitación y 25 $m^3.ha^{-1}.año^{-1}$ donde la precipitación alcanza los 900 mm y se presentan las mejores condiciones de sitio. Estos datos dependen fuertemente de factores locales como la profundidad y textura del suelo y la exposición. Este crecimiento en volumen equivale a una biomasa producida anualmente de entre 4 y 10 $t.ha^{-1}$ (considerando una densidad promedio de 0.4 $t.ha^{-1}$) y, por lo tanto, supera la productividad de los pastizales que reemplaza. Esto se puede deber en parte a que los árboles exploran profundidades del suelo mayores que los pastos, disponiendo de esta manera de agua durante un período más prolongado durante el verano. Laclau et al. (1999, datos sin publicar) midieron en épocas de sequía estival valores de potencial agua en acículas y hojas de coirón. Tanto en pre-alba como al mediodía, las acículas tenían mayor potencial agua, lo cual sugiere que los pinos tienen acceso a capas de suelo profundas en las que la humedad se mantiene aún durante la sequía estival.

Biodiversidad. A pesar de que resulta evidente la falta de sotobosque en plantaciones densas de pinos, no hay estudios sobre la reducción de biodiversidad en estos ecosistemas en relación con los que reemplazan. Varios autores han señalado que el reclutamiento de las especies comunes en el pastizal, como los coirones, es muy lento (Soriano et al. 1980) y en algunos casos requiere de condiciones ecológicas muy ajustadas (Bertiller y Coronato 1994, Defossé et al. 1997). Este proceso lento se verifica aún en aquellos lugares en que existen plantas vecinas productoras de semillas y especies arbustivas que, según su tamaño, pueden actuar como protectoras facilitando la instalación de gramíneas (Aguiar et al. 1992). En una situación de bosque denso, sin sotobosque, es posible que a la cosecha, el suelo permanezca con baja cobertura debido tanto a la dificultad de las gramíneas de recolonizar el área como a la falta de propágulos de especies herbáceas o arbustivas. A su vez, el suelo de las plantaciones de pino ponderosa se cubre de una capa de mantillo de acículas de varios centímetros de espesor y, aparentemente, los procesos de descomposición ocurren a un ritmo muy lento. Por el contrario, no se observa una capa tan profunda de mantillo en las plantaciones de pino oregón. Las pautas de manejo usuales aconsejan ralear las plantaciones en varias oportunidades. A pesar de que en el último raleo la cobertura del dosel disminuye, la capa de mantillo contribuiría a dificultar la recolonización.

Los efectos sobre la fauna silvestre son desconocidos y es posible que, debido a la escasa superficie plantada y a su dispersión, sean en la actualidad poco relevantes. Sin embargo, aumentos significativos del área plantada pueden afectarla. Estos efectos pueden ser tanto mayores cuanto más extensa y continua sea la plantación. Por lo tanto, en plantaciones puras, todo manejo tendiente a disminuir el tamaño y continuidad de los rodales permitiría mitigar los efectos negativos sobre la biodiversidad, tanto en lo que hace a la flora como a la fauna silvestre.

Es posible que la pérdida de biodiversidad constituya uno de los impactos ecológicos más negativos de las plantaciones, al menos en aquellas conducidas con el propósito de maximizar la productividad de madera de óptima calidad industrial. En sistemas de bosque ralo, en los cuales es posible combinar la producción forestal con la ganadera, la mayor entrada de luz y precipitación mitigarían fuertemente este impacto.

Suelos y ciclo de nutrientes. Como se mencionó anteriormente, durante la rotación en una plantación densa de pinos, el sotobosque está ausente. Bajo estas condiciones, después de la cosecha, el suelo se encontraría desnudo y sería muy susceptible a la erosión. Inicialmente la forestación se asentó sobre tierras marginales para la ganadería. Por ello, una buena parte de las forestaciones se ha instalado en suelos con pendientes empinadas con gran riesgo de erosión. Dado que las plantaciones actuales fueron concebidas para un manejo de cosecha a tala rasa, la erosión puede constituir uno de los impactos más negativos de la actividad. Será necesario, en consecuencia,

pensar en alternativas de cosecha que vayan removiendo la cobertura arbórea a medida que avanza la cobertura de herbáceas y arbustivas o la reforestación.

Un efecto negativo atribuido a las coníferas de rápido crecimiento es el empobrecimiento del suelo por extracción de nutrientes y acidificación (disminución de cationes y descomposición incompleta con producción de ácidos orgánicos). Sin embargo, existen autores que niegan estos efectos y atribuyen mayor impacto a las tareas de desmonte y labranza de preparación del suelo previas a la plantación (Binkley 1994). Estudios comparativos realizados en la región indican que, al menos en términos de pH, no se observan diferencias entre bosque nativo y plantaciones de coníferas de 50 años (Broquen et al. 1993). Otros trabajos recientes sugieren un comportamiento diferente según la fertilidad del suelo y la vegetación que fue reemplazada. Así, el reemplazo de ñire y arbustos por pino oregón en suelos poco fértiles no reduce e incluso aumenta la fertilidad del suelo superficial. Por el contrario, en suelos de mayor fertilidad (reemplazo de cipresales) los niveles de cationes, materia orgánica y nitrógeno disminuyen marcadamente (Gobbi et al. datos sin publicar).

Efectos sobre otros ecosistemas

Mallines. En algunos mallines, la degradación de los pastizales de las cuencas que los abastecen ha determinado que el agua de las precipitaciones escurra, llegue con mucha energía al cauce central y produzca erosión marcada (Lanciotti 1997. Las plantaciones forestales permitirían disminuir la escorrentía y aumentar la infiltración, retomando el mallín la recarga hídrica original. Los mallines presentan una productividad de, al menos, un orden de magnitud superior a los pastizales circundantes y su conservación es esencial para mantener la actividad ganadera y la vida silvestre.

Sin embargo, el efecto de protección seguramente se combinará con un mayor uso del agua por parte de los bosques. La productividad se puede expresar matemáticamente como una función de la transpiración (Feddes et al. 1978). En consecuencia, la mayor producción de los árboles cercanos al mallín estará acompañada por un incremento en el uso del agua y una consecuente disminución del volumen que llega al humedal. Este posible efecto podría depender de la profundidad de escurrimiento.

No se conoce con precisión el comportamiento hidrológico de las cuencas que abastecen a los mallines y es posible que los distintos componentes del balance de agua tengan diferente importancia según las características de cada cuenca. Por ello es difícil prever cuál de los efectos de los bosques, el regulador o el extractor predominará en cada situación.

Bosques nativos. Las plantaciones forestales, por su capacidad de suministrar madera, pueden contribuir a disminuir la presión sobre los bosques nativos y proteger indirectamente la biodiversidad. Según el CIFOR (1995), el abastecimiento futuro de madera debería ser suministrado mayormente por plantaciones y los bosques nativos deberían destinarse a la recreación y la conservación de funciones ecológicas. De cualquier manera, la existencia de madera en cantidad de bosques de plantación no asegura por sí misma la conservación de los bosques nativos. En muchos casos, la demanda prefiere la madera de bosques nativos por su mayor calidad o por cuestiones estéticas, por lo cual la protección debe estar garantizada por políticas de conservación que tiendan a un uso sustentable de los bosques nativos que se encuentran fuera de las áreas protegidas.

Incendios

Las plantaciones forestales modifican la carga de combustible y su diseño. En ese sentido pueden constituir sitios de alto riesgo y de propagación de fuego a ecosistemas vecinos. La sequía estival constituye una condición favorable para la ocurrencia de incendios en la región y la biomasa acumulada, en pie o en los restos de podas y mantillo podría facilitar la propagación del fuego hacia otros ecosistemas.

Aspectos económicos y sociales

Las previsiones de rentabilidad de las plantaciones en la región son altas, en especial comparadas con la actividad a la que reemplazarían, al menos parcialmente, que es la ganadería ovina. Los datos económicos disponibles se basan en gran medida en el supuesto de rotaciones de 30 a 40 años. Vergara Urzúa (1991) estimó un turno de corta de 36 años variable según el sitio, los tratamientos silviculturales y los orígenes/procedencias que se plantan. Los indicadores económicos tradicionales (valor actual neto o VAN y tasa interna de retorno o TIR) presentan valores de VAN de 1075 $\$.ha^{-1}$ con una TIR de 14% anual (Laclau 1995).

Una de las ventajas que presenta la Patagonia para las inversiones forestales es el bajo precio de la tierra, aunque ello posiblemente se modificará a mediano plazo. Otros aspectos positivos se relacionan al creciente interés internacional por promover plantaciones de rápido crecimiento con el fin de secuestrar carbono y, de esta manera, mitigar los efectos presumiblemente negativos del cambio climático. Actualmente empresas europeas subsidian en la región las plantaciones forestales con este objetivo.

Para los productores medianos a pequeños, el uso de la tierra para plantaciones compite con la ganadería, lo cual dificulta la incorporación de este segmento socioeconómico a la actividad forestal. En algunos casos, la forestación densa promovida con estos tipos agrarios, lejos de facilitar la descarga ganadera, ha intensificado la sobreutilización del pastizal adyacente. Para estos productores, los sistemas silvopastoriles son una alternativa viable que combina la forestación con el mantenimiento del pastizal natural.

Existen iniciativas forestales en algunas provincias patagónicas cuya importancia excede su valor comercial. Los emprendimientos promovidos por el gobierno de Neuquén, el INTA u otras organizaciones junto con comunidades rurales indígenas o criollas intentan conciliar las necesidades de vida de los pobladores con un manejo productivo diversificado, integrando la forestación con las actividades ganaderas tradicionales. Estos son los casos de Huinganco y Aucapán en Neuquén, y otros similares en Chubut (Lago Rosario-Sierra Colorada, Colonia Cushamen).

Tanto los aspectos relacionados con la rentabilidad, como aquellos originados en iniciativas de desarrollo social, determinan que la forestación constituya desde el punto de vista socioeconómico, una actividad considerada deseable, tanto por el sector privado como por la parte gubernamental. Por ello se hace más necesario conocer las implicancias ecológicas de una actividad que presenta una dinámica creciente, a los fines de minimizar sus posibles efectos negativos.

Necesidades de investigación

En estas propuestas de investigación, que no intentan ser exhaustivas, se recomiendan algunas líneas para conocer mejor los efectos de las plantaciones, los sistemas de manejo y aprovechamiento de estos bosques que minimicen impactos ecológicos, y aspectos relacionados con la reforestación con especies nativas.

Diseño de plantaciones para minimizar riesgos y barreras vivas cortafuegos

En la Patagonia, el precio de la tierra no es aún un factor limitante para establecer plantaciones. La superficie de las explotaciones ganaderas es por lo general extensa y es posible realizar un diseño de forestación basado en pequeñas áreas plantadas separadas por amplios espacios de pastizal o matorral. Esto, si bien aumentaría los costos de implantación y de manejo, disminuiría el riesgo de incendio individual de cada plantación y coincidiría con las recomendaciones que se hacen para conservar la biodiversidad. De cualquier manera es necesario estudiar la posible localización y orientación de las áreas de plantación en función de la posibilidad de ocurrencia de incendios. Por otro lado sería deseable explorar la posibilidad de rodear las plantaciones con barreras de algunas

especies de álamos (*Populus* spp.) que por lo general resultan difícilmente combustibles, como medida de protección de las plantaciones, y por lo tanto de los ecosistemas vecinos.

Hidrología forestal en plantaciones
Es necesario conocer el consumo de agua por parte de bosques implantados y su relación con el comportamiento hidrológico de los mallines. Para ello es necesario establecer una tipología de los mismos en base a su hidrología.

Recolonización, erosión y aprovechamiento
Es necesario investigar los métodos de aprovechamiento que minimicen la erosión por falta de cobertura luego de la cosecha. Ello incluye, cosecha en franjas, aclareos sucesivos, plantación bajo cubierta, etc. En este contexto, es conveniente conocer las condiciones que limitan o facilitan la recolonización de especies herbáceas o arbustivas después de la cosecha.

Sistemas silvopastoriles
En los sistemas silvopastoriles, los árboles se plantan a densidades menores (300 o 400 plantas.ha^{-1}) que en las plantaciones orientadas únicamente a la producción de madera. Es posible que el menor consumo de agua derivado de la menor densidad de árboles disminuya los efectos negativos sobre ecosistemas de alta productividad como los mallines. Asimismo, por mantener una cobertura herbácea durante todo el turno, estos sistemas atenuarían la erosión posterior a la cosecha. Este efecto facilitador de los pinos constituye otra hipótesis que es necesario verificar a través de investigaciones.

Efecto nodriza de arbustos y plantaciones de pinos
El dosel de una plantación de pinos podría generar un ambiente de baja demanda atmosférica, que permitiera la supervivencia y el crecimiento de especies nativas de valor ecológico y comercial como el ciprés de la cordillera. Una investigación dirigida a comprobar esta hipótesis, que incluya aspectos causales posiblemente involucrados, como variables hídricas de planta y suelo y disponibilidad de nutrientes, permitiría desarrollar tecnologías de plantación para un área importante de la región. Por otro lado, debería generarse información referida a los mecanismos involucrados en el efecto protector de diversos arbustos en la regeneración del ciprés.

Valor económico total de los bosques
Sería necesario caracterizar en términos económicos las funciones ecológicas, de impacto positivo y negativo, que produce la implantación de bosques de rápido crecimiento basados en especies exóticas. Ello permitiría conocer mejor las características económicas del los sistemas creados a partir de los bosques de plantación, teniendo en cuenta indicadores diferentes a los tradicionales de rentabilidad.

Capacidad invasiva de especies introducidas
Aunque no se han realizado las mediciones necesarias, existe la impresión generalizada de que algunas de las especies introducidas, en especial el pino oregón, tienen características invasoras y podrían afectar en el largo plazo los bosques de ciprés de la cordillera y, en menor medida, de coihue (*N. dombeyi*). Se debería conocer el grado y tipo de avance en cada una de las zonas de contacto, con estepa, y con bosques de las distintas especies nativas, para caracterizar mejor estos procesos y, eventualmente, controlarlos.

Plantación con especies nativas
Además del ciprés, existen otras especies nativas con potencial comercial cuya capacidad de implantación bajo cobertura de especies exóticas en las áreas de ecotono debiera ser explorada. Tal es el caso del roble pellín, que ocupa las zonas de relativamente poca precipitación del Parque Nacional Lanín. En la actualidad se están realizando investigaciones relacionadas con la variación

genética de esta especie (Gallo 1998, comunicación personal) y con la producción de plantines en viveros.

Ciclo de nutrientes
Es necesario conocer la tasa de descomposición de la materia orgánica (acículas y material detrítico mediano) que se deja luego de las podas. Asimismo, para conocer la salida de nutrientes del sistema sería conveniente medir la cantidad que se cosecha en la corta final. De esta manera se podrá prever las posibles medidas correctivas que sean necesarias para mantener la productividad en sucesivas rotaciones o de los sistemas que reemplacen a las plantaciones.

Efectos sobre la flora y *fauna*
El tamaño de los rodales, la distancia entre los mismos, la densidad de plantación y las prácticas de manejo pueden resultar de importancia para la fauna como la flora silvestre. En principio, pareciera conveniente realizar plantaciones en superficies reducidas, separadas por vegetación natural y a bajas densidades. Sin embargo, es necesario generar mas información acerca de las necesidades de la vida silvestre para cuantificar este diseño ajustándolo a la diferentes circunstancias que se encuentran en la región.

Bibliografía

Aagesen, D.L. 1993. The natural and social geography of *Araucaria araucana.* MSc. Thesis. University of Minnesota. 189 pp.

Aguiar, M.R., A. Soriano y O.E. Sala. 1992. Competition and facilitation in the recruitment of seedlings in Patagonian steppe. Functional Ecology 6:66-70.

Andenmatten, E. M. Rey y F. Letourneau. 1995. Pino oregón (*Pseudotsuga menziesii* (Miró.) Franco). Indice de densidad de Reinecke para la región Andino Patagónica. IV Jornadas Forestales Patagónicas. Pp 229-234. Universidad Nacional del Comahue, San Martín de los Andes.

Auer, V. 1939. Der Kampf zwischen Wald and Steppe auf Feuerland. Petermanns Miteilungen 6:193-197.

Auer, V. 1958. The Pleistocene of Fuego - Patagonia. Part II . The history of the flora and vegetation. Annales Academieae Scientarium Fennicae, Series A 50:1-239.

Bertiller, M.B. y F. Coronato. 1994. Seed bank patterns of *Festuca pallescens* in semiarid Patagonia (Argentina): a possible limit to bunch reestablishment. Biology and Conservation 3:57-67.

Binkley, D. 1994. The influence of tree species on forest-soil. Processes and patterns. Pp. 1-33. En: Mead, D. and G. Will (eds.). Tree and Soil Proceedings. Univ. N. Zealand, Lincoln.

Broquen, P.C., M.C. Frugoni y J.L. Girardin. 1993. Evaluación de algunas propiedades de suelos derivados de cenizas volcánicas asociados a forestaciones con coníferas exóticas (SO de la provincia de Neuquén). Pp. 453-454. Resúmenes XIV Congr. Arg. de la Ciencia del Suelo.

Burkart, R., J. García Fernández y A. Tarak. 1997. Las áreas protegidas de la Argentina. Informe Nacional al primer congreso latinoamericano de parques nacionales y otras áreas protegidas. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires. 40 pp.

Bmschel, P. y C. Rechene. 1995. Bosques Implantados. IV Jornadas Forestales Patagónicas. Universidad Nacional del Comahue, San Martín de los Andes. 40 pp.

CIFOR. 1995. A vision for forest science in the Twenty-First Century. Bogor, Indonesia. 40 pp.

Colmet Daage, F.M., L. Lanciotti y A.A. Marcolín. 1995. Importancia forestal de los suelos volcánicos de la Patagonia Norte y Central. INTA, centro Regional Patagonia Norte. EEA Bariloche. 27 pp.

Davel, M., H. Menoyo y O. Mombelli. 1993. Resultados preliminares de ensayos de cultivares de Populus *nigra* en cortinas protectoras de la zona de Esquel, Pcia. Del Chubut. Actas del Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano. Comisión VI: Bosques de Cultivo. Paraná, Entre Ríos, 10 pp.

De Pietri, D.E. 1992. Alien shrubs in a national park: can they help in the recovery of natural degraded forest'?. Biological Conservation 62:127-130.

Defossé, G.E., M.B. Bertiller y R. Robberecht. 1997. Effects of topography, soil moisture wind and grazing in a Patagonian grassland. Journal of Vegetation Science 8:677-684.

Dezzotti, A. y L. Sancholuz. 1991. Los bosques de *Austrocedrus chilensis* en Argentina: ubicación, estructura y crecimiento. Bosque 12:43-52.

Díaz, A.E., H. Claverie, T. Cerrutti, J. Benedeti, P. Rago y J. Pérez. 1995. Diagnóstico de la situación de tenencia de los bosques en Chubut. IV Jornadas Forestales Patagónicas. Tomo IV. Pp. 740-743. Asentamiento Universitario de San Martín de los Andes (eds.). Universidad Nacional del Comahue.

Donoso, C. 1993. Los Bosques Templados de Chile y Argentina. Editorial Universitaria. S.A. Santiago de Chile. 484 pp.

Feddes, R.A., P.J. Kowalik and H. Zaradny. 1978. Simulation of Field Water Use and Crop Yield. Wageningen. Centre for Agricultural Publishing and Documentation. Holanda. 189 pp.

Gonda, H.E. 1998. Height - Diameter and Volume Equations, Growth Intercept and Needle Length, Site Quality Indicators, and Yield Equations for Young Ponderosa Pine Plantations in Neuquén, Patagonia, Argentina. Ph.D. Thesis. Oregon State University. 198 pp.

Hueck, K. 1978. Los bosques de sudamérica. Ecología, composición e importancia económica. Sociedad alemana de Cooperación Técnica (GTZ). Eschborn. 476 pp.

Instituto Forestal Nacional (IFONA). 1984. Pre Carta Forestal. Provincias de Río Negro, Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego. 54 pp.

Kalela, E.K. 1941. Ueber die Holzarten and die lurch die klimatische Verhaeltnisse verursachten Holzartenwechsel in die Waeldern Ostpatagoniens. Annales Academiae Scientarium Fennicae, Series A2, 5-151.

Kitzberger, T., T.T. Veblen y R. Villalba. 1997. Climatic influences on fire regimes along a rainforestto -xeric woodland gradient in northern Patagonia, Argentina. Journal of Biogeography 24:35-47.

Laclau, P. 1995. Los números de la forestación en Patagonia. Revista Presencia. INTA EEA Bariloche. Año X 36:34-37.

Laclau, P. 1997. Los Ecosistemas Forestales y El Hombre en el Sur de Chile y la Argentina. Boletín Técnico. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires. 212 pp.

Lanciotti, M.L. 1997. Dinámica del agua en el suelo. En: Jornadas de Actualización de mallines. INTA Bariloche. 6 pp.

Lanciotti, M.L, A.A. Marcolín, C.R. López y A.C. González. 1995. El Area Forestal de la Patagonia Andina Central y Norte. INTA. Centro Regional Patagonia Norte EEA Bariloche. Publicación INTA SAGyP, Bariloche. 37 pp.

Lanciotti, M.L. 1997. Dinámica del agua en el suelo. En: Jornadas de Actualización de mallines. INTA Bariloche.

Lebedeff, N. 1942. Boletín Forestal correpondiente a los años 1938, 1939 y 1940. Ministerio de Agricultura. Dirección de Parques Nacionales. 219 pp.

Loguercio, G.A. 1997. Die Erhaltung der Baumart "Ciprés de la Cordillera", *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Florin et Boutelje, lurch nachhaltige Nutzung. PhD. Tesis. Facultad de Ciencias Forestales Universidad Ludwig - Maximilians, Munich, Alemania. 212 pp.

López, C., A. Marcolín, F. Colmet Daage y J. Ayesa. 1993. Zonificación del potencial forestal de los suelos en el área de Corcovado, Provincia del Chubut. Resúmenes XIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mendoza, 25 al 29 de Octubre de 1993.

Marcolín, A.A., J.A. Ayesa, D.R. López, D.E. Bran y M. Fariña. 1996. Zonificación del potencial forestal de las tierras del centro y sur del departamento Minas, Provincia del Neuquén.

Mazzarino, M.J., M.B. Bertiller, T. Schlichter y M. Gobbi. 1998. Nutrient cycling in Patagonian Ecosystems. Ecología Austral 8:167-181.

Pastorino, M. y L. Gallo. 1995. Variación genética en Ciprés de la cordillera(*Austrocedrus chilensis* (D.Don) Florin et Boutelie) a través de marcadores génicos isoenzimáticos. IV Jornadas Forestales Patagónicas. Tomo 1. Pp 32-4. Editado por el Asentamiento Universitario de San Martín de los Andes, Universidad Nacional del Coorahue.

Reineke, L.H. 1933. Perfecting a Stand Density Index for Even Aged Forests. J. Agr. Res. 46:627-638.

Rothkugel, M. 1916. Los Bosques Patagónicas. Ministerio de Agricultura. Dir. Gral. De Agricultura y Defensa Agrícola. Oficina de Bosques y Yerbales, Buenos Aires 207 pp.

Sala, O.E., W.J. Parton , L.A. Joyce y W.K. Lauenroth. 1988. Primary production of the central grassland of the United States. Ecology 69:40-45.

Schmaltz, J. 1992. La reconquista de la estepa por el bosque de ciprés. Publicación técnica número 11. CIEFAP. 7 pp.

Soriano, A., O.E. Sala y R.J.C. León. 1980. Vegetación actual y vegetación potencial en el pastizal de coiron amargo (Stipa spp.) del SW de Chubut. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 19:309-314.

Tortorelli, L.A. 1942. La explotación racional de los bosques de Araucaria de Neuquén. Servir VI 63:64-66.

Urzúa Vergara, J.D. 1991. Desarrollo de las plantaciones forestales del Neuquén y su aprovechamiento industrial. CIEFAP, Esquel. 48 pp.

Veblen, T.T. y D.C. Lorenz. 1988. Recent vegetation changes along the forest/steppe ecotone of northern Patagonia. Annals of the Association of American Geographers 78:93-111.

Veblen, T.T. y V. Markgraf. 1988. Steppe expansion in Patagonia? Quaternary Research 30:331-338.

Veblen, T.T., B.R. Burns, T. Kitzberger, A. Lara, y R. Villalba. 1995. The Ecology of the Conifers of Southern South America. Pp. 120-155. En: Enright, N.J. y R.S. Hill (eds.). Ecology of the Southern Conifers. Melbourne University Press. Victoria, Australia.

Veblen, T.T., T. Kitzberger, B.R. Burns, y A. Rebertus. 1997. Perturbaciones y dinámica de regeneración en bosques andinos del sur de Chile y Argentina. Pp. 169-197. En: Armesto, J.J., C. Villagrán y M.K. Arroyo (eds.). Ecología de los Bosques Nativos de Chile. Editorial Universitaria, Chile.

Recibido: Julio 14, 1998
Aceptado: Marzo 22, 1999