

“Grandes herbívoros en bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*): uso espacio-temporal de los recursos y sus efectos sobre la regeneración y el sotobosque”

Claudia Pamela Quinteros

Director: Dr. José Omar Bava

Co-Directores: Dra. Miriam Edith Gobbi

Dr. Guillermo Emilio Defossé

Trabajo de tesis presentado para optar al grado de Doctora en Biología



Centro Regional Universitario Bariloche

Universidad Nacional del Comahue – Marzo 2014

.....
Tesisista: Claudia Pamela Quinteros

.....
Director: Dr. José Omar Bava

.....
Codirectora:
Dra. Miriam Edith Gobbi

.....
Codirector:
Dr. Guillermo Emilio Defossé

A mis padres por su sacrificio...

A Lucas, Lara y Santiago por su amor y paciencia...

AGRADECIMIENTOS

Inicialmente quiero agradecer a José Bava y Miriam Gobbi quienes me eligieron para ser parte de un proyecto, del cual posteriormente, surgió mi plan Doctoral.

A mi director de tesis José Bava, por sus enseñanzas, por estar siempre, ante cada dificultad y cada logro, y por acompañarme todos estos años como el mejor de los directores...Gracias!

A Miriam Gobbi, codirectora de esta tesis, por su ayuda en todo este proceso, por acogerme en su hogar y aprovechar al máximo cada momento que nos reunimos, y principalmente por estar siempre a pesar de la distancia...Gracias!

A Guillermo Defossé, codirector de esta tesis, que a partir de su incorporación a mi equipo directivo aportó su experiencia y me permitió avanzar en el conocimiento...Gracias!

Al Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP) por ser mi lugar de trabajo, a sus directores por permitirme pertenecer a él, y todo su personal que en charlas de pasillo, reuniones, y mateadas siempre me aportaron algo...Gracias!

A los diferentes organismos que hicieron económicamente posible este trabajo, CIEFAP, FONCyT, SCTeI Chubut, CONICET...Gracias!

A los administradores y referentes de los campos donde se realizó este estudio por permitirme el acceso a los mismos: Fernando Simonetta, Jorge Pascoff, Muñeca Torres, Carlos y Cecilia Gajardo (Chubut); Fabián Jaras y Silvia Gigli (Tierra del Fuego)...Gracias!

A Nadia Arias y Sandra Feijóo de la Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco sede Comodoro Rivadavia por la ayuda con los análisis microhistológicos y por los momentos compartidos...Gracias!

A Viviana Hechem, Adriana Kutschker, Gabriela Papazian y Estefanía Oyharçabal por ayudarme en la identificación de algunas especies de plantas...Gracias!

A mis compañeros de trabajo Pablo López Bernal y Gastón Díaz, por su enorme ayudarme en muchos aspectos del análisis e interpretación de datos...Gracias!

A María Laura Besio por su paciente revisión de esta tesis y de otros textos (en español y en inglés), y por su buena onda...Gracias!

A Guillermina Dalla-Salda y María Elena Fernández del grupo de Ecofisiología de INTA Bariloche, por su asesoramiento en el uso de instrumental...Gracias!

A Nidia Hansen, Viviana Nakamatsu, Axel von Müller y Tedy Lloyd de EEA INTA Esquel porque con sus conocimientos contribuyeron a la interpretación de algunos resultados de esta tesis...Gracias!

A todos los que me acompañaron en el trabajo en terreno, especialmente a: Juan Monges, Jessica Arre que fueron los que le dedicaron más horas, Leticia Pafundi y Daniela Morales que realizaron mi trabajo cuando “la panza” ya no permitió llegar al bosque de lenga. Igualmente a todos los que me dieron una mano en alguna de las salidas de campo: Andrés de Errasti, Gabriel De María, Dardo Paredes, Mercedes Saa, Leo Collado, Luis Epele, Muriel Manrique, Valeria Silva, Sofía López, Lorena Bascour, Carolina Devetak, Laura Acheritobehere, Florcita Oyharçabal, Luis Antilef, Gabriela Infantino, Milton Quinteros, Lucas y Lara Infantino...perdón si me olvido de alguien es que fueron tantos!!!... a todos Gracias!

A mis amigos por su escucharme, por acompañarme y por ayudarme en todo...Gracias!

A Dios y a mi Gran Familia (marido, hijos, padres, hermanos, suegros, sobrinos, cuñados, primos...) por ser el pilar de mi vida...Gracias!

RESUMEN

Los grandes herbívoros son agentes reguladores de diferentes componentes y procesos de los ecosistemas boscosos, entre ellos sobre la regeneración natural y el sotobosque. La herbivoría constituye uno de los principales disturbios detectados en los Bosques Andino Patagónicos. En los bosques de lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser), la herbivoría producida por el ganado vacuno (*Bos taurus* Linneo 1758), y por el guanaco (*Lama guanicoe* Müller 1776), que es una especie nativa, afectaría el proceso de regeneración debido al consumo y pisoteo de plántulas y renovales. Por otro lado, en el centro y norte de la distribución de la lenga, se ha observado que el incremento de la cobertura de especies herbáceas (“empastados”, inducidos por la fuerte presión ganadera) afectaría el desarrollo de la regeneración. A escala de parche, en ambientes heterogéneos conformados por bosque de lenga y humedales (vegas o mallines de elevada oferta forrajera) de Chubut y Tierra del Fuego se abordaron los siguientes objetivos: 1) caracterizar diferentes niveles de daño producido por ambas especies de ungulados sobre la regeneración y el sotobosque de lenga en relación con la distancia a los humedales, 2) determinar la importancia relativa de la lenga en la dieta de ambas especies y su variación en el tiempo: inicio y final del verano para el ganado vacuno, y durante un año para el guanaco; 3) en un claro del bosque excluido del ganado, analizar el efecto del “empastado” (elevada cobertura de herbáceas, principalmente exóticas), causado por acción del ganado, sobre la germinación y el establecimiento de la regeneración. Este objetivo se abordó en Chubut (a campo) y bajo condiciones semicontroladas de vivero. Los indicadores de uso del ganado en el bosque (heces, sendas y compactación del suelo) revelaron un patrón espacial de uso muy intenso hasta distancias menores a 80 m desde el borde del mallín, mientras que, a distancias mayores, el uso es más escaso. Los indicios más evidentes de la herbivoría del ganado vacuno en los bosques de lenga fueron disminución de la frecuencia y la densidad de renovales, mayores daños por ramoneo en los mismos, e incrementos de la cobertura de especies herbáceas exóticas en el sotobosque. La composición dietaria del ganado evidenció una mayor frecuencia de las especies forrajeras del mallín. Sin embargo, los renovales de lenga constituyeron un ítem importante en la dieta, principalmente al final

del periodo de pastoreo cuando la frecuencia de esta especie se duplicó con respecto a la frecuencia inicial. En cuanto a la selectividad de la dieta, las especies gramíneas del bosque fueron altamente seleccionadas en todos los sitios y periodos analizados, en cuanto a la selectividad de la lenga se observaron variaciones entre sitios. En Tierra del Fuego, los indicadores de uso del guanaco en el bosque señalaron que éstos utilizan el bosque sin observarse variaciones en el patrón espacial de uso a la escala analizada (hasta 320 m del borde). Las variables analizadas tanto del sotobosque como de la regeneración no mostraron variación respecto de la intensidad de uso estimada (a partir de la mayor densidad de heces). En estos sistemas, los indicios más evidentes de la herbivoría del guanaco fueron: que el 90 % de los renovales de entre 10 cm y 2 m de altura presentó intenso daño por ramoneo, y predominó una altura dominante inferior a 50 cm en toda el área, a pesar de la existencia de claros generados por aprovechamientos cuya antigüedad se corresponde con un desarrollo de la regeneración que debería haber alcanzado alturas superiores a los 8 m. La dieta del guanaco presentó una elevada frecuencia de lenga, especialmente en los meses más fríos evaluados (junio, septiembre y noviembre). Este herbívoro selecciona la lenga a pesar de que existe en el sotobosque oferta forrajera de especies herbáceas. En áreas abiertas del bosque con elevada cobertura herbácea (“*empastado*”), la germinación y la supervivencia de plántulas, tanto a campo como en vivero, fueron muy escasas. En consecuencia, en este trabajo se discuten los resultados pero no se elaboran conclusiones sobre el ensayo de siembra. En el ensayo de plantación se registró un efecto negativo de la cobertura herbácea sobre la supervivencia y el crecimiento de los plantines de lenga. Se encontraron, algunos indicios de que el “*empastado*” redujo la humedad del suelo, lo que se evidenció levemente en el potencial hídrico de los plantines de lenga. Sin embargo, la adición de riego en el ensayo de vivero no mejoró la performance de los plantines bajo efecto de la cobertura herbácea. La integración de los nuevos aportes con la información existente respecto del uso del ganado vacuno y del guanaco en bosques de lenga nos permite mencionar que, el uso del bosque por parte del herbívoro exótico y doméstico está asociado a la distancia al mallín aledaño al bosque y que este disturbio repercute en varios componentes del ecosistema tales como la regeneración, el sotobosque y la estructura física del suelo. En cambio el herbívoro nativo no mostró, a la escala analizada, un patrón de uso relacionado con la distancia al humedal, tampoco se

evidenciaron modificaciones en el sotobosque, el suelo o en la abundancia de renovales. El signo más relevante de la herbivoría del guanaco en bosques de lenga está en el nivel de daño por ramoneo de los renovales. Estudios a mayores escalas espaciales, y situaciones testigos sin herbivoría complementarían estos resultados.

SUMMARY

Large herbivores negatively impact various components and processes of forest ecosystems, including the process of natural regeneration and the understory. This is one of the major disturbances detected in the Patagonian Andean forests. In lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser) forests, herbivory produced by cattle (*Bos taurus* Linne 1758) and guanaco (*Lama guanicoe* Müller 1776), which is a native species, would directly affect the regeneration process due to browsing and trampling of seedlings and saplings. In the center and north of lenga distribution, it has been observed that the increase in herbaceous species cover (“grazing lawns”, in forest gap caused by the action of cattle) would affect regeneration. In heterogeneous environments with lenga and meadows (vegas or mallines with high forage offer) in Chubut and Tierra del Fuego there were the following objectives: 1) To characterize different levels of damage by both herbivore species on lenga forests regeneration and understory, considering the distance to the meadows. 2) To determine the importance of lenga in the diet of both species, and temporal variation: early and late summer for cattle, and all year long for the guanaco. 3) To analyze the effect of high herbaceous cover (“grazing lawns”) in forest gaps caused by the action of cattle, on regeneration germination and establishment. These objectives were studied in a lenga forest in Chubut Province under field and nursery conditions. The indicators of cattle presence (feces, trails and soil compaction) revealed a spatial pattern of heavy use at distances less than 80 m from the mallin edge, while little use was observed beyond that distance. In the most affected sectors of the forest there was less abundance of seedlings, a tendency to increased browsing damage on seedlings, and increased coverage of exotic herbaceous species in the understory. Cattle diet composition showed a higher frequency of forage species from mallin, however, lenga constituted an important item in the diet, mainly at the end of the grazing period when frequency of this species doubled the one at the beginning of the grazing period. There were variations among sites in terms of lenga selectivity in the diet while forest grass species were highly selected in all cases. The indicators of guanaco presence in Tierra del Fuego showed this herbivore use the forest but there are no changes in the spatial pattern at the analyzed scale use (up to 320 m from the edge). In these systems

regeneration was abundant, however 90 % of 10 cm to 2 m high saplings showed intense browsing damage, and predominant dominant height was less than 50 cm, in spite of the fact that in the study area there were gaps generated by exploitation whose age correspond to a regeneration development which should have reached over 8 m high. In intensively used forest areas (higher density of feces) there was no change in the abundance of seedlings (frequency and density), whereas understory herbaceous species, both native and exotic, showed greater cover. Guanaco diet showed a high frequency of lenga; this species was more frequent in the colder months analyzed (June, September and November). Lenga is selected by this herbivore, in spite of the presence of forest forage grass species. In open areas of the forest with high coverage of herbaceous species ("*grazing lawns*"), the germination and survival of seedlings, in field as in nursery, was very low; so the results are discussed but no conclusions are made in this regard. However, there was a negative effect of herbaceous vegetation on lenga survival and lenga planted saplings growth. In the field, some evidence was found that "*grazing lawns*" reduced soil moisture, and this was slightly evidenced in the saplings water potential. However, the addition of irrigation in the nursery trial did not improve the performance of the seedlings under the effect of herbaceous cover. The integration of new contributions to existing information regarding the use of cattle and guanaco in lenga forests allows us mention that the use of the forest by the exotic and domestic herbivore is associated with the distance to the mallín, and this disturbance affects various ecosystem components such as regeneration, understory and soil structure. However the native herbivore showed on the scale analyzed, a use pattern related to the distance of the mallín, not changes in the understory, soil regeneration abundance showed. The most important feature of herbivory guanaco in lenga forests is at the level of browsing damage of saplings. Studies at larger spatial scales, and situations "witness" without herbivory, complement these results.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	4
RESUMEN.....	6
SUMMARY	9
ÍNDICE	11
CAPÍTULO I.....	14
INTRODUCCIÓN GENERAL	14
Efectos de los grandes ungulados en los bosques.....	15
Efectos de los grandes ungulados en los Bosques Andino-Patagónicos	19
Herbivoría en los bosques de <i>Nothofagus pumilio</i>	21
Las especies estudiadas	24
PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN Y OBJETIVOS.....	31
Objetivo general	32
Objetivos específicos	32
Hipótesis y predicciones	33
ESTRUCTURA DE LA TESIS.....	35
CAPÍTULO II.....	36
INTENSIDAD DE USO DEL GANADO VACUNO EN EL BOSQUE DE LENGUA EN RELACIÓN CON LA DISTANCIA A LOS MALLINES	36
INTRODUCCIÓN	37
OBJETIVO, HIPÓTESIS Y PREDICCIONES.....	39
MATERIALES Y MÉTODOS.....	39
Área de estudio	39
Diseño de muestreo.....	41
Análisis de datos	44
RESULTADOS	46
Características del área de estudio	46
Intensidad de uso del ganado en el bosque en relación con la distancia al mallín.....	50
Características de la regeneración.....	52
Características del sotobosque.....	56
DISCUSIÓN.....	63

Intensidad de uso en relación con la distancia a los mallines.....	63
Impacto de la intensidad de uso en la regeneración del bosque	64
Impacto de la intensidad de uso en el sotobosque	65
CONCLUSIONES	68
CAPÍTULO III	70
INTENSIDAD DE USO DEL GUANACO (<i>Lama guanicoe</i>) EN EL BOSQUE DE LENGA EN RELACIÓN CON LA DISTANCIA A LAS VEGAS.....	70
INTRODUCCIÓN.....	71
OBJETIVO, HIPÓTESIS Y PREDICCIONES.....	73
MATERIALES Y MÉTODOS.....	74
Área de Estudio	74
Diseño de muestreo.....	75
Análisis de datos	76
RESULTADOS	77
Características del área de estudio	77
Intensidad de uso y distancia a la vega	80
Características de la regeneración.....	82
Características del sotobosque.....	87
DISCUSIÓN.....	92
Intensidad de uso en relación con la distancia a las vegas	92
Intensidad de uso modificaciones en la regeneración	93
intensidad de uso y modificaciones en el sotobosque.....	94
CONCLUSIONES	96
CAPÍTULO IV	98
DIETA DEL GANADO VACUNO Y DEL GUANACO EN BOSQUES DE LENGA.....	98
INTRODUCCIÓN.....	99
OBJETIVO, HIPÓTESIS Y PREDICCIONES.....	101
MATERIALES Y MÉTODOS.....	102
Área de estudio	102
Colección y análisis de heces	102
Disponibilidad de forraje.....	103
Análisis de los datos.....	104
RESULTADOS	105

Dieta de ganado vacuno en Chubut	105
Dieta de guanaco en Tierra del Fuego.....	109
DISCUSIÓN.....	114
Dieta de ganado vacuno en Chubut	114
Dieta de guanaco en Tierra del Fuego.....	118
CONCLUSIONES	121
CAPÍTULO V	123
EFFECTO DE LA ELEVADA COBERTURA HERBÁCEA EN LA REGENERACIÓN DE LENGA.....	123
INTRODUCCIÓN.....	124
OBJETIVO, HIPÓTESIS Y PREDICCIONES.....	127
MATERIALES Y MÉTODOS.....	128
Área de estudio y condiciones ambientales.....	128
Ensayo de campo	128
Ensayo de vivero.....	133
Análisis de datos	134
RESULTADOS	134
Ensayo de campo	134
Ensayo de vivero.....	139
DISCUSIÓN.....	144
Ensayo de plantación a campo.....	145
Ensayo de plantación en vivero	146
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	149
CAPÍTULO VI	150
DISCUSIÓN GENERAL, RECOMENDACIONES Y TEMAS PENDIENTES	150
Discusión general.....	151
RECOMENDACIONES Y TEMAS PENDIENTES	155
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	157
ANEXO.....	169
1-SÍNTESIS DE LOS PRINCIPALES RESULTADOS	169
2-PUBLICACIÓN DE RESPALDO	169

CAPÍTULO I



INTRODUCCIÓN GENERAL

EFFECTOS DE LOS GRANDES UNGULADOS EN LOS BOSQUES

Los grandes ungulados, tanto silvestres como domésticos, utilizan selectivamente los ecosistemas boscosos obteniendo recursos tanto forrajeros como no forrajeros. De acuerdo con las características del hábitat y de sus propios requerimientos, estos ungulados se mueven en el espacio seleccionando y utilizando sectores de alimentación, de descanso, de protección contra depredadores y de aguadas, y generan patrones espacio-temporales de uso de recursos (Bailey et al. 1996, Adler et al. 2001). La presencia de ungulados tiene numerosos efectos en toda la estructura y funcionalidad ecológica de los bosques (Hendrix 1988, Cingolani et al. 2008). Por ejemplo, al alimentarse en un lugar y defecar en otro, los ungulados crean discontinuidades en el flujo de nutrientes del sistema. El consumo selectivo del forraje modifica la comunidad de plantas, esta modificación dependerá de la palatabilidad y la capacidad de adaptación al ramoneo de las especies. Además, dado que retienen en su cuerpo ciertos nutrientes hasta su muerte, generan heterogeneidad en la disponibilidad de los mismos (Putman 1996). Estos efectos producen marcadas modificaciones en la composición, abundancia y diversidad de las plantas que se desarrollan en los hábitats que estos ungulados utilizan (Putman 1996, Adler et al. 2001).

El consumo selectivo de los grandes herbívoros ocasiona modificaciones en las plantas, que pueden darse a nivel de individuo, debido a cambios en la biomasa, fenología y translocación de recursos, y disminución de la tasa de fotosíntesis neta, lo que se traduce en una disminución del crecimiento de la planta pastoreada. Sin embargo, si las especies poseen capacidad de adaptación a la herbivoría, pueden mostrar un crecimiento compensatorio a la defoliación (McNaughton 1983, Focardi & Tinelli 2005) o modificar la morfología y/o la composición química del follaje (Danell et al. 2003). A nivel de comunidad de plantas, el pastoreo y el ramoneo modifican la abundancia relativa de las poblaciones debido a la disminución de algunas de ellas por su mayor palatabilidad e intolerancia al pastoreo (Vázquez & Simberloff 2004), al incremento de otras que se ven en mejores condiciones competitivas ante la liberación de recursos del ambiente, como algunas especies exóticas invasoras (Holmgren 2002) o especies palatables de crecimiento

rápido y alto contenido de nutrientes en las hojas (McNaughton 1983, Adler et al. 2001) (McNaughton 1984; Pucheta et al. 1998; Adler et al. 2001). Algunas de las características que poseen las plantas para persistir en la comunidad, aun cuando son muy consumidas, son la reproducción asexual, la fisonomía postrada y las defensas químicas y/o físicas contra herbívoros (Putman 1996). Estas modificaciones constituyen cambios, a nivel de comunidad, en la biodiversidad, que dependerán de la productividad del ambiente y de su historia de pastoreo (Cingolani et al. 2008). En sistemas productivos (en cuanto a nutrientes, humedad, temperatura, calidad de suelo) el pastoreo impide la dominancia de unas pocas especies con alta capacidad competitiva, lo cual aumenta la diversidad, este comportamiento puede explicarse mediante la hipótesis de disturbio intermedio (Grime 1973). Si el sistema evolucionó con baja presión de herbivoría el pico de diversidad se produce con baja carga, en cambio si la historia de pastoreo es extensa la diversidad máxima se registra en cargas relativamente altas. En sitios poco productivos (xéricos, pobres en nutrientes o limitados por condiciones extremas de temperatura, salinidad) el pastoreo no causa aumentos en la diversidad. Si el sistema evolucionó con bajas presiones de herbivoría, la diversidad disminuye con la carga, mientras que si evolucionó con una alta presión de herbívoros, la diversidad se mantiene relativamente constante, excepto a cargas muy altas (Milchunas et al. 1998, Cingolani et al. 2008). Los cambios en la diversidad pueden deberse tanto al consumo selectivo de forraje que realizan los grandes herbívoros, a la remoción del suelo, como a la diseminación de semillas de especies exóticas invasoras que, en ocasiones, compiten exitosamente hasta dominar y extinguir localmente a las nativas (Holmgren 2002, Vavra et al. 2007). Todos los efectos mencionados trascienden en otros componentes del ecosistema, modificando el hábitat y las interacciones de las cadenas alimenticias, y de esta manera repercuten en otras formas de vida como pequeños mamíferos, aves e invertebrados (Putman 1996, Weisberg & Bugmann 2003, Kamler et al. 2010).

Los grandes ungulados producen efectos directos o indirectos sobre el establecimiento de plántulas y renovales del bosque (Rooney & Waller 2003), llegando en ocasiones a constituir un problema para el desarrollo del proceso de regeneración en diferentes partes del mundo (Motta 1996, Reimoser & Gossow 1996, Vázquez 2002). Los efectos directos se deben al consumo y pisoteo de plántulas y renovales (Oliver & Larson

1990, Rooney & Waller 2003, Vandenberghe et al. 2006), principalmente de aquellos menores a 1,5 m de altura (Oliver & Larson 1990). A nivel de unidades individuales de crecimiento, tales como hojas, tallos o raíces, el ramoneo reduce la tasa de crecimiento en altura y biomasa e incrementa la tasa de mortalidad de los renovales (Perry 1994, Vázquez & Simberloff 2004). En particular, el consumo permanente del ápice y otros tejidos de crecimiento provoca cambios en las tasas de producción y almacenamiento de los recursos translocados desde diferentes partes de la plantas, que se traduce en modificaciones de la morfología y de la capacidad reproductiva de las mismas (Hendrix 1988). La herbivoría afecta indirectamente el proceso de regeneración del bosque (Rooney & Waller 2003), facilitando la invasión de especies exóticas palatables, de rápido crecimiento y adaptadas a este disturbio que, por competencia, pueden reemplazar las plántulas y renovales de especies nativas (Callaway & Walker 1997, Davis et al. 1998, Anderson et al. 2001, Maher et al. 2005). Además, el pisoteo de los ungulados incrementa la compactación física del suelo, afectando negativa e indirectamente la estructura radical de las plantas y la distribución de agua y nutrientes en el suelo (Milchunas et al. 1998, Cingolani et al. 2008). Sin embargo, en algunos casos el pisoteo también puede promover o no alterar la abundancia de plántulas como se ha registrado en bosques de ciprés (*Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Serm. Et Bizzarri) y coihue (*Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst) en Patagonia (Veblen 1989, Relva et al. 2010), y en otros bosques templados del mundo (Gill 1991).

La densidad poblacional de los herbívoros influye en los cambios provocados en los ecosistemas (Marquardt et al. 2009). Una elevada densidad puede exceder la disponibilidad de recursos, provocando que las plantas más consumidas pierdan vigor y hasta desaparezcan (Noy - Meir 1975, Gutierrez & Fierro 1979), mientras que las de menor calidad forrajera incrementan su cobertura y comienzan a dominar. Por el contrario, densidades bajas o intermedias pueden incrementar la productividad de las plantas, favoreciendo principalmente a las especies tolerantes al pastoreo (Pastor et al. 1998).

A escala de paisaje, en los ambientes homogéneos la densidad poblacional de los grandes herbívoros permite estimar la intensidad de uso del forraje, en cambio en ambientes espacialmente heterogéneos la correlación entre el número de animales y el daño ocasionado en los renovales es baja. Los sistemas conformados por parches de bosques y de

pastizales son un ejemplo de ambiente heterogéneo en cuanto a la calidad forrajera de las plantas (Reimoser & Gossow 1996, Graham et al. 2010, Heinze et al. 2011). En ambientes con distribución heterogénea de recursos, donde los herbívoros realizan un uso heterogéneo de extensas superficies, la intensidad de uso por parte de los animales puede evaluarse a partir de la carga puntual (por el conteo de indicadores, tales como heces, en una superficie conocida) (Tate et al. 2003, von Müller 2010) que relacionada con algunas características del ambiente (como como la cobertura del dosel, de la madera muerta y del sotobosque) permite interpretar las preferencias de hábitat y las modificaciones ocasionadas en la vegetación. En cambio, conocer la carga animal (densidad de animales o unidades ganaderas por unidad de superficie) escasamente nos permita, por si sola, estimar las intensidad de uso en estos ambientes.

Los herbívoros obtienen energía mediante la selección de recursos forrajeros. Una de las maneras de explicar la optimización de la alimentación la propone la teoría del forrajeo óptimo. Esta teoría postula que dicha optimización puede conseguirse mediante dos estrategias posibles: i) maximizando la ganancia energética por unidad de tiempo, estrategia denominada “maximización de la energía”, y ii) minimizando el tiempo empleado en la obtención de una determinada unidad de energía, estrategia de “minimización del tiempo” (Stephens & Krebs 1986). La aplicabilidad de la teoría del forrajeo óptimo para el caso de los grandes herbívoros es limitada, ya que la misma no considera que en sistemas de pastoreo extensivo, los grandes herbívoros están más limitados por la calidad que por la cantidad de forraje (Senft et al. 1987). Esta teoría tampoco contempla la influencia de los factores abióticos sobre la selección de hábitat ni los patrones de disposición espacial (Coughenour 1991, Bailey et al. 1996). La teoría jerárquica de la selectividad postula que la importancia relativa de los factores tróficos varía según la escala espacio-temporal en la que se analice la selección alimentaria, lo cual se puede evaluar en múltiples escalas. Esta teoría propuesta por Senft et al. (1987) permite integrar el conjunto de decisiones relativas al proceso de pastoreo en diferentes escalas espacio-temporales. Por ejemplo, a escala de paisaje, los herbívoros seleccionan estaciones de alimentación influidos por numerosas variables ambientales, como por ejemplo la topografía; a escala de comunidad seleccionan pequeños parches de forrajeo según la

calidad forrajera de las especies y el balance energético que implica su consumo, a una menor escala la selección se da sobre la planta consumida en cada bocado (Senft et al. 1987).

EFFECTOS DE LOS GRANDES UNGULADOS EN LOS BOSQUES ANDINO-PATAGÓNICOS

Las masas boscosas de Patagonia conservan una valiosa biodiversidad, y a pesar de estar expuestas cada vez a mayores impactos antrópicos, aún constituyen una de las últimas reservas de los bosques templados del mundo (Armesto et al. 1995, Arroyo et al. 1996). Estos bosques, dominados por especies del género *Nothofagus*, se extienden en Argentina entre las provincias de Neuquén y Tierra del Fuego, abarcando una superficie aproximada de 3 millones de hectáreas. Los principales impactos antrópicos que sufren los Bosques Andino Patagónicos son los incendios y la herbivoría por especies exóticas, silvestres y domésticas (Veblen et al. 1992, Relva & Veblen 1998, Vázquez 2002, Raffaele et al. 2007, Blackhall et al. 2008, Raffaele et al. 2011). Los ungulados nativos del Bosque Andino Patagónico incluyen el guanaco (*Lama guanicoe* Müller 1776) y dos especies de ciervos, el huemul (*Hippocamelus bisulcus* Molina 1782) y el pudú (*Pudu puda* Molina 1782). Los dos ciervos nativos actualmente presentan densidades poblacionales y distribuciones extremadamente limitadas como para provocar un impacto importante sobre los bosques (Vázquez 2002). El guanaco es un herbívoro característico de los pastizales patagónicos, sin embargo en la Isla de Tierra del Fuego éste también utiliza recursos de los bosques de *Nothofagus* (Bonino & Pelliza Sbriller 1991b), y podría afectar el desarrollo de la regeneración principalmente en los sectores ecotonales de estepa y bosque (Rebertus et al. 1997). Dentro de los ungulados domésticos introducidos en este bosque se encuentran el caballo (*Equus caballus* Linneo 1758), el ganado vacuno (*Bos taurus* Linneo 1758), el ganado ovino (*Ovis aries* Linneo 1758) y el ganado caprino (*Capra hircus* Linneo 1758). Sin embargo, las ovejas y cabras están restringidas principalmente a los pastizales áridos y solamente utilizan algunos tipos forestales del Bosque Andino Patagónico del Este de su distribución (Vázquez 2002). Los ungulados silvestres exóticos incluyen al ciervo rojo (*Cervus elaphus* Linneo 1758), que se introdujo originalmente en la región central de

Argentina aproximadamente en 1904, y más tarde en diversas áreas de bosques en Argentina y Chile, constituyendo actualmente el ciervo exótico más común de la región (Bonino 1995, Jaksic et al. 2002). Otras dos especies de ciervo fueron introducidos en los años 1930 en el parque Nacional Nahuel Huapi (Argentina) (*Dama dama* Linneo 1758 y *Axis axis* Erxleben 1777). El primero está restringido a la Isla Victoria en dicho parque, y el segundo está presuntamente extinguido (Navas 1987). El jabalí (*Sus scrofa* Linneo 1758) fue introducido en la región central de Argentina alrededor de 1906, y alrededor de 1920 en Neuquén; actualmente se encuentra en los bosques desde Neuquén hasta el Norte de Santa Cruz (Navas 1987).

Para esta región se ha mencionado que la herbivoría intensa puede: 1) impedir la regeneración de las especies arbóreas cuyo establecimiento depende exclusivamente de semilla (Tercero-Bucardo et al. 2007), 2) favorecer la dispersión y la invasión de hierbas exóticas (Raffaele et al. 2011) y 3) incrementar la abundancia relativa y dominancia de especies vegetales de baja palatabilidad y/o que presentan defensas contra los herbívoros, como espinas o defensas químicas (Blackhall et al. 2008, Raffaele et al. 2011). En los ecosistemas boscosos conformados por *Nothofagus*, la herbivoría produce fuertes impactos negativos ya que las especies de este género son palatables (Somlo & Cohen 1997) tanto para los herbívoros silvestres como para el ganado doméstico, y el pastoreo intenso puede dificultar e incluso impedir la regeneración del bosque (Veblen et al. 1996). En la región Patagónica se han realizado estudios sobre los efectos de la herbivoría en diversos componentes de los ecosistemas de bosque de ciprés (Relva & Veblen 1998, La Manna et al. 2008), de coihue (*Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst) (Veblen et al. 1989, Blackhall et al. 2008) y de ñire (*Nothofagus antarctica* (G.Forst.) Oerst.) (Gallopín et al. 2005, Hansen et al. 2008). En todos los casos se reporta que el ganado doméstico afecta por ramoneo a los renovales del bosque, especialmente aquellos menores a 1 m de altura, provocando impactos negativos en el desarrollo natural de la regeneración del bosque. También se ha estudiado el impacto de los grandes herbívoros en sitios postfuego recientes (Kitzberger et al. 2005, Tercero-Bucardo et al. 2007, Raffaele et al. 2011), identificando efectos sinérgicos entre ambos disturbios, que potencian los cambios en las comunidades vegetales, influyendo negativamente en la regeneración del bosque.

El impacto en los ecosistemas boscosos por acción de ungulados silvestres ha sido mencionado en muchos estudios (Relva & Veblen 1998, Schmidt et al. 1998, Martínez Pastur et al. 1999, Cavieres & Fajardo 2005). Asimismo, la incompatibilidad de practicar ganadería en la angosta franja de los Bosques Andino Patagónicos también ha sido reiteradamente mencionada (Boelcke 1957, Dimitri 1972, Gallopin et al. 2005). No obstante los trabajos sobre esta temática son escasos en algunos tipos de bosques y quedan muchos aspectos por considerar. Por esta razón, es de gran relevancia verificar y describir los impactos ocasionados por la herbivoría de grandes ungulados en la Región Andino Patagónica considerando variaciones entre tipo de herbívoro y escalas espaciales y temporales de uso del bosque.

HERBIVORÍA EN LOS BOSQUES DE *NOTHOFAGUS PUMILIO*

La ganadería es una actividad económica creciente en la Región Andino Patagónica a pesar de que causa un fuerte impacto sobre los ecosistemas boscosos (Lloyd 2011, Raffaele et al. 2011, Soler Esteban et al. 2011). En estos bosques la introducción de la ganadería vacuna tiene un origen impreciso, aunque los primeros exploradores mencionan la existencia de ganado vacuno salvaje procedente de Chile (Musters 1871). Sin embargo, la introducción masiva ocurre con el asentamiento de colonos europeos después de 1880 (Veblen & Lorenz 1988). En el Noroeste del Chubut, esta actividad se desarrolla en los valles cordilleranos y precordilleranos afectando los bosques de ñire y lenga. El uso ganadero tradicional en el Oeste de Patagonia, y en especial en la provincia de Chubut, es el pastoreo extensivo y estacional (entre Diciembre y Abril: veranada). El 60% de los establecimientos de ganadería bovina del Oeste del Chubut (Lloyd 2008, 2011) utilizan este uso ganadero tradicional. Las cargas ganaderas promedio para esta provincia rondan las 0,12 UG/ha (von Müller 2013), y el total de hacienda vacuna en el Oeste de Chubut asciende a unas 200.000 cabezas (Lloyd 2011). El pisoteo y ramoneo del ganado provocan daños en los renovales de lenga, conduciendo a una disminución de la altura de las plantas hasta su muerte. Por otro lado, algunas observaciones indican que la combinación entre el uso ganadero y las aperturas del dosel provocarían un incremento de la cobertura de las

especies herbáceas exóticas (especialmente aquellas resistentes al pastoreo), que predomina en el sotobosque. Estas especies foráneas en el bosque conforman un tapiz (denominado localmente “*empastado*”) que afectaría negativamente el desarrollo de la regeneración. Dos posibles razones aún no indagadas de este efecto negativo podrían ser, que el “*empastado*” al contener una elevada oferta forrajera resulta un sector de uso permanente por parte los animales, de manera que los renovales que se establezcan no prosperarían al ser permanente ramoneados; por otro lado, este “*empastado*” ya establecido podría impedir, por competencia, el establecimiento de las plántulas y los renovales (Rusch 1987).

El guanaco es el ungulado silvestre nativo más abundante y ampliamente distribuido de Sudamérica, aunque, desde la colonización europea, su población se redujo de 30 millones a 600.000 ejemplares, y su distribución se retrajo a un 40 % de la original (Rey et al. 2009). En Patagonia el hábitat natural de este herbívoro son los pastizales, sin embargo en Tierra del Fuego utiliza además los bosques de *Nothofagus*. En la zona continental de Patagonia, en cambio, no se ha registrado el ingreso de este herbívoro al bosque. Una de las posibles razones es la presencia de su principal depredador, el puma (*Puma concolor* Linneo 1771), que no se registra en la Isla de Tierra del Fuego (Franklin 1982). Sin embargo, no existen estudios que evalúen este comportamiento diferencial del guanaco entre el continente y la Isla. Los guanacos han coexistido con el bosque en Tierra del Fuego en un escenario con escaso accionar antrópico por más de 8.000 años (Sarno et al. 2001). La instalación de establecimientos ganaderos dedicados a la ganadería ovina en un principio, y, desde el siglo XX hasta la actualidad, el incremento de la ganadería bovina y el aprovechamiento forestal, junto con los alambrados, la construcción de ciudades, caminos y otras vías de comunicación han modificado el paisaje natural en el que coexistían naturalmente las poblaciones de guanaco y los bosques (Schiavini et al. 2009). En la zona central de la Isla, que corresponde al ecotono entre la estepa y el bosque, y bajo este escenario antropizado, se estimó una densidad de 2,05 individuos/Km² y un total de 14.000 animales (Schiavini et al. 2009). El control de la caza y la disminución de ganado ovino (principal competidor del guanaco) en la Isla han permitido una leve recuperación de las poblaciones naturales de guanaco, aunque las densidades de las poblaciones estarían por debajo de las registradas a finales del siglo XIX (Schiavini, com.pers). Se ha evidenciado

una mayor densidad relativa de guanacos en áreas ecotonales y boscosas (Montes et al. 2000), lo que podría deberse a: i) que toda el área de distribución del ganado ovino, y actualmente del ganado bovino, se encuentra dentro de la zona de distribución natural del guanaco (Franklin 1982, Raedake 1982), ii) su protección legal en el lado chileno de la Isla (Franklin 1982, Dodds 1997, Martínez Pastur et al. 1999), iii) factores relacionados con el cambio climático global, asociados a inviernos menos rigurosos en términos de temperatura y precipitaciones níveas, que regulan la cantidad de crías de guanaco que sobreviven (Montes et al. 2000).

Si bien el guanaco es un herbívoro nativo, el constante daño por ramoneo en los renovales impacta en el proceso de regeneración natural del bosque de lenga (Schmidt *et al.*, 1998; Martínez Pastur *et al.*, 1999; Cavieres and Fajardo, 2005). Este efecto se ha evidenciado tanto en los bosques vírgenes como en los explotados forestalmente (Skrt et al. 1997, Schmidt et al. 1998, Pulido et al. 2000). Después de la explotación, se establece una abundante regeneración, pero las plantas no logran crecer normalmente por el ramoneo persistente de los guanacos. En el corto y mediano plazo, los bosques susceptibles de ser objeto de aprovechamiento forestal en la Isla, coinciden con los sectores donde se ha registrado un mayor impacto del guanaco (Martínez Pastur et al. 1999, Bava et al. 2005, Cavieres & Fajardo 2005, Collado et al. 2008), lo que podría agravar o retardar el proceso de regeneración natural de la lenga.

Es frecuente encontrar, inmersos en los bosques de lenga, sectores de humedales denominados “mallines” en la provincia del Chubut o “vegas” en Tierra del Fuego, que junto a los bosques colindantes constituyen el hábitat de uso de los grandes herbívoros. Los humedales se encuentran generalmente en pequeños valles que contienen los suelos orgánicos con alto contenido de agua (Clausen et al. 2006). Éstos sectores son muy apreciados por los productores ganaderos debido a su alta productividad de especies apetecidas por el ganado y otros herbívoros en Patagonia (Raffaele 1999). Debido a la elevada productividad y calidad de la vegetación que se desarrolla en los mallines, la potencialidad forrajera de un campo ganadero patagónico está determinada por la superficie ocupada por estos humedales (Cassola 1988). Además, la escasa disponibilidad de forraje que caracteriza a los bosques de lenga de Chubut y Tierra del Fuego promueve un mayor

uso de recursos por parte de las poblaciones de guanacos y del ganado doméstico en estos sectores de humedales colindantes al bosque (Bonino & Pelliza Sbriller 1991b, a, Martínez Pastur et al. 1999).

LAS ESPECIES ESTUDIADAS

Los bosques de *Nothofagus pumilio*

Nothofagus pumilio (Poepp. et Endl.) Krasser (lenga) es una de las principales especies pertenecientes a la familia *Nothofagaceae* (syn. *Fagaceae*) (Ramírez et al. 1997). Presenta una amplia distribución en la región andina de la Patagonia Argentina, desde los 35° 35' S en la provincia del Neuquén hasta los 55° S en la provincia de Tierra del Fuego (Figura 1.1). En su amplia distribución los bosques de lenga se desarrollan en muy diferentes condiciones de sitio, determinadas por diferentes fuentes de variación, como las condiciones de precipitación, de altitud, de temperatura y de calidad de suelo. La barrera conformada por la Cordillera de los Andes genera un gradiente de precipitaciones en sentido longitudinal de Oeste a Este (excepto en Tierra del Fuego donde ocurre de Sur a Norte). En este rango la lenga se encuentra entre los 5000 mm anuales en Chile, y 500 mm anuales al Este de su distribución (Veblen et al. 1996, Donoso Z. 2006). También existe una variación del régimen de precipitaciones entre la zona Norte de la distribución de la lenga, donde se observa un régimen mediterráneo con lluvias concentradas en el invierno y una marcada estación seca en la temporada de crecimiento (Jobbágy et al. 1995), mientras que en el Sur, específicamente en la Isla de Tierra del Fuego, presenta un régimen isohigro, con lluvias distribuidas homogéneamente durante todo el año (Burgos 1985). En cuanto a la altitud, los bosques de lenga se encuentran al nivel del mar en el extremo sur de la Isla de Tierra del Fuego, y también alcanzan los 2000 msnm al Norte de su distribución, conformando el límite altitudinal de la vegetación arbórea (Tortorelli 1956, Veblen et al. 1977, Donoso Z. 1995, 2006). La temperatura media anual se modifica a lo largo de la distribución altitudinal y marca los límites de la distribución de la lenga en las laderas montañosas (Veblen et al. 1977). Se ha observado que en el límite altitudinal superior que

alcanza esta especie, se registra una temperatura media anual aproximada de 3,5 °C (Schlatter 1994). En cuanto a las características de suelo, la lenga crece bien en variadas situaciones, desde suelos de moderada profundidad a muy profundos, ácidos, de textura arena franca a limo franco, que presentan una alta retención de agua útil, buen drenaje y aireación (Schlatter 1994).

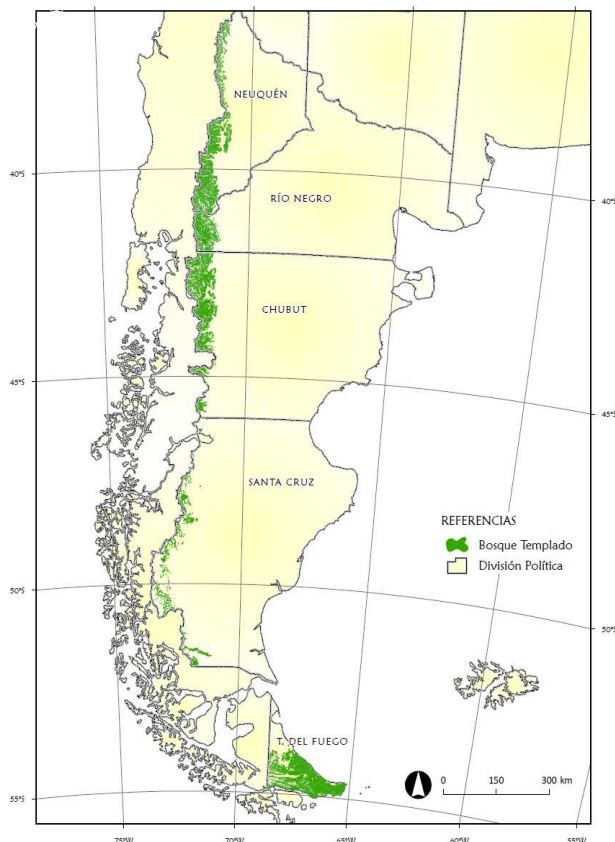


Figura 1.1: Distribución de los bosques de lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser) en la Patagonia Argentina (Urretavizcaya et al. 2012b)

La lenga generalmente forma bosques puros con un elevado valor ecológico, económico y paisajístico (Veblen et al. 1996, Martínez Pastur et al. 2000b, Bava & Rechene 2004, Bava et al. 2005, Bava & López Bernal 2005), que caracterizan los paisajes montañosos de la región y protegen las nacientes de todas las cuencas de agua dulce de la Patagonia, de donde se nutren de agua potable la mayoría de los asentamientos urbanos de la región (Bava & Rechene 2004). En Argentina existen aproximadamente 1,2 millones de hectáreas de bosques puros de lenga (Bava & Rechene 2004), de las cuales

aproximadamente 360 mil hectáreas son potencialmente maderables y constituyen las mejores masas forestales aprovechables (DGBYP 1997, Bava 1999, Collado et al. 2008). Se los define como productivos a aquellos bosques de lenga con aptitud para producir materia prima para la industria maderera. Éstos son bosques cuya altura media es mayor a 14 m, sobre pendientes no mayores al 60 %, y cuyo estatus de conservación permite la actividad forestal (López Bernal 2010). Los bosques productivos de lenga se concentran en las provincias de Chubut y Tierra del Fuego. La producción de madera anual no supera los 10.000 m³ en Chubut, con valores más elevados en Tierra del Fuego (Bava 2003). En las provincias de Neuquén, Río Negro y Santa Cruz, la mayor superficie de bosques de lenga se encuentra en áreas protegidas o en condiciones inapropiadas para su uso forestal o ganadero (SAyDS 2006).

En Chubut, hay 109.281 ha de bosques clasificados como aptos para la producción de madera; de esta superficie unas 21.154 ha (19 %) están degradadas por pastoreo (Bava *et al.*, 2006), principalmente por ganado bovino que es introducido en los lengales durante los meses de verano. El manejo forestal recomendado para estos bosques consiste en un sistema de cortas de selección en grupos, con ciclos mínimos de 35 años (Berón et al. 2003). La sustentabilidad de este sistema se basa en los individuos potencialmente maderables que quedan en pie y en el éxito de la regeneración que se instala o es liberada luego de cada intervención, por lo que existe un periodo “post-aprovechamiento” de especial vulnerabilidad frente a los efectos producidos por los grandes herbívoros. El manejo forestal de extracción por floreo, que consiste en la selección de los mejores ejemplares maderables, se evidencia en los bosques con antiguo uso forestal de la provincia del Chubut.

En Tierra del Fuego existen unas 270.000 ha de bosque de lenga con potencial forestal (SAyDS 2006), expuestas principalmente a un manejo forestal de extracción por floreo, y, más recientemente, a cortas más drásticas en el marco de sistemas de cortas de protección con retención dispersa y/o agregada (Martínez Pastur et al. 2009). En la Isla de Tierra del Fuego se ha reportado un impacto negativo sobre la regeneración como consecuencia de la acción del guanaco, especialmente en los bosques ubicados al Norte del Lago Fagnano y en el sector chileno de la Isla Grande de Tierra del Fuego (Montes *et al.*, 2000; Cavieres y Fajardo, 2005). En estos bosques ubicados al Norte del Lago Fagnano se

concentrará la producción forestal en los próximos años (Bava *et al.*, 2005), dado que las zonas de bosques más húmedos del Sur de la Isla ya fueron aprovechadas.

El sotobosque de lenga se caracteriza por una baja diversidad y una escasa cobertura de vegetación, en comparación con otros bosques templados del mundo (Bastías Fuentes 2005, Lencinas *et al.* 2008). Este sotobosque está constituido por especies nativas, distribuidas en un estrato herbáceo y un estrato arbustivo disperso (Kitzberger *et al.* 2005, Lencinas *et al.* 2008). Aunque en algunos bosques húmedos de lenga se registra una cobertura abundante donde predominan especies como, *Chusquea culeou* Desv., *Alstroemeria aurea* Graham y/o *Drymis winterii*. En presencia de disturbios antrópicos se registra un ingreso al sotobosque de especies herbáceas exóticas (Boelcke 1957, Kitzberger *et al.* 2005, Lencinas *et al.* 2008). La lenga forma parte del sotobosque en los primeros estadios de vida (plántula y renoval), en esta fase, es utilizada junto a otras especies nativas, como alimento por el ganado vacuno en Chubut y por el guanaco en Tierra del Fuego. La mayor susceptibilidad de los renoval se debe a una mayor palatabilidad debida a la escasa producción de defensas (Boege & Marquis 2005) y al tamaño que los mantiene expuestos al ramoneo de los herbívoros (Bava & Rechene 2004).

Los herbívoros: *Bos taurus* y *Lama guanicoe*

Bos taurus es un mamífero del orden Artiodáctilo de la familia de los Bóvidos. Es el animal vacuno doméstico europeo y norasiático descendiente de la subespecie salvaje euroasiática conocida como *Bos primigenius primigenius*. Posee gran porte, con patas fuertes y gruesas y cola larga con pelos en su extremo distal. Mide entre 120 y 150 cm de altura y el peso medio es de 750 kg. El pelaje es corto y suave y es más denso en invierno. Pueden alcanzar una longevidad de más de 20 años (Álvarez-Romero & Medellín 2005). La raza Hereford, originaria de Inglaterra, es una de las principales utilizadas en Patagonia como productora de carne. Esta se caracteriza por poseer color de pelaje rojo, con su cara, pecho, vientre, ingle y extremidades blanco.

Es un herbívoro rumiante, preferentemente pastoreador ya que prefiere consumir especies de gramíneas. Una características de estos herbívoros, que comparte por ejemplo

con las ovejas, es la carencia de dientes incisivos. La vaca envuelve la lengua alrededor del bocado de pasto y mueve la cabeza hacia atrás, de modo que el pasto es cortado por los dientes inferiores. Este comportamiento ingestivo generalmente condiciona bastante la selección de forraje nivel de partes de las plantas y/o de plantas individuales (considerando plantas de pequeña altura) (Van Soest 1996). Los rumiantes son capaces de aprovechar diferentes tipos de vegetales fibrosos. Esta adaptación se debe a la simbiosis con diferentes microorganismos que favorecen la fermentación de los forrajes, para ser transformados en diferentes compuestos, facilitando un mejor acceso a la energía a partir del consumo de fibra, en comparación con los demás herbívoros (Van Soest 1996). El estudio de la dieta del ganado vacuno en el Oeste de Patagonia ha revelado su hábito preferente pastoreador. Su dieta se ha evaluado en bosques mixtos de *A. chilensis*, *N. pumilio* y *N. antarctica* de Chubut (Vila & Borrelli 2011), en bosques puros de *N. antarctica* en Río Negro y Neuquén (Manacorda et al. 1996), y de *N. pumilio* en Tierra del Fuego (Soler Esteban et al. 2011). Estos estudios indicaron un importante consumo de especies de gramíneas, graminoides y otras hierbas, siendo mínimos los aportes de especies leñosas (Soler Esteban et al. 2011, Vila & Borrelli 2011).

La introducción del ganado vacuno doméstico data en la región Patagónica desde el año 1880 aproximadamente, cuando comenzó el asentamiento masivo de inmigrantes europeos que instalaron numerosos establecimientos ganaderos en la región (Veblen & Lorenz 1988). Esta actividad económica tradicional se encuentra actualmente en pleno crecimiento en la región (Lloyd 2011), y aunque existen evidencias de que esta actividad ocasiona un alto impacto en diferentes componentes ecosistémicos de los bosques Patagónicos (Bava & Puig 1992, Gallopin et al. 2005, Blackhall et al. 2008), aún quedan muchos aspectos por estudiar. Es necesario describir el comportamiento selectivo del ganado en los sistemas de pastoreo con distribución espacialmente heterogénea de los recursos, haciendo énfasis en la identificación de variaciones temporales en la selección de los ambientes y las especies seleccionadas.

El guanaco (*Lama guanicoe* Müller 1976) es un herbívoro nativo de entre 1,2 y 2 metros de longitud (cabeza a cola) y hasta 120 kg de peso, que no presenta dimorfismo sexual. Su pelaje es de color café con el pecho y vientre blancos (Raedake 1980, Dodds

1997). El guanaco no es un herbívoro rumiante, sin embargo retiene el alimento en su tracto digestivo por un largo período lo que lo hace altamente eficiente para digerir alimentos de baja calidad. Algunas de las características intrínsecas de esta especie que caracterizan su forrajeo son: el aparato bucal con labio leporino, que resulta ventajoso para asir y recolectar forraje con gran eficiencia; los incisivos, que se ubican oblicuamente y tienen un crecimiento continuo, semejante al de los roedores; la anatomía y fisiología del estómago con tres compartimentos y la gran eficiencia en el uso del agua (Pinto Jiménez et al. 2010).

El guanaco es una especie generalista, capaz de consumir la mayoría de las especies de plantas disponibles. Consume principalmente hierbas y cuando éstas son escasas pueden incorporar otras especies como árboles y arbustos presentes en el sotobosque (Franklin 1982). En ambientes esteparios del Norte de Patagonia, el guanaco a demostrado alta preferencia por las especies herbáceas (gramíneas, graminoides e hierbas) y sólo en la época invernal consume proporciones importantes de leñosas (Puig et al. 1997). En cambio, en Tierra del Fuego se ha evidenciado que la dieta de este herbívoro está compuesta especialmente por pastos e hierbas, aunque también presenta elevadas proporciones de especies leñosas (Raedake 1980, Bonino & Pelliza Sbriller 1991b, Rebertus et al. 1997, Muñoz González 2008).

Las poblaciones de guanaco están conformadas por diferentes unidades sociales durante la época reproductiva (primavera-verano). Las familias o grupos familiares, constituidos por un macho adulto territorial, 2 a 8 hembras y a las crías menores a 15 meses. Otro grupo lo constituyen los machos, en los que no hay crías y se asume que están formados en su totalidad por machos sin territorios, y la tercer unidad está conformada por individuos solitarios, que en general son machos física y sexualmente maduros con o sin territorios, pero sin hembras. Se ha mencionado que en Patagonia estas conformaciones se desagrupan durante la época no reproductiva (Raedake 1982, Cortés et al. 2006, Moraga et al. 2010). El territorio, además de la defensa activa del macho, es marcado por “defecaderos” o “bostederos” comunales situados en los sectores de descanso o en las márgenes de éstos. Fuera de los bostederos también es posible encontrar heces individuales depositadas por chulengos y hembras (Franklin 1982). Además, cada grupo posee pequeñas zonas desprovistas de vegetación denominadas “revolcaderos” donde

realizan diariamente un “baño de tierra”. Esta conducta estaría asociada a la limpieza de parásitos externos (Raedake 1980). El guanaco ha sido descrito como de bajo impacto, debido a que a diferencia del ganado, posee almohadillas en las extremidades de sus patas en vez de pezuñas. Además, recoge el forraje con gran eficiencia y sin desarraigar las plantas. Ambos factores contribuyen a amortiguar la compactación del suelo y la degradación del ambiente (Baldi et al. 2006).

En Argentina existe la mayor población de guanacos en una amplia distribución (González et al. 2006). En la Patagonia el guanaco utiliza los pastizales (Raedake 1980), y en el periodo precolombino proporcionó alimento, vestimenta y comida para las poblaciones originarias que habitaron el territorio (Casamiquela 1983). Con la instalación de numerosos establecimientos ganaderos a comienzos del 1900, la densidad de guanacos se redujo considerablemente, debido a la cacería indiscriminada, a la competencia por alimento con el ganado ovino y al impedimento para la migración de las crías que ocasionaban los alambrados (Franklin 1982). Se ha estimado una población total de entre 535.000 y 590.000 guanacos en toda Sudamérica (Baldi et al. 2008) de los cuales 450.000 ejemplares se encuentran en la Patagonia continental (Neuquén, Rio Negro, Chubut y Santa Cruz) (Amaya et al. 2001).

PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN Y OBJETIVOS

Los bosques de lenga constituyen una de las principales especies arbóreas de la Región Patagónica, y grandes superficies de estos bosques se encuentran degradadas por pastoreo de ganado doméstico y guanaco (Martínez Pastur et al. 1999, Vázquez 2002, Cavieres & Fajardo 2005, Bava et al. 2006, Collado et al. 2008). El comportamiento de consumo y selectividad de los grandes herbívoros depende de múltiples factores tanto intrínsecos del individuo, sociales, de características propias de los alimentos y ambientales (Tarazona et al. 2012). El nivel de comunidad o parches de vegetación es el más indicado para analizar la selectividad de los grandes herbívoros (Van Soest 1996). A este nivel, en hábitats espacialmente heterogéneos conformados por bosques de lenga y humedales (principal fuente de agua y forraje), resultan relevantes las siguientes preguntas: ¿Existe un patrón de intensidad de uso del ganado vacuno y del guanaco asociado a la distancia al humedal? ¿Qué cambios en la regeneración del bosque y en la comunidad de plantas del sotobosque se asocian? Considerando la heterogénea oferta forrajera del hábitat en estudio (espacial y temporalmente) ¿Cual es la composición dietaria del ganado vacuno y del guanaco?

En los claros del bosque de lenga la presión ganadera provocaría cambios en la vegetación del sotobosque (formación de “*empastados*”) afectando el establecimiento de plántulas y renovales de lenga, especialmente bajo condiciones climáticas mediterráneas (veranos secos). En claros “*empastados*” del bosque de lenga y con exclusión del ganado ¿Ese efecto negativo se debe a competencia entre la cobertura herbácea y los renovales? Si existe competencia ¿El factor determinante es el agua?

Nuestro supuesto básico es que en estos sistemas heterogéneos la interacción entre las características intrínsecas de cada herbívoro en estudio (ganado vacuno y guanaco) y las condiciones del hábitat, considerando variación espacial y temporal en la oferta de recursos alimentarios, determinan diferentes intensidades de uso del ambiente por parte de estos herbívoros, y, por tanto, diferentes niveles de afectación de la vegetación en el sotobosque incluyendo la regeneración del bosque de lenga. En esta tesis el término ambiente heterogéneo se utiliza como descripción de un sistema espacialmente heterogéneo que

abarca una amplia variabilidad en cuanto a algunas variables de interés. Para el estudio de los patrones espacio-temporales del uso de los herbívoros en el bosque de lenga algunas variables de interés son la cobertura arbórea, la composición específica de la vegetación, la biomasa vegetal, la disponibilidad de agua (Hobbs & Gordon 2010). Considerando que, no existe una escala física natural, característica o correcta para estudiar a las comunidades (Lopez de Casenave et al. 2007), se utilizó la escala de estudio considerada más apropiada, en el sentido que nos permite abordar el objetivo de la investigación considerando los organismos involucrados y los factores considerados importantes para describir. La búsqueda de respuesta a estos interrogantes nos permitirá identificar los principales indicios de la herbivoría del ganado y el guanaco en los bosques de lenga, y generar herramientas que permitan el uso sustentable de estas masas forestales con la conservación de la biota asociada.

OBJETIVO GENERAL

Identificar los principales indicios de la herbivoría del ganado bovino y del guanaco en la regeneración y en el sotobosque de los bosques de lenga, considerando el uso espacio-temporal de los recursos.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- I. Caracterizar diferentes niveles de daño producidos por el ganado vacuno y las poblaciones naturales de guanaco sobre la regeneración y el sotobosque de lenga, en relación con la distancia a los sitios de concentración de herbívoros (humedales) (Capítulos II y III).
- II. Determinar la importancia relativa de la lenga en la dieta de ambos herbívoros y su variación a lo largo del periodo de pastoreo (Capítulo IV).
- III. En un claro del bosque excluido del ganado, analizar el efecto del “*empastado*” (elevada cobertura de herbáceas, principalmente exóticas), causado por acción del ganado, sobre la germinación y el establecimiento de plántulas y plantines de lenga (Capítulo V).

HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

Hipótesis 1: La existencia de zonas de mayor productividad forrajera (como vegas y mallines), incrementa el uso del bosque aledaño por parte de los ungulados (ganado y guanaco).

Predicciones:

- A menor distancia de los humedales se observa mayor cantidad de signos de presencia (indicadores de uso) de ungulados
- Las modificaciones en la regeneración (frecuencia, densidad y daño por ramoneo) y el sotobosque (composición específica, cobertura, índices de diversidad) estarán relacionadas con diferentes intensidades de uso por parte de los herbívoros.

Hipótesis 2: En sistemas compuestos por bosques y humedales la dieta del ganado vacuno y del guanaco está conformada principalmente por especies de los humedales (gramíneas y graminoides). La frecuencia de lenga en la dieta aumenta cuando las especies de mayor preferencia se hacen menos abundantes.

Predicciones:

- En los bosques de lenga aledaños a los humedales, la lenga representa un porcentaje minoritario en la composición dietaria promedio para ambas especies de herbívoros.
- A medida que disminuye la disponibilidad de herbáceas forrajeras a lo largo de la estación de crecimiento, se incrementa la proporción de lenga en la composición dietaria debido al consumo de los grandes herbívoros. Esto constituye un patrón temporal en el uso de la lenga como forraje, que en el ganado vacuno va desde el inicio al final de veranada y en el guanaco va desde la estación de crecimiento (primavera-verano) al invierno.
- En el sotobosque las especies herbáceas serán seleccionadas por los herbívoros, en tanto que la lenga será rechazada o consumida proporcionalmente a su disponibilidad.

Hipótesis 3: Una vez excluido el ganado, las especies herbáceas instaladas en los claros del bosque dificultan el establecimiento de plántulas y renovales de lenga debido, principalmente, a la competencia por el recurso agua durante la estación de crecimiento.

Predicciones:

- El éxito de la regeneración de la lenga en términos de germinación, crecimiento, supervivencia y estado hídrico de los plantines, estará condicionado negativamente por la cobertura herbácea.
- El éxito de la regeneración de la lenga no presentará diferencias en condiciones con y sin cobertura de herbáceas cuando el agua no sea un factor limitante.

ESTRUCTURA DE LA TESIS

En esta tesis se indagan los principales indicios de la herbivoría del ganado bovino y del guanaco sobre el sotobosque y la regeneración del bosque de lenga, considerando algunos aspectos espaciales (distancia al humedal) y temporales (período de pastoreo). Esta tesis está estructurada respondiendo a los objetivos e hipótesis antes mencionados. En el presente Capítulo se realiza la introducción al tema, contemplando un marco general del impacto de la herbivoría en otros bosques templados del mundo, una breve descripción de los antecedentes existentes para el Bosque Andino Patagónico y, finalmente, centrando el problema en los bosques de lenga. En este mismo capítulo se presenta una descripción de los bosques de lenga y de los herbívoros. En los siguientes dos capítulos se analiza el uso espacial que realizan estos herbívoros en los bosques de lenga. En el Capítulo II se evalúa si la distancia a los mallines constituye un factor que permite determinar diferentes intensidades de uso del ganado vacuno en los bosques de lenga de la provincia del Chubut, y se describen las modificaciones en la regeneración y el sotobosque en relación con la intensidad de uso. En el Capítulo III se analiza si la distancia a las vegas se relaciona con la intensidad de uso en el bosque aledaño que realizan los guanacos, y se detallan las modificaciones en la regeneración y el sotobosque en relación con diferentes intensidades de uso por parte de este herbívoro en bosques de lenga de Tierra del Fuego. Posteriormente, en el Capítulo IV se evalúa la componente temporal, es decir se analizan y discuten las composiciones dietarias de los dos herbívoros en estudio (en sistemas heterogéneos conformados por bosques y humedales) en diferentes momentos del período de pastoreo, y la preferencia por las especies del sotobosque, enfatizando en la existencia de variaciones temporales en el consumo de lenga. En el Capítulo V se analiza y describe el efecto de la elevada cobertura de especies herbáceas exóticas en la germinación y el establecimiento de plántulas y plantines de lenga. Finalmente, en el Capítulo VI se formulan algunas consideraciones finales, se sintetizan las principales conclusiones y se plantean algunas recomendaciones para el manejo, y vacíos de conocimiento hallados en el desarrollo de esta tesis.

CAPÍTULO II



INTENSIDAD DE USO DEL GANADO VACUNO EN EL
BOSQUE DE LENGA EN RELACIÓN CON LA
DISTANCIA A LOS MALLINES

INTRODUCCIÓN

La herbivoría por ungulados exóticos es uno de los principales disturbios antrópicos existentes en los Bosques Andino Patagónicos (Relva & Veblen 1998, Vázquez 2002, Kitzberger et al. 2005). Este disturbio antrópico existe desde el año 1880 aproximadamente, cuando se instalaron numerosos establecimientos ganaderos en la región (Veblen & Lorenz 1988). El ganado puede reducir y eventualmente eliminar la regeneración del estrato arbóreo del bosque y de otras especies presentes en el sotobosque, debido al consumo y a la destrucción de frutos, semillas y tejidos foliares por pisoteo (Vila & Borrelli 2011). Además, el ganado puede producir otros efectos que repercuten en la diversidad y estructura de la comunidad de plantas, afectando la instalación de renovales y el proceso de regeneración del bosque en general (Coughenour 1991, Cingolani et al. 2008). El pastoreo del ganado en el bosque modifica la abundancia de algunas especies de plantas como consecuencia de la diferente palatabilidad de las especies y del consumo selectivo de forraje (Perry 1994, Vázquez 2002). El ramoneo de especies leñosas puede afectar la dinámica de regeneración natural del bosque, principalmente de las especies de *Nothofagus* que presentan una elevada palatabilidad (Somlo & Cohen 1997). El uso de los recursos por parte del ganado está determinado por las características espaciales del hábitat (Coughenour 1991, Bailey et al. 1996). Por ejemplo, gradientes de disponibilidad de recursos pueden provocar un uso intensivo de algunas áreas, mientras que otras áreas son escasamente utilizadas. Por otra parte, factores bióticos tales como la composición de especies, y la disponibilidad y calidad del forraje afectan la distribución y el uso de los recursos por parte de los animales (Senft et al. 1987).

En el Oeste del Chubut entre el 50 y 60% de los establecimientos ganaderos utilizan los bosques de lenga para el pastoreo del ganado vacuno en la época de verano. La invernada se desarrolla en áreas de meseta, valles y/o bosques de *N. antártica*, donde la escasez de pasturas se hace crítica a fines de la primavera (Lloyd 2011). Los campos de pastoreo estival (veranadas) brindan pastos y aguadas al rodeo durante su estadía. La prolongación del periodo de pastoreo en campos de veranada depende de la altitud de estos

campos y de la distancia a los campos de invernada, pudiendo variar entre tres y cinco meses. El hábitat del ganado durante el verano suele consistir en un mosaico de bosque y humedales de elevada oferta forrajera, denominados localmente “mallines”. La productividad máxima de forraje en la veranada ocurre entre los meses de Diciembre y Enero (Lloyd 2011). La existencia de mallines colindantes a las masas boscosas no evita que el ganado haga uso de los recursos del bosque, lo que ocasiona fuertes daños en varios componentes de estos ecosistemas, especialmente en las plántulas y renovales del bosque (Rebertus & Veblen 1993b, Vázquez 2002).

Los sistemas naturales que conforman el hábitat de los herbívoros en estudio (bosque y mallines), resultan espacialmente complejos, ya que en ellos los recursos como forraje, agua, sombra y protección, se distribuyen muy heterogéneamente (Coughenour 1991, Bailey et al. 1996). Los sectores en que los herbívoros son más abundantes o pasan más tiempo (seleccionando y utilizando los recursos), presentan mayor abundancia de indicadores de presencia (Martínez Pastur et al. 1999). En las áreas de bosque, un componente esencial es el sotobosque, ya que provee nutrientes y protege el suelo de la erosión, es además la base de las cadenas tróficas, provee de hábitat para muchas formas de vida, y regula muchas funciones eco sistémicas (Kerns & Ohmann 2004, Ellum 2009). En particular el sotobosque es el estrato donde se desarrollan las primeras etapas de la regeneración del bosque (Rebertus & Veblen 1993b). En el sur de la distribución de los bosques de lenga (Tierra del Fuego), el sotobosque está conformado especialmente por especies herbáceas y un estrato arbustivo disperso (Boelcke et al. 1985, Lencinas et al. 2008). Este estrato presenta escasa riqueza y diversidad (Moore 1983, Lencinas et al. 2008) en relación con similares bosques templados de otras partes del mundo (Christensen & Emborg 1996). Por el contrario, hacia al norte de la distribución de lenga (Rio Negro) se ha indicado mayor diversidad y cobertura del sotobosque (Damascos & Rapoport 2002). Algunos ejemplos de los efectos que ocasiona el ganado en el sotobosque, son la introducción de especies exóticas invasoras, que pueden desplazar por competencia a las especies nativas del sotobosque (Relva & Veblen 1998, Holmgren 2002, Kitzberger et al. 2005, Blackhall et al. 2008), y los cambios en la estructura de las raíces y en la distribución

de agua y nutrientes del suelo, debido a la compactación física que causa el pisoteo (Milchunas et al. 1998, Cingolani et al. 2008).

OBJETIVO, HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

Objetivo: Caracterizar diferentes niveles de daño producidos por el ganado vacuno sobre la regeneración y el sotobosque de lenga, en relación con la distancia a los mallines.

Hipótesis: La existencia de zonas de mayor productividad forrajera, como los mallines, incrementa el uso que hacen los grandes herbívoros del bosque de lenga aledaño.

Predicciones:

- A menor distancia de los humedales se observa mayor cantidad de signos de presencia (indicadores de uso) de herbívoros en el bosque.
- Las modificaciones en la regeneración (frecuencia, densidad y daño por ramoneo) y el sotobosque (composición específica, cobertura, índices de diversidad) estarán relacionadas con diferentes intensidades de uso por parte de los herbívoros.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se ubica en el Noroeste de la provincia del Chubut, entre los 42° 38' y 43° 23' de latitud Sur y los 71° 14' y 71° 31' de longitud Oeste, con una elevación de entre 1290 y 1370 msnm (Figura 2.1). El paisaje de esta región es montañoso y el clima es de tipo Mediterráneo, templado frío, con precipitaciones concentradas en invierno, veranos secos, y vientos predominantemente del Oeste (Dimitri 1972). Los suelos son de origen volcánico, ricos en materia orgánica. El área de estudio está conformada por una matriz de bosque puro de lenga, en la que se encuentran sectores de humedales ubicados en depresiones del terreno, donde la proximidad a la napa freática previene el desarrollo de árboles. Estos sectores anegados gran parte del año se denominan localmente “mallines”

(Cassola 1988). Los mallines poseen una vegetación típica compuesta por especies herbáceas de elevada calidad forrajera donde se concentra el pastoreo del ganado (Cassola 1988, Flueck et al. 1999, Raffaele 1999), por ejemplo ciperáceas (*Carex gayana*, *Carex subantarctica*, *Eleocharis albibracteata*) y juncos (*Juncus balticus*, *Juncus depauperato*) (Ayesa et al. 1999).

En esta área se seleccionaron tres sitios de estudio con mallines rodeados de bosques puros de lenga: Laguna Villarino (LV), Corcovado (Co) y Lago Rosario (LR). Los bosques de lenga de los sitios de estudio fueron aprovechados forestalmente entre los años 1970 y 1990 mediante floreos (extracción selectiva de los mejores individuos maderables). El uso ganadero del área posee una antigüedad aproximada de 50 años y mantiene cargas ganaderas promedio de 0,09 animales/ha. El uso ganadero en los sitios es extensivo y acotado estacionalmente, es decir que el ganado sólo está presente entre los meses de Diciembre a Abril (pastoreo de veranada), y tiene acceso tanto a los mallines como a los sectores de bosque.

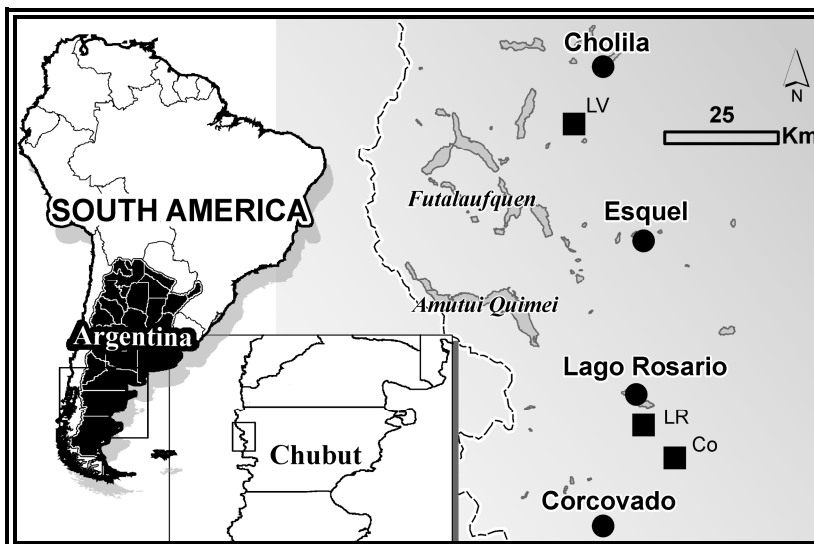


Figura 2.1: Área de estudio ubicada en el noroeste de la provincia del Chubut. Se indican los tres sitios de muestreo (cuadrados) Laguna Villarino (LV), Corcovado (Co) y Lago Rosario (LR) y las localidades cercanas (círculos).

DISEÑO DE MUESTREO

En los tres sitios se estimaron la altitud, la pendiente y la exposición del área boscosa circundante al mallín mediante el modelo digital de elevación (MDE) SRTM-C, del sitio web del Consorcio en Información Espacial (<http://srtm.csi.cgiar.org>). Posteriormente, con estos valores, se establecieron clases según intervalos y se graficó la frecuencia de píxeles (de 8100 m² cada uno) y de las parcelas de muestreo (1200 m²) en cada clase. De esta se evaluó la representatividad espacial del muestreo realizado.

En cada sitio se realizó una caracterización general de los mallines, relevando su composición específica y estimando su superficie. Además se consultó a los productores sobre la superficie total del campo y el número de animales presentes en cada sitio. Ya que la información respecto a la distribución de los animales en el rodeo no estuvo disponible, la regla que se siguió para transformar esta carga a unidades ganaderas/ha (UG/ha) es la siguiente: vaca (1 UG) = corresponde al 55% del plantel, vaquillonas de reposición 1-2 años (0,75 UG) = 22% del plantel, vaquillonas de reposición 2-3 años (0,85 UG) = 20% del plantel y toros (1,3 UG) = 3% del plantel (Cocimano et al. 1975).

En cada sitio se establecieron tres transectas ubicadas desde el borde entre el bosque y el mallín, en dirección hacia el bosque, a una distancia mayor a 300 m entre ellas. Estas transectas se extendían dentro del bosque hasta los 320 m de distancia del borde entre el bosque y el mallín. En cada transecta se ubicaron 6 unidades de muestreo (parcelas) de 1200 m² (20 x 60 m) (ubicadas a 10, 20, 40, 80, 160 y 320 m), con su lado mayor ubicado perpendicularmente a la transecta (Figura 2.2). La altitud sobre el nivel del mar de cada parcela fue medida con GPS. La diferencia entre la altitud de cada parcela ubicada en el bosque y la del mallín aledaño constituye la elevación topográfica (expresada en m). Además, se midieron las siguientes variables:

- Indicadores de uso del ganado: en la parcela principal de 20 x 60 m (Figura 2.2) (n= 6 x 3 x 3= 54), se contabilizaron las heces y sendas del ganado y se expresaron en número/m². Además se estimó la compactación del suelo midiendo la resistencia a la penetración en los primeros 15 cm de profundidad de suelo, con un penetrómetro de impacto de punta cónica (cono de 30°, modelo INTA Villegas). Estas mediciones

se realizaron tanto en las sendas registradas en cada parcela, como fuera de las mismas, en tres puntos distribuidos sistemáticamente dentro de la parcela principal. La resistencia a la penetración fue expresada en kg/cm^2 . Las mediciones fuera de las sendas se realizaron por dos motivos: primero para tener completos los datos ya que en algunas parcelas no se registran sendas, y en segundo lugar, porque no se pueden distinguir las sendas en algunos sectores intensamente utilizados por el ganado, donde el suelo del bosque se encuentra muy disturbado (Gallopín et al. 2005).

- Caracterización del bosque: en una parcela de 10 x 50 m (Figura 2.2) ($n= 6 \times 3 \times 3= 54$). La radiación incidente en cada parcela se caracterizó tomando cuatro fotografías hemisféricas. Los puntos donde se tomaron las fotografías fueron distribuidos sistemáticamente. Se utilizó una Cámara digital Nikon 5700 (modificada a 8 Megapixels) con un convertidor Nikon FC-E9 montados en una base niveladora. Las imágenes fueron procesadas mediante el programa Gap Light Analyzer (GLA, Simon Fraser University, School of Resource Environmental Management, Burnaby) (Frazer et al. 1999). Se realizó el promedio de las cuatro fotografías de cada parcela obteniéndose un único valor de radiación incidente total directa y difusa, calculando estos valores en forma absoluta (en $\text{mol m}^{-2} \text{ día}^{-1}$). Por otro lado, se estimó la densidad de árboles adultos y se expresó en Número/ha (N/ha); además se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP) > a 10 cm de todos ellos, y la altura dominante del ejemplar de mayor diámetro (expresada en m). Utilizando el DAP y la densidad se calculó el Área basal, que se expresó en m^2/ha .
- Caracterización de la regeneración
Densidad y frecuencia: en 20 micro-parcelas circulares de 2 m^2 (80 cm de radio) ubicadas sistemáticamente dentro de la parcela principal (Figura 2.2), se registraron todos los renovales de lenga clasificados en clases de alturas (0 - 10 cm sin cotiledones, 10 -50 cm, 50 cm - 2 m y más de 2 m de altura) y hasta 10 cm de DAP. La frecuencia de regeneración se estimó para cada parcela principal considerando como 100 % la presencia de, al menos, un renoval sin cotiledones en cada una de las 20 micro-parcelas evaluadas. La densidad se evaluó en las 20 micro-parcelas totalizando una superficie de 40 m^2 , y se expresó como N/ha.

Ramoneo de los renovales: en las 20 micro-parcelas circulares de 2 m² se seleccionó el individuo más alto y para él se determinó el Índice de Ramoneo (IR) adaptado de Veblen et al. (1989). El IR está basado en categorías simples visualmente establecidas según el número de ramas dañadas: 0 (Nulo: no se encuentran ramas ramoneadas), 1 (Bajo: de 0 a 25 % de ramas comidas), 2 (Moderado: 25 – 50 % de ramas comidas) y 3 (Intenso: más del 50 % de ramas comidas y/o el ápice). Se considera categoría de daño Muy alto cuando el renoval evaluado tiene el ápice ramoneado, esta categoría de daño es grave ya que la pérdida de la dominancia apical genera grandes deformaciones y los renovales corren un alto riesgo de mortalidad (Motta 1996, Cavieres & Fajardo 2005).

- Caracterización del sotobosque: en 5 de las 20 micro-parcelas de 2 m² (n= 5 x 54= 270) (Figura 2.2), se registró la presencia y se estimó visualmente la cobertura de todas las plantas vasculares. Las especies fueron determinadas según el catálogo de Plantas Vasculares del Cono Sur (Zuloaga et al. 2008). El origen (nativa o exótica) y el hábito (hierba, arbusto o árbol) de todas las especies registradas, fueron asignados según Ezcurra y Brion (2005). Se calcularon la riqueza específica (r) y el índice de diversidad de Shannon (H) para todas las parcelas principales (n = 54). Los valores de cobertura de las especies registradas en cada micro-parcela fueron agrupados según origen y hábito. En estas unidades de muestreo también se registró la cobertura de residuos forestales (árboles caídos).

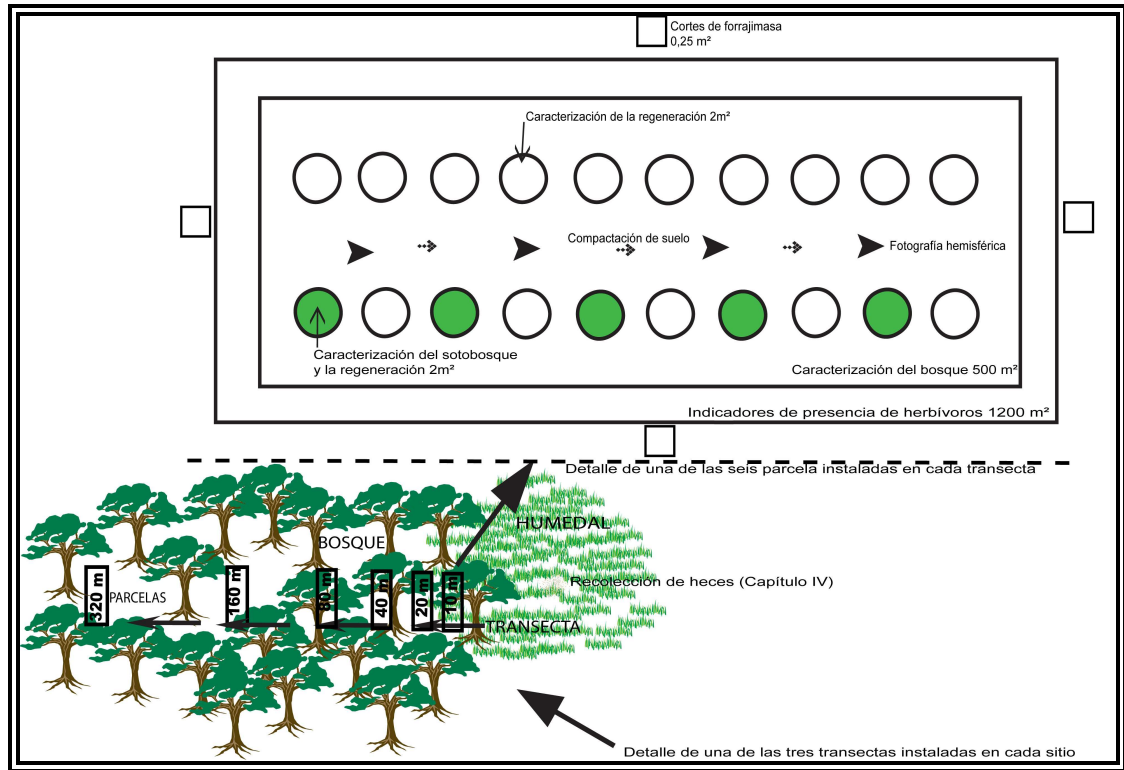


Figura 2.2: Detalle de una parcela de muestreo (arriba). Detalle de una transecta, que inicia en el borde entre el humedal y el bosque, con 6 parcelas de muestreo ubicadas a 10, 20, 40, 80, 160 y 320 m (abajo). En cada sitio de estudio se instalaron 3 transectas y hasta 18 parcelas.

ANÁLISIS DE DATOS

Se estimaron los valores de altitud, pendiente y exposición en toda el área boscosa circundante a las vegas en cada sitio mediante el modelo digital de elevación (MDE) SRTM-C, del sitio web del Consorcio en Información Espacial (<http://srtm.csi.cgiar.org>). Posteriormente con estos valores se establecieron clases según intervalos y se graficó la frecuencia de pixeles (de 8100 m² cada uno) de un área de 800 ha, y de todas las parcelas de muestreo (1200 m² aproximadamente 6 ha), en cada clase. De esta manera se puede evaluar la representatividad espacial del muestreo realizado.

Se analizaron las variables del bosque (Área basal, altura dominante, Radiación incidente, Cobertura del dosel y la densidad de árboles) mediante un Modelo Lineal Generalizado de medidas repetidas para datos longitudinales, en el cual la distancia se

ingresó como un factor repetido con 6 niveles y los sitios se consideraron bloques. El análisis fue realizado con un nivel de significancia de $p < 0,05$ y un test a posteriori de Fisher. La existencia de esfericidad de la matriz de covarianzas fue probada mediante el test de Mauchly, la misma fue descartada ajustando los grados de libertad por el método de Huynn-Field (SPSS Inc. 2006).

Las variables: indicadores de uso de los herbívoros (heces, sendas, compactación de suelo), las variables respuesta del sotobosque (Cobertura total, por forma de vida y origen, índice de diversidad de Shannon-Wiener, Riqueza específica) y las regeneración (Densidad, Frecuencia e Índice de ramoneo) se analizaron utilizando Modelos lineales Mixtos (específicamente Modelos de coeficientes aleatorios). Mediante regresiones lineales simples se relacionó, para la hipótesis 1 la distancia al mallín (variable regresora) con cada variable indicadora de uso (variable respuesta) considerando como coeficientes aleatorios sobre el intercepto y la pendiente a las transectas anidadas en los sitios. El mismo análisis se realizó para la hipótesis 2, pero en este caso se relacionó la variable indicadora de uso densidad de heces (variable regresora) con cada variable respuesta de la regeneración y el sotobosque. En este caso se consideraron coeficientes aleatorios la distancia anidada en las transectas y en los sitios. Los coeficientes aleatorios se consideraron correlacionados. El método de estimación fue Máxima Verosimilitud Restringida (REML) y se utilizó el criterio de Akaike (AIC) para comparar el ajuste del modelo. Se trabajó con un nivel de significación del 5%. El procesamiento de los datos se realizó por medio del software Infostat.

Mediante un gráfico descriptivo se evaluó la altura del renoval más alto (altura dominante de la regeneración) en la totalidad de las micro-parcelas. En este gráfico se expresó la frecuencia de micro-parcelas sin regeneración y la frecuencia de cada clase altura.

Con las coberturas de las especies presentes en más del 2% de las subunidades de sotobosque evaluadas, se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA), utilizando el paquete estadístico InfoStat Versión 2009. Para este análisis las coberturas se estandarizaron y la distancia a los mallines se consideró variable clasificatoria. Con los primeros dos ejes que explican la mayor variabilidad se realizó un gráfico “Biplot”.

RESULTADOS

CARACTERÍSTICAS DEL ÁREA DE ESTUDIO

Mediante el modelo de elevación se evaluaron la altitud, pendiente y exposición en toda el área de estudio, abarcando aproximadamente 1260 ha de bosque. Las parcelas de muestreo (54 x 1200 m²) donde se relevaron las variables analizadas en esta tesis abarcaron una superficie de 6,5 ha de bosque (Figura 2.3). Aproximadamente el 95 % del área de estudio presentó una altitud de entre 1200 y 1400 msnm. El 100 % de las parcelas de muestreo se ubicaron en este rango de altitud. La pendiente predominante en el área de estudio fue baja, entre 0 y 10° rango en el que se ubicó el 75% de las parcelas de muestreo. En el área predominaron las exposiciones Oeste, Sur y Norte y las parcelas de muestreo se ubicaron abarcando las exposiciones más frecuentes.

Los sitios mostraron situaciones variables en cuanto a superficies de campo, cargas ganaderas y productividad de mallines; estas condiciones son frecuentes en el Noroeste de la provincia del Chubut (Tabla 2.1). En las áreas de mallín correspondientes a los tres sitios de estudio se identificaron 26 taxa de plantas vasculares. De las 21 especies identificadas 8 fueron exóticas (Tabla 2.2).

Tabla 2.1: Caracterización de los sitios de estudio. UG/ha: unidades ganaderas por hectárea

	Laguna Villarino	Corcovado	Lago Rosario
Latitud S	42°38'15,8''	43°23'33,1''	43°19'05,8''
Longitud O	71°31'19,1''	71°14'22,4''	71°19'57,7''
Carga ganadera en el total del campo (UG/ha)	0,08	0,15	0,03
Hectáreas de campo (bosque + mallín)/UG	12,9	6,5	38,4
Cuadros dentro del predio	5	4	1
Carga ganadera por mallín (UG/ha)	72,2	1,5	35
% de mallín en el total de campo	0,1	10,0	0,1

Tabla 2.2: Listado de especies registradas en los mallines del área de estudio, ordenadas por familia, se indican con * las especies exóticas.

FAMILIA	ESPECIES	FAMILIA	ESPECIES
Apiaceae	<i>Azorella trifoliolata</i> Clos	Poaceae	<i>Deschampsia</i> sp.
	<i>Hidrocotile chamaemorus</i> Cham. & Schltldl.		<i>Hordeum</i> sp.
Asteraceae	<i>Chilotrichum diffusum</i> (G. Forst.) Kuntze		<i>Hordeum</i> sp.
	* <i>Taraxacum officinale</i> G. Weber ex F.H. Wigg.		* <i>Dactylis glomerata</i> L.
	Sp 1		* <i>Alopecurus pratensis</i> L.
Brassicaceae	<i>Cardamine cordata</i> Barnéoud		* <i>Poa annua</i> L.
	<i>Draba pusilla</i> F. Phil.		* <i>Poa pratensis</i> L.
Cyperaceae	<i>Carex maritima</i> Gunnerus		<i>Poa</i> sp
	<i>Eleocharis pseudoalbibracteata</i> S. González & Guagl.	Polygonaceae	* <i>Rumex acetosella</i> L.
Fabaceae	* <i>Trifolium repens</i> L.	Ranunculaceae	<i>Caltha sagitata</i> Cav.
Juncaceae	<i>Juncus balticus</i> Willd.(Hook.) Snogerup.	Rosaceae	<i>Acaena splendens</i> Gillies ex Hook & Arn.
Plantaginaceae	* <i>Plantago lanceolata</i> L.		<i>Acaena magellanica</i> (Lam.) Vahl
	<i>Plantago barbata</i> G. Forst.		
	* <i>Veronica serpyllifolia</i> L.		

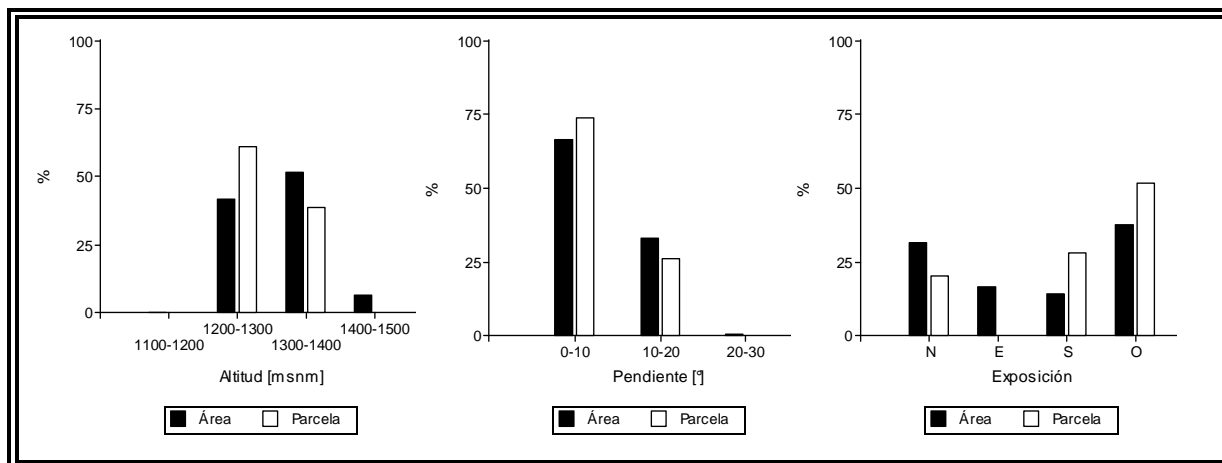


Figura 2.3: Clases de altitud, pendiente y exposición. Se grafica el porcentaje (%) del área muestreada (parcelas) y del área total evaluada (píxeles) que corresponden a cada clase.

Las parcelas de muestreo en los tres sitios se ubicaron en promedio a $23,4 \pm 6,8$ m de elevación topográfica respecto del mallín. Los sectores ubicados a mayor distancia del mallín (320 m) presentaron una elevación topográfica mayor ($41,4 \pm 9,3$ m) que los ubicados a 10 m de distancia ($13,9 \pm 3,5$ m de elevación topográfica) ($F_{gl:5}: 2,55, p < 0,04$, Figura 2.4a). Por el contrario, las variables del bosque analizadas no mostraron cambios significativos en relación con la distancia al mallín, lo que indica una estructura homogénea del bosque estudiado. Se registraron aproximadamente 500 ± 42 árboles/ha ($F_{gl:5}: 1,97, p: 0,10$, Fig. 2.4b). La altura dominante fue de $20 \pm 0,7$ m ($F_{gl:5}: 0,21, p: 0,95$, Figura 2.4c) y el Área basal fue de 40 ± 3 m²/ha ($F_{gl:5}: 0,70, p: 0,62$, Figura 2.4d). La radiación incidente total fue de $9,8 \pm 1,22$ mol m⁻² día⁻¹ ($F_{gl:5}: 1,6, p: 0,18$), en el caso de radiación incidente directa el valor promedio fue de $4,97 \pm 0,68$ mol m⁻² día⁻¹ ($F_{gl:5}: 2,18, p: 0,08$) y la difusa $4,86 \pm 0,57$ mol m⁻² día⁻¹ ($F_{gl:4,0}: 1,12, p: 0,36$) (Figura 2.4d). La cobertura de dosel fue en promedio $74,9 \pm 1,16$ % ($F_{gl:2,56}: 2,56, p: 0,62$, Figura 2.4e). En todas estas variables no se evidenciaron diferencias significativas en relación con la distancia al mallín, aunque se percibió una apertura del dosel levemente mayor entre los 20 y 40 m desde el mismo.

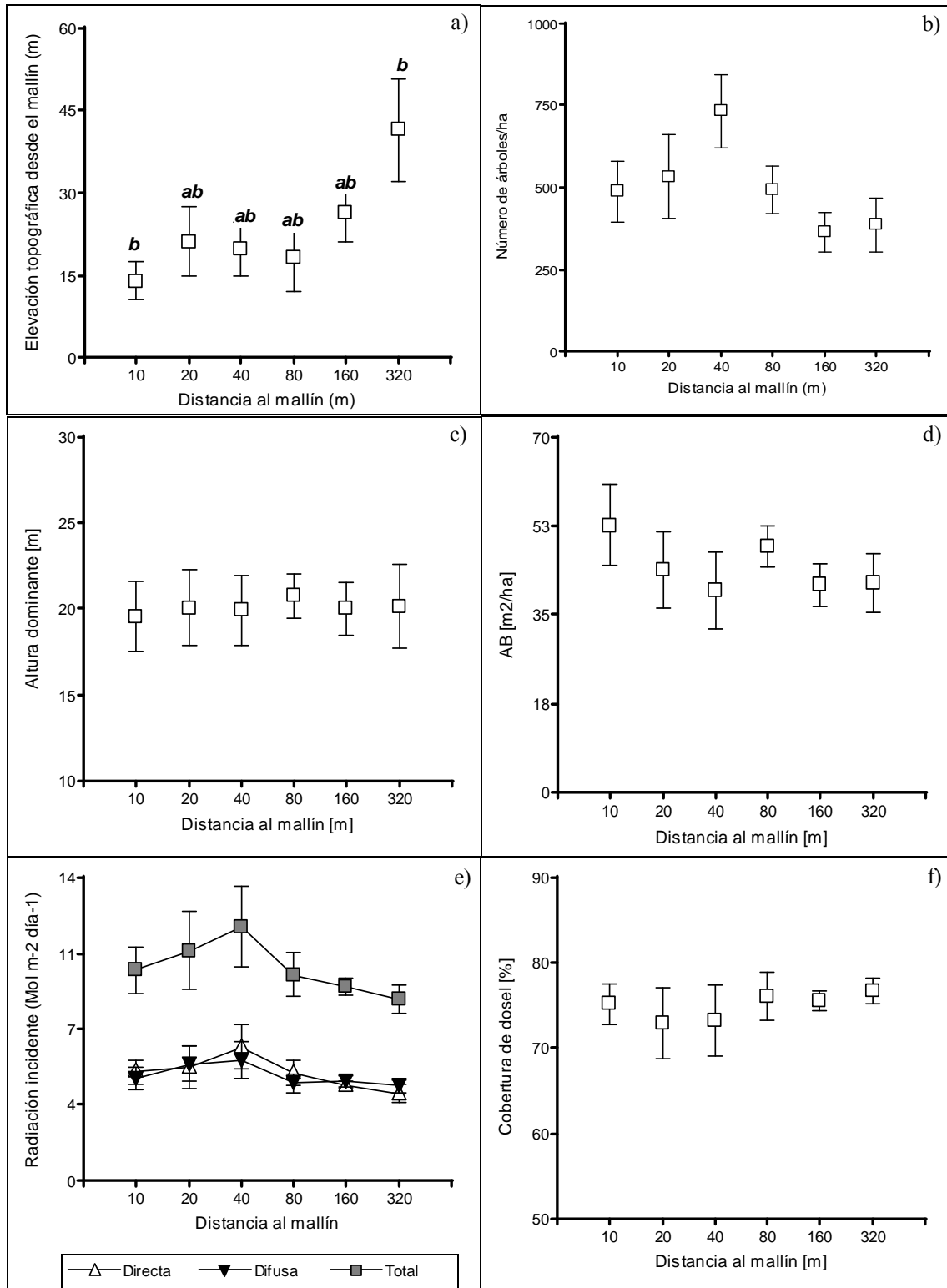


Figura 2.4: Valores promedio y E.E. de la elevación topográfica (m, a), el número de árboles (n/ha, b), la altura dominante del bosque (m, c), el Área basal (m²/ha, d), la radiación incidente (mol m⁻² día⁻¹, e) y la cobertura del dosel (%), f) en relación con la distancia al mallín. Letras distintas indican diferencias significativas con p < 0,05 según Test de Fisher.

INTENSIDAD DE USO DEL GANADO EN EL BOSQUE EN RELACIÓN CON LA DISTANCIA AL MALLÍN

Los indicadores de uso del ganado en el bosque (densidad de heces totales, de heces nuevas al inicio y al final del pastoreo y densidad de sendas, y compactación del suelo en y fuera de las sendas) indicaron una mayor presión de uso de los sectores más cercanos a los mallines (Figura 2.5). La densidad de heces fue más elevada en los sectores colindantes a los mallines (10 m) respecto de los sectores más alejados. A partir de los 80 m de distancia y hasta 320 m la presencia de este indicador es nula (Figura 2.5a). La densidad de heces nuevas al inicio y al final del período de pastoreo mostró un patrón similar al registrado en el total. Además, se puede notar un leve incremento de heces al final del período de pastoreo respecto del inicio (Figuras 2.5 c y 2.5d). La densidad mostró valores menores los sectores más alejados del mallín (Figura 2.5b). La compactación del suelo, se estimó a partir de la resistencia a la penetración se registró a 5, 10 y 15 cm de profundidad del suelo (Tabla 2.1). Al evaluar los valores de este indicador registrados a 15 cm de profundidad, tanto en las sendas como afuera de las mismas, se registraron mayores niveles de compactación del suelo cerca del mallín (Figuras 2.5e y 2.5f). En conjunto los indicadores de uso del ganado en el bosque mostraron que la intensidad de uso del ganado en el bosque tiende a estabilizarse hacia valores más bajos a partir de los 80 m de distancia a los mallines.

Tabla 2.1: Promedios y D.E de la resistencia a la compactación del suelo en las parcelas (fuera de las sendas) y en las sendas, en las tres profundidades del suelo evaluadas (5, 10 y 15 cm).

Ubicación	Profundidad de suelo		
	5 cm	10 cm	15 cm
Parcela (54)	4,1 (2,8)	7,6 (3,5)	10,9 (4,4)
Senda (30)	8,5 (4,6)	20,4 (10,7)	21,9 (7,4)

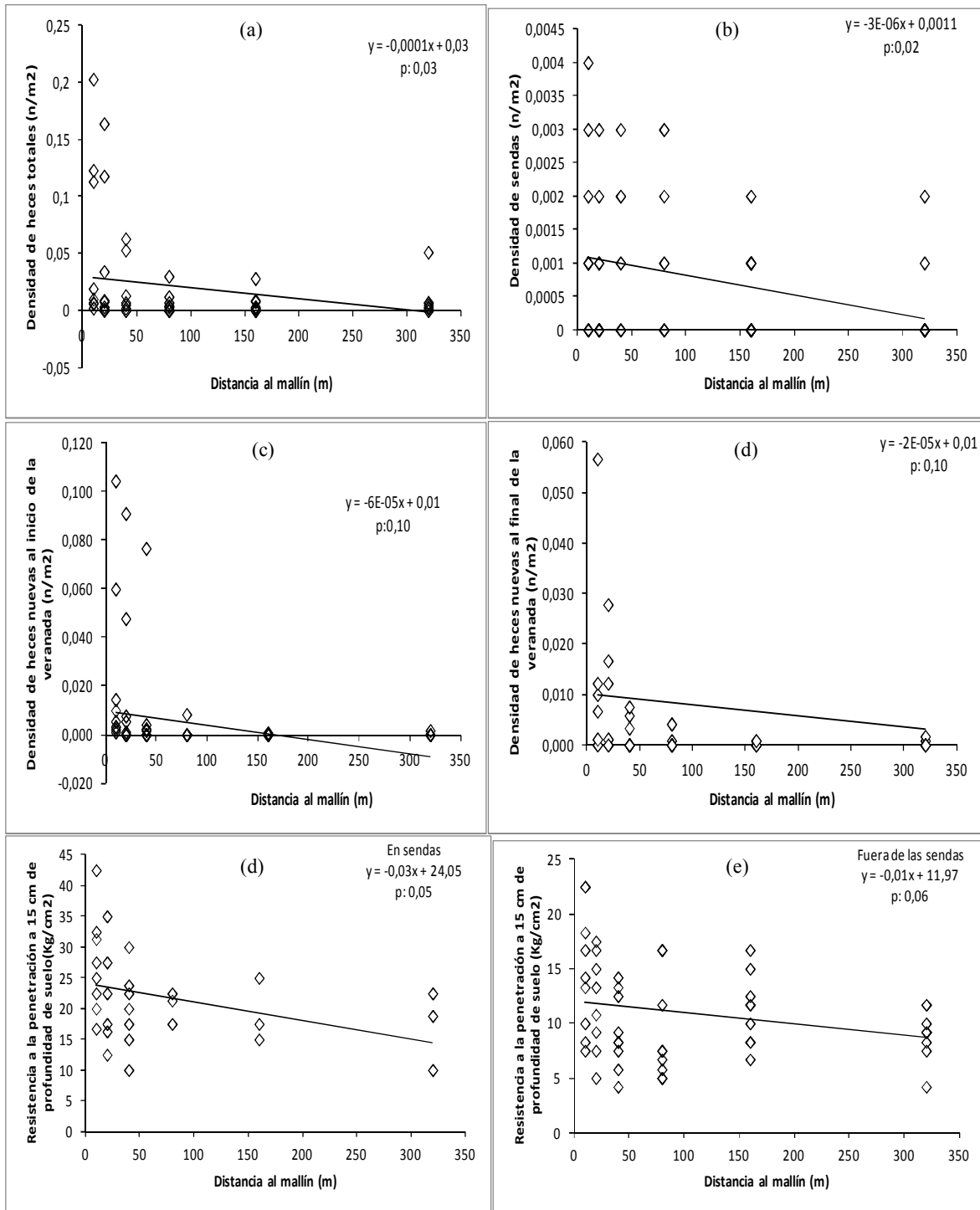


Figura 2.5: Indicadores de uso del ganado en el bosque en relación con la distancia al mallín. Densidad de heces totales (a; n/m²), Densidad de sendas (b; n/m²), Densidad de heces nuevas al inicio (c) y al final (d) del periodo de pastoreo. Resistencia a la penetración del suelo a 15 cm de profundidad, en las sendas (e: kg/cm²) y fuera de las sendas (f: kg/cm²). Se indican las ecuaciones de las rectas estimadas y el p valor de asociado.

CARACTERÍSTICAS DE LA REGENERACIÓN

Del total de micro-parcelas evaluadas (1080) en 586, se registraron renovales lignificados (sin cotiledones) lo que equivale a una frecuencia de regeneración de $55,3 \pm 4,1$ %. En cuanto a la densidad total de renovales se registró un promedio de 37.190 ± 6893 ind/ha. Al considerar las diferentes clases de altura evaluadas se registraron 8792 ± 1324 renovales menores a 10 cm de altura; 5954 ± 1030 renovales de entre 10 y 50 cm; 1755 ± 329 renovales de entre 50 cm y 2 m, y 750 ± 160 renovales mayores a 2m de altura, en todos los casos son individuos por ha.

Al evaluar la clase de altura dominante de la regeneración en las 1080 micro-parcelas se evidenció una distribución relativamente similar de las diferentes clases de altura en el área de estudio (Figura 2.6).

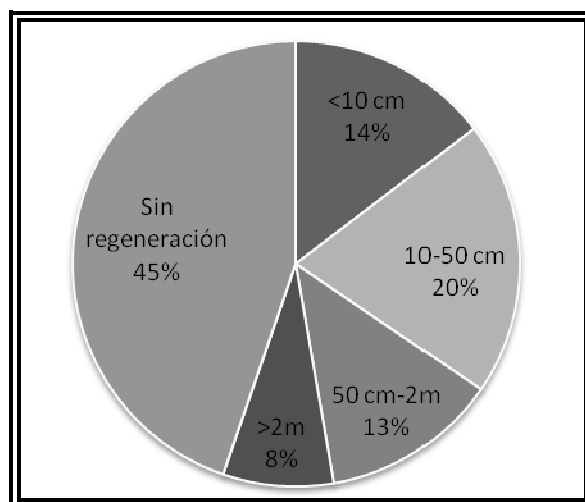


Figura 2.6: Frecuencia de micro-parcelas sin regeneración, y con el renoval más alto correspondiente a cada clase de altura evaluada (menores a 10 cm, entre 10 y 50 cm, entre 50 cm y 2m, y mayores a 2m).

Regeneración en relación con la estructura del bosque

Mediante diagramas de dispersión se analizó la relación entre la densidad de la regeneración y algunas variables estructurales del bosque, como el Área basal y la cobertura del dosel (Figura 2.7). En estos gráficos no se observaron tendencias de variación entre la densidad total de renovales, y de aquellos de altura mayor a 10 cm, y las variables del bosque mencionadas.

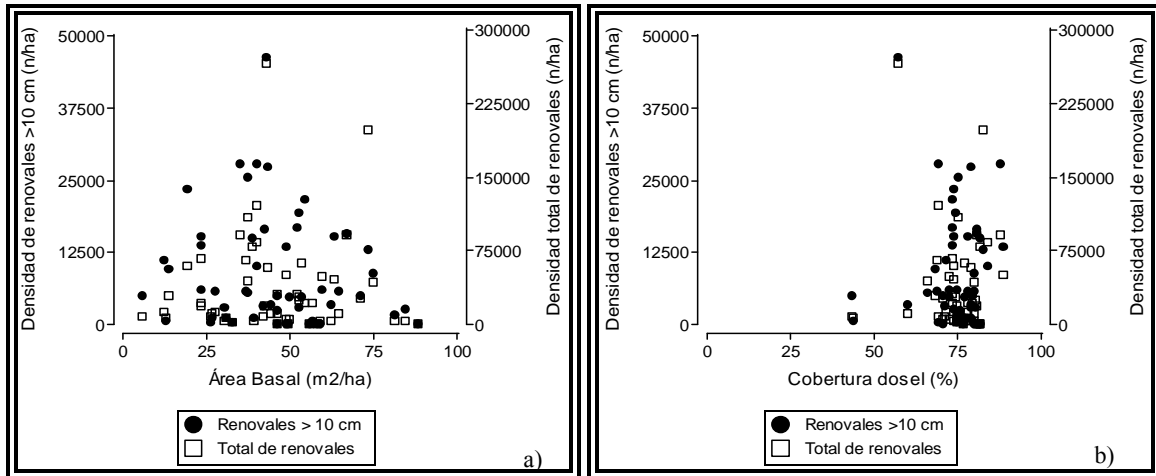


Figura 2.7: Diagramas de dispersión graficando la densidad total de renovales y de aquellos de altura superior a los 10 cm, respecto del Área basal (a) y la cobertura del dosel (b) del bosque.

Regeneración en relación con la intensidad de uso

La intensidad de uso del ganado en el bosque estimada a partir de la densidad de heces mostró una relación negativa con la densidad total de renovales, así como, con densidad de renovales mayores a 10 cm de altura. Los valores más altos de densidad de renovales se obtuvieron en aquellos sectores del bosque menos utilizados por el ganado, donde se registró menor densidad de heces (Figura 2.8a y 2.8a). La frecuencia de regeneración mostró diferencias en relación con la intensidad de uso del ganado, presentando valores menores o iguales a 50 % en las sectores del bosque intensamente utilizados, mientras que en los sectores escasamente utilizados, la frecuencia fue igual o superior a 60 % (Figura 2.8c).

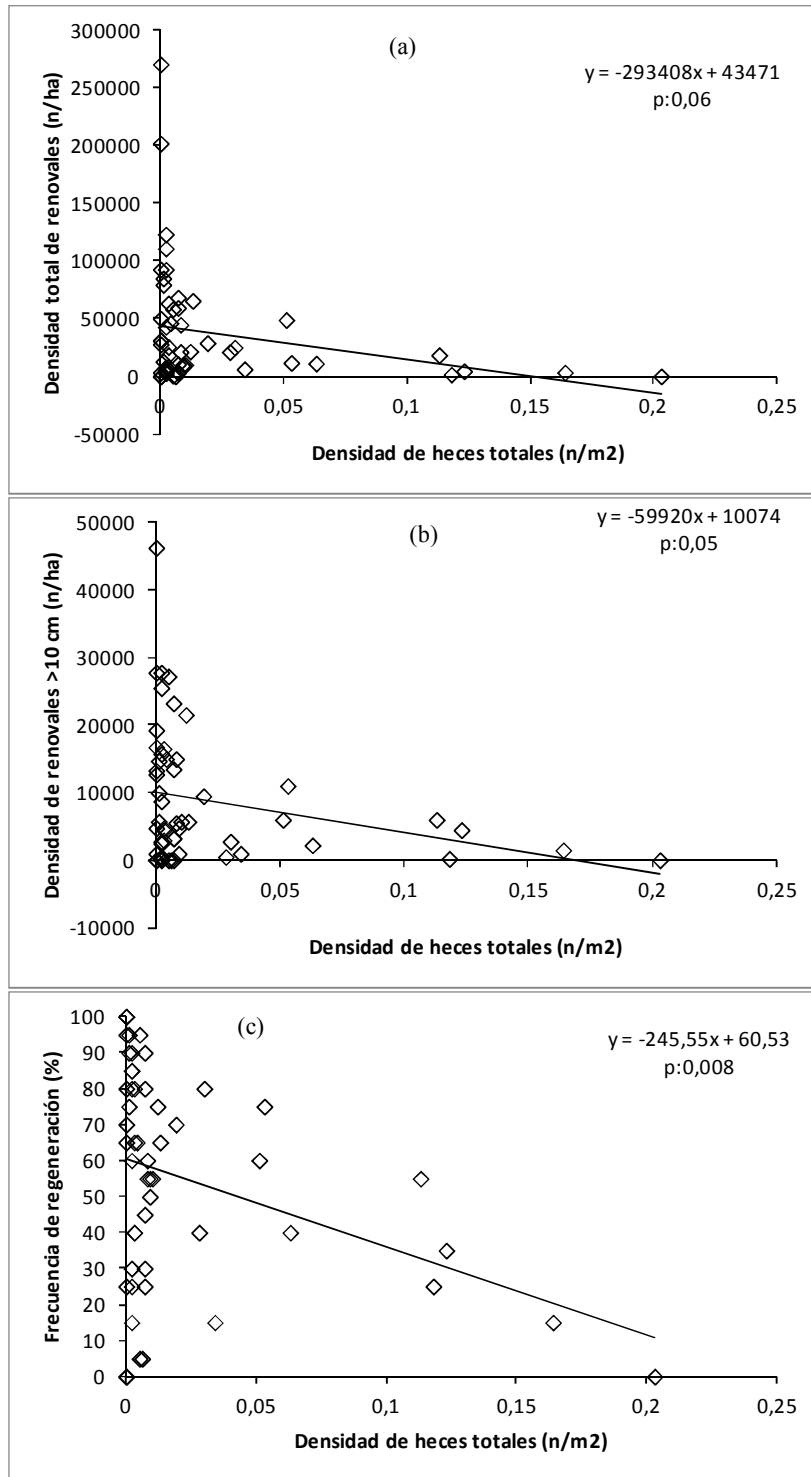


Figura 2.8: Densidad total (a) y de plantas mayores a 10 cm de altura (b) y Frecuencia de micro-parcelas de 2 m² donde se registró al menos un renewal lignificado (c), en relación con la intensidad de uso del ganado, estimada a partir de la densidad de heces totales (n/m²). Se indican las ecuaciones de las rectas estimadas y el p valor de asociado. Se indican las ecuaciones de las rectas estimadas y el p valor de asociado.

Ramoneo de los renovales

Del total de micro-parcelas donde se registró al menos un renoval lignificado (586 micro-parcelas) en el 39,9 % de las mismas (235 micro-parcelas) el índice de daño por ramoneo fue Intenso (Tabla 2.3). La distancia al mallín mostró una relación negativa con los indicadores de uso del ganado (heces y sendas). En cuanto al daño por ramoneo se observó una tendencia, no significativa, de daño más elevado en los sectores mayormente utilizados por el ganado (Figura 2.9). En este sentido, si se comparan los valores de IR registrado en las micro-parcelas ubicadas a distancias crecientes del mallín se observa que el 49,8 % del total de micro-parcelas con al menos un renoval que se ubican entre los 10 y 40 m desde el mallín presentó un IR intenso. Por el contrario, en el 64,3 % de las micro-parcelas ubicadas en los sectores más alejados del mallín no se registró indicio de daño por ramoneo o se registró un índice bajo.

Los renovales pertenecientes a la clase de altura de 10 a 50 cm y de 50 cm a 2 m presentaron los mayores daños por ramoneo. En el 54 % de las micro-parcelas donde el renoval más alto medía entre 10 y 50 cm, el índice de ramoneo registrado fue intenso, este porcentaje ascendió al 65 % cuando la altura del renoval dominante se encontraba entre los 50 cm y 2 m.

Tabla 2.3: Número de renovales dominantes de cada clase de altura (<10, 10-50, 50-200, >200 cm) y correspondiente a cada índice de daño por ramoneo (Nulo, Bajo, Moderado e Intenso).

IR	Clase de altura del renoval dominante				Total de renovales
	<10 cm	10-50 cm	50-200 cm	>200 cm	
Nulo	123	78	45	30	276
Bajo	11	21	7	10	49
Moderado	2	11	7	6	26
Intenso	19	101	76	39	235
Total	155	211	135	85	586

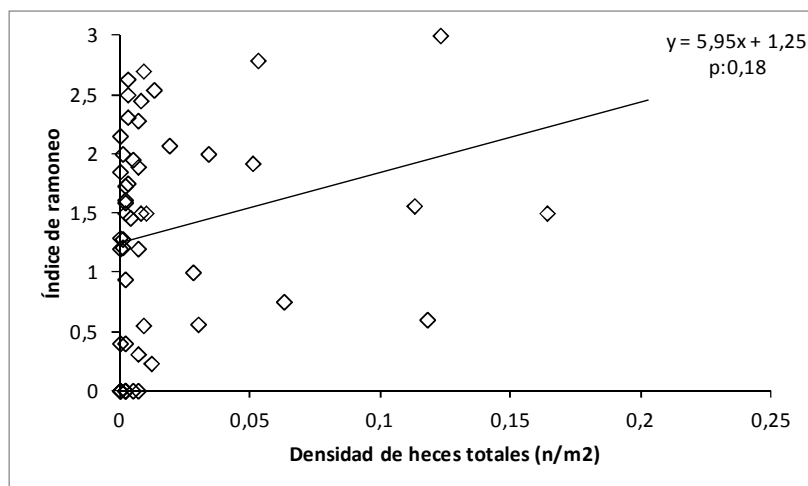


Figura 2.9: Índice de daño por ramoneo en la totalidad de parcelas en relación con la intensidad de uso del ganado, estimada a partir de la densidad de heces totales (n/m^2). Se indican las ecuaciones de las rectas estimadas y el p valor de asociado.

CARACTERÍSTICAS DEL SOTOBOSQUE

En los tres sitios estudiados se registró un total de 61 especies en el sotobosque, correspondientes a 29 familias, de la cuales predominaron las Asteraceae con un 21 % y Poaceae con un 12 % (Tabla 2.4). Del total de plantas relevadas, 59 fueron identificadas hasta el nivel de especie, 1 hasta el nivel de género (*Carex* sp.) y 1 hasta el nivel de familia (Poaceae), debido a la falta de elementos taxonómicamente relevantes para su identificación. La mayoría de las especies registradas fueron nativas (48), correspondientes a los hábitos: herbácea (34 especies), arbusto (12), y árbol (2) donde se incluye la regeneración de *N. pumilio* y *Nothofagus antarctica*. La regeneración de *N. pumilio* fue la única especie de hábito arbóreo relevante ya que *N. antarctica* sólo se registró en una unidad muestral. Las demás especies fueron exóticas (11), todas ellas de hábito herbáceo (Tabla 2.4). En conjunto, las especies presentes en el sotobosque conformaron una escasa cobertura vegetal, con valores promedio de $29,7 \pm 1,9$ %. La riqueza de especies mostró un rango de entre 2 y 19 especies, con un valor promedio de 9 especies por parcela; en tanto que el índice de diversidad de Shannon-Wiener del sotobosque presentó un valor promedio de $1,27 \pm 0,05$. La cobertura de troncos caídos en el área estudiada fue de $5,1 \pm 0,9$ %.

Sotobosque en relación con la intensidad de uso

La intensidad de uso ganadero, estimada a partir de la densidad de heces totales, mostró relación con algunas de las variables del sotobosque analizadas (Figuras 2.10, 2.11 y 2.12). No se registraron variaciones significativas en los valores de riqueza y diversidad en relación con la intensidad de uso. La cobertura total del sotobosque, representada principalmente por especies de hábito herbáceo y, en menor medida de arbustos y de renovales de *N. pumilio*, mostró una relación positiva con la intensidad de uso del ganado (Figura 2.11).

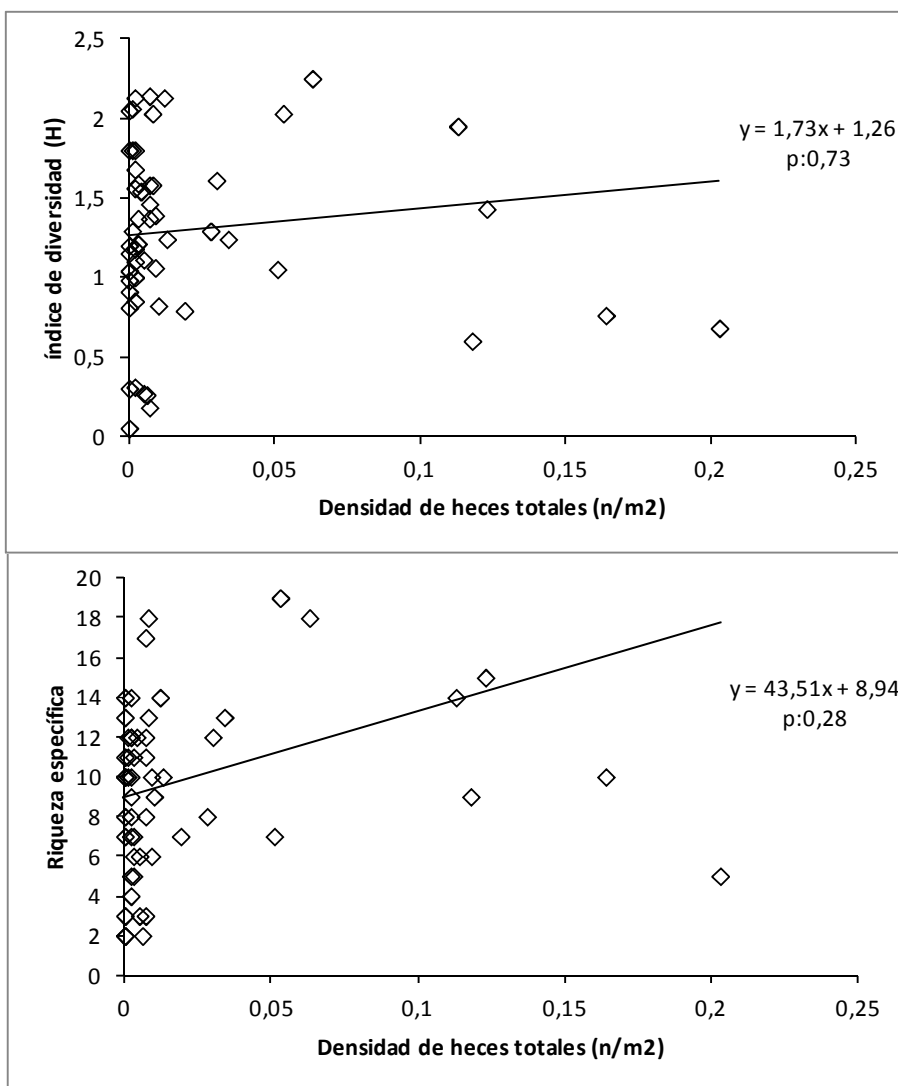


Figura 2.10: Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H) y Riqueza específica en relación con la intensidad de uso del ganado, estimada a partir de la densidad de heces totales (n/m^2). Se indican las ecuaciones de las rectas estimadas y el valor de asociado.

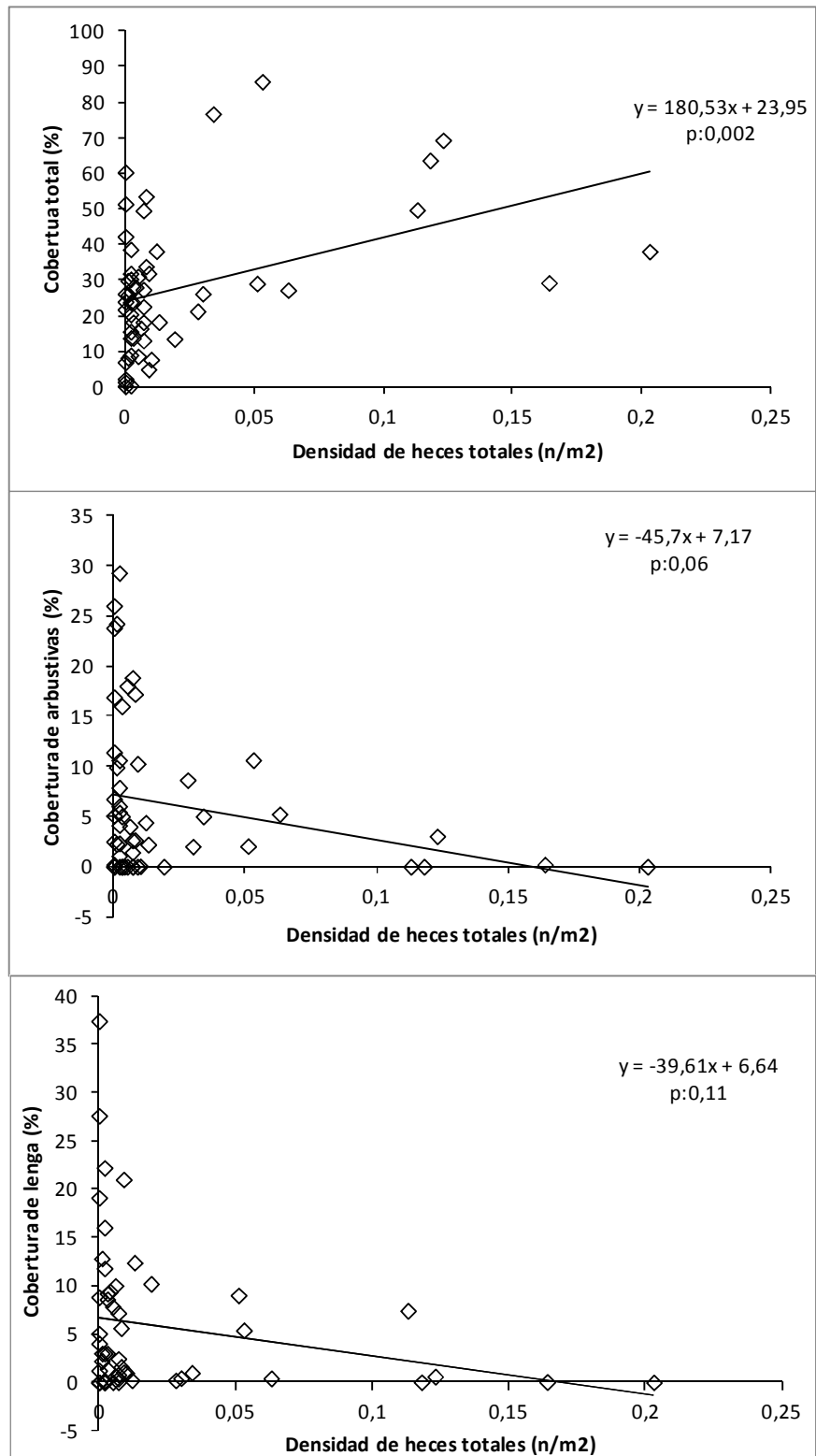


Figura 2.11: Porcentaje de cobertura total, de especies arbustivas y arbóreas (lenga), en relación con la intensidad de uso del ganado, estimada a partir de la densidad de heces totales (n/m²). Se indican las ecuaciones de las rectas estimadas y el p valor de asociado.

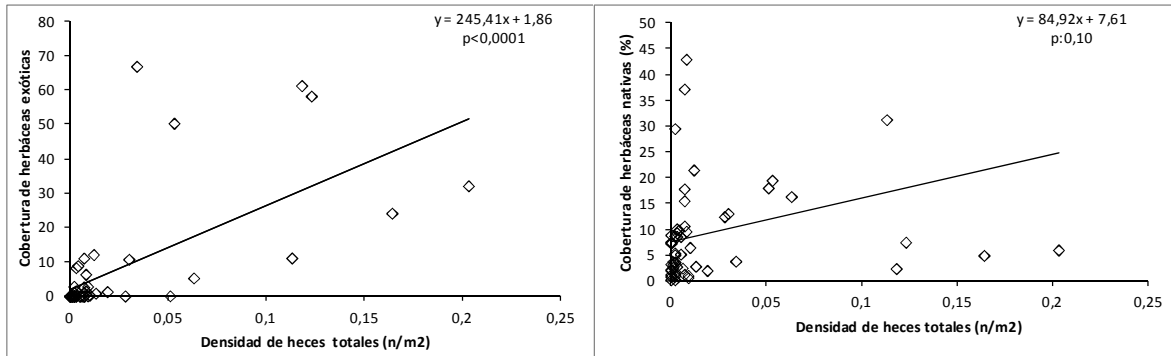


Figura 2.12: Porcentaje de cobertura de las especies herbáceas nativas y exóticas en relación con la intensidad de uso del ganado, estimada a partir de la densidad de heces totales (n/m^2). Se indican las ecuaciones de las rectas estimadas y el valor de asociado.

Las especies herbáceas conformaron el hábito de mayor cobertura, siendo ésta más elevada en los sectores del bosque más intensamente utilizados por el ganado (Figura 2.12). La cobertura de arbustos fue baja, variando entre un 5 y un 10 % independientemente de la intensidad de uso. La cobertura de la regeneración de *N. pumilio* se mantuvo por debajo del 10 % en todos los casos, y presentó valores ligeramente mayores en los sectores menos impactados por el ganado, aunque estas diferencias no fueron significativas (Figura 2.11).

En cuanto al origen de las especies registradas, la cobertura de especies nativas fue mayor con valores aproximados al 32 %, en los sectores con menor intensidad de uso (Figura 2.12). La cobertura de las especies exóticas herbáceas fue mayor en los sectores del bosque más intensamente utilizados por el ganado donde alcanzó coberturas cercanas a 17 %, y fue extremadamente baja hasta nula en los sectores de bosque menos utilizados, con valores de cobertura menores al 1 % (Figura 2.12).

Tabla 2.4. Listado de especies del sotobosque de *N. pumilio*, ordenadas por familia, incluyendo origen (N: nativa, E: exótica), hábito (H: herbácea, A: arbusto, Ar: arbórea), y abreviatura de las especies utilizadas en el Análisis de Componentes Principales.

Familia	Especies	Abreviatura	Origen	Hábito
Apiaceae	<i>Osmorhiza chilensis</i> Hook. & Arn	Osm chi	N	H
Asteraceae	<i>Adenocaulon chilense</i> Less.	Ade chi	N	H
	<i>Baccharis magellanica</i> (Lam.) Pers.		N	A
	<i>Chilotrichum diffusum</i> (G. Forst.) Kuntze	Chi dif	N	A
	<i>Gamochaeta spiciformis</i> (Sch. Bip.) Cabrera		N	H
	<i>Hypochaeris radicata</i> L.		E	H
	<i>Lagenophora nudicaulis</i> (Comm. Ex Lam.) Dusén		N	H
	<i>Leucheria thermarum</i> Phil. (Phil.)	Leu the	N	H
	<i>Perezia bellidifolia</i> (Phil.) Reiche		N	H
	<i>Senecio baccharidifolius</i> DC.		N	H
	<i>Senecio chilensis</i> Less.	Sen chi	N	H
	<i>Senecio neaei</i> DC. var. <i>Neaei</i>		N	H
Berberidaceae	<i>Taraxacum officinale</i> Weber ex F.H. Wigg.	Tar off	E	H
	<i>Berberis empetrifolia</i> Lam.		N	A
	<i>Berberis microphylla</i> G. Forst.	Ber mic	N	A
Blechnaceae	<i>Berberis serratodentata</i> Lechl.	Ber sed	N	A
	<i>Blechnum penna-marina</i> (Poir.) Kuhn	Ble pe-m	N	H
	<i>Cardamine variabilis</i> Phil.		N	H
Brassicaceae	<i>Noccaea magellanica</i> (Comm. ex Poir) Holub		N	H
	<i>Cerastium arvense</i> L.	Cer arv	E	H
Caryophyllaceae	<i>Stellaria media</i> (L.) Cirillio	Ste med	E	H
	<i>Maytenus chubutensis</i> (Speg.) Lourteig & O'Donnell & Sleumer		N	A
Celastraceae	<i>Maytenus disticha</i> (Hook. f.) Urb.		N	A
	<i>Carex caduca</i> Boott	Car CAD	N	H
Cyperaceae	<i>Carex</i> sp.			H
	<i>Empetrum rubrum</i> Vahl ex Willd.		N	A
Empetraceae	<i>Gaultheria mucronata</i> (L. F.) Hook. & Arn.	Gau muc	N	A
	<i>Gaultheria pumila</i> (L. f.) D.J. Middleton	Gau pum	N	A
Ericaceae	<i>Trifolium repens</i> L.	Tri rep	E	H
	<i>Vicia nigricans</i> Hook. & Arn.		N	H
Fabaceae	<i>Geranium sessiliflorum</i> Cav.		N	H
Geraniaceae	<i>Phacelia secunda</i> J.F. Gmel		N	H
Hydrophyllaceae	<i>Sisyrinchium cuspidatum</i> Poepp.		N	H
Iridaceae	<i>Luzula chilensis</i> Nees & Meyen ex Kunth		N	H
Juncaceae	<i>Lycopodium paniculatum</i> Desv.		N	H
Lycopodiaceae	<i>Nothofagus antarctica</i> (G. Forst.) Oerst.		N	Ar
Nothofagaceae	<i>Nothofagus pumilio</i> (Poepp. & Endl.) Krasser	Not pum	N	Ar
	<i>Codonorchis lessonii</i> (Brongn.) Lindl.		N	H
Orchidaceae				

	<i>Gavilea lutea</i> (Pers.) M.N. Correa		N	H
Oxalidaceae	<i>Oxalis adenophylla</i> Gillies ex Hook. & Arn.	Oxa ade	N	H
Poaceae	<i>Agrostis capillaris</i> L.		E	H
	<i>Bromus coloratus</i> Steud.	Bro col	N	H
	<i>Festuca magellanica</i> Lam.		N	H
	<i>Poa nemoralis</i> L.		E	H
	<i>Poa pratensis</i> L.	Poa pra	E	H
	<i>Poa alopecurus</i> (Gaudich. ex Mirb.) Kunth	Poa alo	N	H
	<i>Phleum alpinum</i> L.		N	H
	<i>Poaceae 1</i>			H
Polemoniaceae	<i>Microsteris gracilis</i> (Hook..) Greene		E	H
Polygonaceae	<i>Rumex acetosella</i> L.	Rum ace	E	H
Ranunculaceae	<i>Ranunculus peduncularis</i> Sm.		N	H
Rosaceae	<i>Acaena ovalifolia</i> Ruiz & Pav.	Aca ova	N	H
	<i>Acaena pinnatifida</i> Ruiz & Pav.	Aca pin	N	H
	<i>Potentilla chilensis</i> (L.) Mabb.	Pot chi	N	H
	<i>Geum magellanicum</i> Comm. ex Pers.		N	H
Rubiaceae	<i>Galium hypocarpium</i> (L.) Endl. ex Griseb.		N	H
Santalaceae	<i>Myoschilos oblongum</i> Ruiz & Pav.	Myo obl	N	A
Saxifragaceae	<i>Ribes cucullatum</i> Hook. & Arn.	Rib cuc	N	A
Scrophulariaceae	<i>Calceolaria crenatiflora</i> Cav.	Cal crê	N	H
	<i>Veronica serpyllifolia</i> L.	Ver ser	E	H
Violaceae	<i>Viola maculata</i> Cav.	Vio Mac	N	H

En el Análisis de Componentes Principales (ACP), se extrajeron 4 componentes principales (CP) con autovalores superiores a 1 que, en conjunto, explicaron el 92% de la variabilidad. Los dos primeros CP, que explican el 68,7 % de la variabilidad, se utilizaron para construir un gráfico “Biplot” (Figura 2.13) que muestra las especies asociadas a los sectores cercanos o alejados de los mallines. En el lado derecho del gráfico se encuentran las especies herbáceas exóticas *Poa pratensis*, *Taraxacum officinale*, *Stellaria media*, *Rumex acetosella* y *Trifolium repens*, que registraron mayores coberturas en los sectores cercanos a los mallines, intensamente visitados por los animales (10, 20 y 40 m, donde se registraron mayores indicadores de uso). En estos sectores donde el uso por parte del ganado sería más intenso, también se registraron importantes coberturas de las especies herbáceas nativas *Acaena pinnatifida*, *Potentilla chilensis* y *Bromus coloratus*, y de las especies arbustivas *Berberis microphylla* y *Chiliotrichum diffusum*. A la izquierda del gráfico Biplot, asociadas a los sectores ubicados a mayores distancias desde los mallines

(80, 160 y 320 m), se encontraron las especies herbáceas nativas *Viola maculata*, *Osmorhiza chilensis*, *Blechnum penna-marina*, *Poa alopecurus*, *Carex caduca*, *Acaena ovalifolia*, *Adenocaulon chilense*, *Leucheria thermarum*, *Calceolaria crenatiflora*, *Senecio chilensis* y *Oxalis adenophylla*; los arbustos nativos *Gaultheria mucronata*, *Berberis serrato-dentata*, *Ribes cucullatum* y *Myoschilos oblongum*, y los renovales de *N. pumilio*.

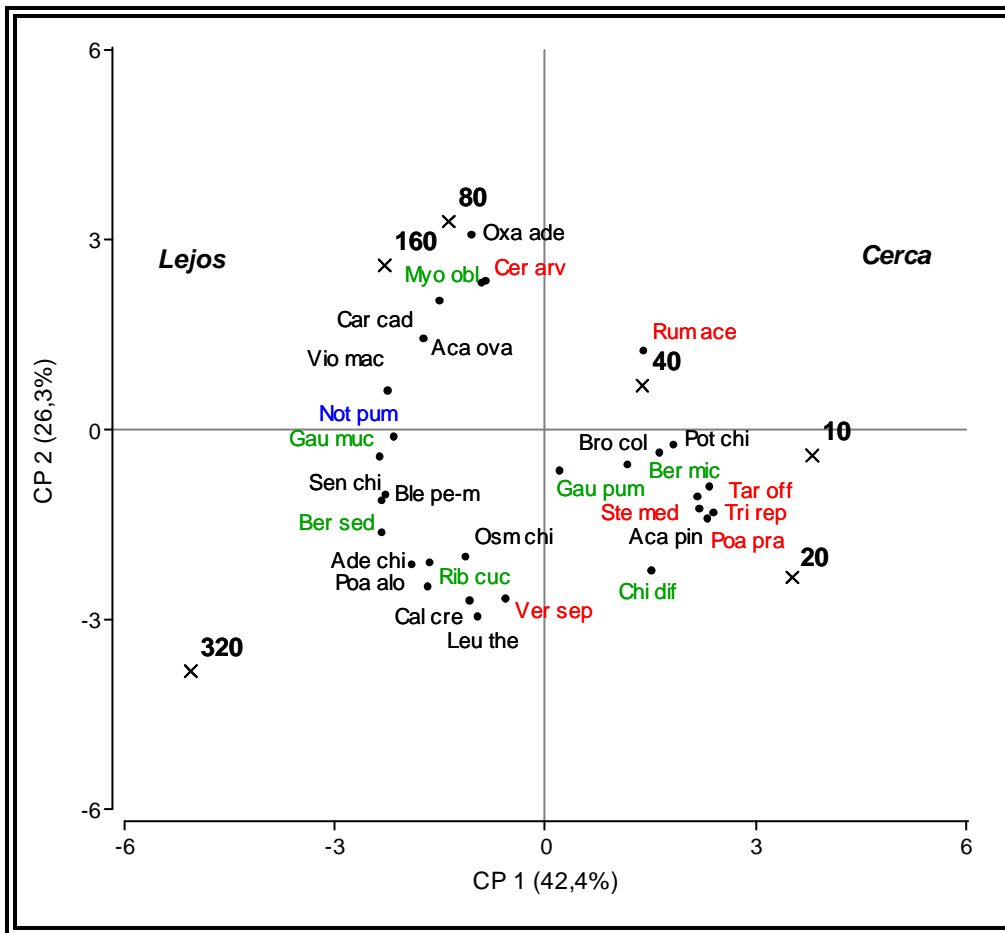


Figura 2.13: Gráfico “Biplot” correspondiente al ACP, en color rojo las especies herbáceas exóticas, en color verde los arbustos nativos, en color negro las especies herbáceas nativas y en color azul la regeneración de lenga (los nombres completos de las especies se encuentran en la Tabla 2.4), y las distancias al mallín (10, 20, 40, 80,160 y 320 m). Los términos lejos y cerca se refieren a la distancia al humedal.

DISCUSIÓN

INTENSIDAD DE USO EN RELACIÓN CON LA DISTANCIA A LOS MALLINES

La dinámica de uso del ganado en los ecosistemas forestales es compleja debido a que en estos ambientes los recursos están heterogéneamente dispuestos. Esta heterogeneidad ocasiona un uso espacialmente desigual de los recursos por parte de los herbívoros (Coughenour 1991, Bailey et al. 1996). En este sentido, en los ecosistemas forestales que rodean mallines de alta oferta forrajera, la heterogeneidad es aún mayor y es posible detectar un uso desigual de los recursos.

La heterogeneidad espacial en el uso de recursos por parte de los grandes herbívoros ya ha sido mencionada para los bosques de la Patagonia (Flueck et al. 1999, Gallopin et al. 2005). En esta región, la carga ganadera es un valor que no explica suficientemente la intensidad de uso del bosque por parte del ganado. Aunque la carga ganadera promedio en el área de estudio fue baja, en el orden de 0,09 UG/ha, los indicadores indirectos son necesarios para entender cómo se utilizan los recursos en este paisaje heterogéneo. En la escala analizada, la distancia a los mallines condiciona fuertemente el uso que hacen los herbívoros de los recursos del bosque, como la relación encontrada entre los indicadores estudiados (compactación del suelo, densidad de heces y sendas). En Patagonia se ha señalado que el ganado selecciona los recursos forrajeros de los mallines entre distintos tipos de ambientes analizados, incluyendo los bosques de *N. antarctica* (Manacorda et al. 1996) y los de *N. pumilio* (Flueck et al. 1999). La elevada disponibilidad de especies de alta palatabilidad en los mallines (Cassola 1988, Flueck et al. 1999) y el hecho de que éstos constituyan la principal fuente de agua, en contraste con la baja oferta de forraje típica del sotobosque de *N. pumilio* (Flueck et al. 1999, Guitart 2004), determina además una tendencia hacia un mayor uso de los recursos del bosque cerca de los mallines. En este estudio se registró una baja cobertura en el sotobosque. La escasa cobertura vegetal en este estrato se corresponde con una baja biomasa (entre 75 y 370 kg de materia seca por hectárea, Capítulo IV). La compactación del suelo registrada en las sendas fue superior a la registrada fuera de ellas. En las mismas se obtuvieron valores de resistencia a la penetración superiores a 20,4 kg/cm² en los sectores más intensamente utilizados por el

ganado. Valores superiores a 20,4 kg/cm² indican que el crecimiento de las raíces estaría siendo dificultoso en el suelo (Letey 1985). La elevación topográfica de los sectores del bosque respecto del mallín no tiene un rol relevante en el uso del espacio por parte de los herbívoros, aunque es importante mencionar que en el área estudiada y en la escala de distancia analizada el rango de elevación topográfica fue bajo (a 10 m de distancia 13 m y a 320 m 41 m de elevación respecto del mallín). Los sectores más productivos y/o con mayor calidad forrajera suelen ser los más seleccionados por los animales (Senft et al. 1987, Bailey et al. 1996). Contrastando los antecedentes con los resultados de este trabajo se puede aseverar que las veranadas del ganado en los bosques de lenga colindantes a mallines presenta un uso de los recursos espacialmente (a escala de parche) heterogéneo. Considerar la distancia a los mallines permite reconocer sectores más intensamente utilizados (aquellos cercanos a los mallines) que serían los primeros 80 metros.

IMPACTO DE LA INTENSIDAD DE USO EN LA REGENERACIÓN DEL BOSQUE

Los valores de densidad de los renovales y frecuencia de regeneración mostraron una relación negativa con la intensidad de uso estimada. En otros estudios se han reportado efectos negativos causados por el impacto del ganado en el proceso de regeneración natural de los bosques de *N. pumilio* (Martínez Pastur et al. 2000a, Bava & Rechene 2004, Cavieres & Fajardo 2005, Collado et al. 2008, Raffaele et al. 2011). En este estudio se registraron bajos valores de densidad promedio de renovales lignificados (3,7 renovales/m²), en general ésta supera los 5 renovales/m² de acuerdo a lo indicado por Bava y Rechene (2004). En el mismo sentido, en los lengales sometidos a pastoreo la densidad de regeneración menor a 1 m de altura es tres veces menor que en lengales exentos de este disturbio (Bava & Puig 1992). El 55 % de las micro-parcelas evaluadas presentó por lo menos un renoval lignificado, en contraste con otros estudios realizados en la zona del Lago La Plata, ubicada en el centro Oeste de la provincia del Chubut, con frecuencias aproximadas al 88 % (López Bernal et al. 2003). Estos datos coinciden con Bava et al. (2006) que relevaron en las cuencas del Chubut, que los bosques de lenga degradados por

sobrepastoreo poseen un porcentaje de regeneración de aproximadamente 42 %, en tanto que en las zonas de bosque no degradado la frecuencia de regeneración fue aproximadamente de 77 %. Se relevó una alta proporción de renovales con intenso daño por ramoneo (ápice y/o la mayoría de las ramas dañadas). El índice de ramoneo, estimado en el renoval más alto (que sería a nivel de micro-parcela el dominante, y el que se espera que en futuro alcance la altura arbórea) mostró valores más intensos en los renovales de entre 10 cm y 2 metros. En este punto es importante considerar el comportamiento ingestivo de las vacas. Estos herbívoros envuelven con la lengua el bocado de forraje y tironean, este comportamiento puede ocasionar un impacto mayor al que podemos medir con el índice de ramoneo, debido a que, probablemente, muchas plantas pequeñas sean arrancadas.

Lenga es una especie que, en el área de estudio, tiene una dinámica de regeneración por claros formando principalmente bosques heterogéneos (conformado por ejemplares arbóreos de diferentes edades). La estrategia de esta especie es mantener un elevado banco de plántulas y renovales pequeños (alta densidad y frecuencia). Ante la apertura del dosel los renovales crecen, y se establecen, llegando en el futuro a cerrar el claro (Donoso Z. 2006). El proceso de regeneración natural de los bosques de lenga es afectado por el ganado, ya que en los sectores intensamente utilizados la frecuencia y densidad de renovales se ven reducidos, se registra un elevado daño por ramoneo de los renovales dominantes.

IMPACTO DE LA INTENSIDAD DE USO EN EL SOTOBOSQUE

La riqueza específica total registrada en este estudio (61 especies) fue mayor a la citada para otros sitios de bosques de *N. pumilio* (Damascos & Rapoport 2002, Lencinas et al. 2008, Sánchez-Jardón et al. 2010). Esta variable del sotobosque no mostró cambios relacionados con la intensidad de uso del ganado. De igual manera, el índice de diversidad de Shannon-Wiener tampoco indicó variación en relación con la intensidad de uso del ganado. Los antecedentes en bosque de *Nothofagus* indican que estas atributos convencionales de diversidad escasamente permiten interpretar la conservación de la

biodiversidad o el mantenimiento de la integridad del ecosistema (Rusch et al. 2005). La cobertura total del sotobosque fue baja, aunque, similar a la reportada por Bastías Fuentes (2005), y con predominio de las especies de hábito herbáceo como han sugerido Moore (1983) y Lencinas et al. (2008) para bosques de *N. pumilio* de Tierra del Fuego. La cobertura total presentó una tendencia a valores más altos en los sectores principalmente utilizados por el ganado. Estos valores más altos de cobertura registrados, se corresponden con las mayores coberturas de especies herbáceas exóticas en los sectores más cercanos a los mallines (10 y 20 m), donde, según lo mostraron los indicadores, el uso por parte del ganado es más intenso.

Las principales especies exóticas registradas fueron *Poa pratensis*, *Stellaria media*, *Trifolium repens*, *Taraxacum officinale* y *Rumex acetosella*. En estos sectores también se registraron algunas herbáceas nativas que contribuyeron a una mayor cobertura total, como *Bromus coloratus*, *Acaena pinnatifida* y *Potentilla chilensis*, y que han sido citadas para otros bosques de *N. pumilio* expuestos a uso ganadero (Sánchez-Jardón et al. 2010). En cuanto al estrato arbustivo, una de las principales especies registrada en los sectores más utilizados por el ganado fue *B. microphylla*, que resulta frecuente en sitios sobrepastoreados (Gallopín et al. 2005) y *C. diffusum*, que es una especie adaptada al pastoreo, ya que incrementa sus defensas químicas en ambientes con intensa presión de herbivoría (Braun et al. 2003). El ingreso de especies exóticas bajo el impacto de grandes herbívoros también se ha mencionado para otras áreas boscosas de Patagonia (Relva & Veblen 1998, Vázquez 2002, Blackhall et al. 2008). El incremento de la cobertura de las herbáceas exóticas en los sectores más disturbados del bosque podría deberse a la introducción de semillas de nuevas especies transportadas por el ganado (Holmgren 2002, Collado et al. 2008), que logran establecerse y dominar pues están mejor adaptadas al pastoreo. El uso selectivo que realizan los animales en el bosque induce cambios en la composición de especies, relacionándose éstos con la calidad forrajera de las mismas (Veblen et al. 1989, Relva & Veblen 1998, Vázquez 2002). En los bosques de *N. pumilio* bajo otros impactos antrópicos, distintos al ganadero, las especies exóticas son raras y representan entre el 8 y el 14 % de la riqueza específica total del sotobosque según Damascos & Rapoport (2002) y Lencinas et al. (2008), respectivamente. En cambio, Sánchez-Jardón et al. (2010)

encontraron un 42 % de especies exóticas en el sotobosque de *N. pumilio* expuesto a uso ganadero. En este trabajo, el 19 % de las especies registradas fueron exóticas.

En los sectores del bosque con menor intensidad de uso (a 320 m de distancia al mallín), la cobertura de especies exóticas fue escasa o nula. En cambio, se registraron las mayores coberturas de las especies herbáceas nativas *Poa alopecurus*, *Osmorhiza chilensis*, *Adenocaulon chilense*, *Calceolaria crenatifolia*, *Leucheria thermarum*, *Senecio chilensis* y *Blechnum penna-marina*; y algunos arbustos nativos, como *Gaultheria mucronata*, *Ribes cucullatum*, *M. oblongum* y *Berberis serrato-dentata*. Todas estas especies son características del sotobosque de lenga (Damascos & Rapoport 2002, Lencinas et al. 2008, Gallo et al. 2013).

En los bosques Patagónicos, los efectos de la actividad ganadería sobre el sotobosque y la regeneración, y en general sobre otros componentes del ecosistema es difícil de evaluar debido a la falta de relictos sin ganado y a la heterogeneidad del paisaje. En este trabajo, en sistemas de bosque de lenga y mallín (como fuente principal de agua y forraje), no contamos con una situación de bosque testigo sin ganado, sin embargo registramos que la intensidad de uso del ganado en el bosque decrece con la distancia al mallín. Los mayores niveles de uso de los herbívoros se registraron en los sectores colindantes a los mallines hasta una distancia aproximada de 80 m. Resultados similares se han registrado en relación a las fuentes de recursos atrayentes (agua y forraje) en otros sistemas ganaderos en California (Tate et al. 2003), en ecosistemas semiáridos de África (Todd 2006), en ecosistemas boscosos del norte Irán (Pour et al. 2012) y en bosques de álamo (*Populus tremuloides* Michx.) de Canadá (Kaufmann et al. 2013).

Los ecosistemas que evolucionaron con baja presión de herbivoría serían especialmente frágiles a los impactos de la ganadería sobre la biodiversidad y otros servicios ecosistémicos (Cingolani et al. 2008). Los bosques Andino Patagónicos y en particular los bosques de lenga han evolucionado sin este impacto. En este sentido, las modificaciones en los ecosistemas boscosos asociadas a las mayores intensidades de uso del ganado fueron: el incremento de la cobertura de especies herbáceas exóticas, la

disminución en la frecuencia y la densidad de los renovales del bosque y elevado niveles de daño por ramoneo en los renovales dominantes.

CONCLUSIONES

- En los campos de veranada constituidos por bosque de lenga y mallines, la distancia a los mallines permite estimar diferentes niveles de intensidad de uso en los sectores de bosque. Los sectores boscosos más intensamente utilizados por el ganado son los primeros metros colindantes a los mallines, aproximadamente hasta los 80 m. Esto podría constituir una herramienta práctica y útil para la planificación sostenible del uso forestal y ganadero en la región. Esta herramienta, podría ajustarse para otros parches con una heterogeneidad espacial similar a la aquí estudiada.
- En los tres sitios estudiados en el Oeste del Chubut, asociado a las mayores intensidades de uso del ganado en el bosque, se registraron cambios en la regeneración y el sotobosque de lenga. Es importante considerar que este trabajo no contó con una situación similar de bosque de lenga y mallines sin ganado lo cual permitiría formular conclusiones más contundentes.
- En los sectores del bosque con mayor nivel de uso por parte del ganado se observó una disminución en la frecuencia y densidad, y un mayor daño en los renovales. Sería importante replicar este estudio en otros puntos de la distribución de los bosques de lenga, y con otras cargas ganaderas para poder sacar conclusiones que abarquen la amplitud de situaciones particulares que existen en otras áreas de Patagonia.
- El sotobosque posee una escasa cobertura, y está conformado principalmente por especies de hierbas. La composición de especies es perturbada donde el uso del ganado es más intenso, provocando un aumento de la cobertura de especies herbáceas exóticas. En cambio, en los sectores de escaso uso el sotobosque presenta casi exclusivamente especies nativas.

- La información generada en este estudio puede proporcionar orientación para el uso sostenible de los bosques de *N. pumilio*. No obstante, los procesos implicados son tan complejos que existe necesidad de mayor conocimiento de otros aspectos del ecosistema. La reglamentación existente no permite el ingreso del ganado a los bosques posteriormente a un manejo forestal, sin embargo la superposición de usos forestal y ganadero ocurre frecuentemente. En estos casos, por ejemplo, podría recomendarse el establecimiento de zonas de amortiguación alrededor de los mallines, donde se excluyan las actividades forestales, aunque esto no solucionaría el problema, sino tan sólo evitaría que se agrave.

CAPÍTULO III



INTENSIDAD DE USO DEL GUANACO (*LAMA
GUANICOE*) EN EL BOSQUE DE LENGA EN RELACIÓN
CON LA DISTANCIA A LAS VEGAS

INTRODUCCIÓN

Los grandes herbívoros pueden alterar la heterogeneidad espacial de la vegetación, influyendo en los procesos ecosistémicos y en la biodiversidad (Hendrix 1988, Cingolani et al. 2008). Ellos utilizan recursos forrajeros y no forrajeros de los ecosistemas, y en función de las características del hábitat se mueven en el espacio seleccionando y utilizando sectores de alimentación, de descanso, de protección y aguadas (Coughenour 1991, Bailey et al. 1996). En los ecosistemas boscosos pueden causar un efecto directo sobre la regeneración debido tanto al consumo como al pisoteo de plántulas y renovales (Chadwick & Larson 1999, Rooney & Waller 2003), lo cual provoca una disminución del crecimiento o un incremento de la mortalidad de los mismos (Perry 1994). La interacción ungulado - vegetación se puede estudiar en múltiples escalas (Senft et al. 1987). Cuando una misma población de ungulados hace uso de un mosaico de parches boscosos y no forestales no se puede analizar aisladamente el uso dentro de los bosques o en los pastizales, ambos tipos de hábitats deben considerarse (Rooney & Waller 2003, Weisberg & Bugmann 2003). Las influencias antropogénicas, como el cambio en el uso de la tierra y el pastoreo del ganado doméstico, han provocado fragmentaciones en el hábitat de los ungulados silvestres, lo cual ha redundado en modificaciones en la dinámica poblacional de los mismos (Weisberg & Bugmann 2003).

El guanaco (*Lama guanicoe* Müller 1776) es una de las dos especies de camélidos sudamericanos silvestres de mayor tamaño. Este herbívoro posee un amplio rango de distribución, desde los 8° S en Perú hasta los 55° S en la Isla Navarino (Chile) (Puig 1993). Aunque el hábitat natural de este camélido está conformado por pastizales (Raedake 1980), en Tierra del Fuego ingresa a los bosques de *Nothofagus*, este comportamiento no se ha registrado en la zona continental de Patagonia. En estos bosques se ha mencionado que el guanaco impacta negativamente en el proceso de regeneración del bosque de lenga (*Nothofagus pumilio*), principalmente en los sectores ecotonales entre estepa y bosque de Tierra del Fuego (Bonino & Pelliza Sbriller 1991b, Rebertus et al. 1997). Uno de los

ambientes característicos del ecotono en la Isla, y que frecuentemente utiliza este herbívoro, son los bosques de lenga colindante a humedales o “vegas”. Los humedales son ambientes de alta calidad forrajera y están conformados por vegetación herbácea, principalmente de los géneros *Eleocharis*, *Juncus* y *Carex*, y en los sectores más secos por *Festuca* y *Acaena*, entre otros. Estas especies herbáceas son altamente apetecibles no solo para el guanaco sino también para el ganado (Clausen et al. 2006).

El sotobosque de lenga en Tierra del Fuego se caracteriza por poseer una escasa oferta forrajera. El piso forestal está tapizado por mantillo, un estrato herbáceo ralo y un estrato arbustivo disperso (Moore 1983, Burgos 1985).

La población de guanacos residente en Tierra del Fuego era de aproximadamente 20.000 individuos en los años 80 del siglo pasado (Raedake 1980), con una densidad media en el año 1995 de 0,97 individuos/Km² (Montes et al. 2000). La mayor abundancia relativa de las poblaciones de guanaco en la Isla se concentra en el área de ecotono bosque-estepa (Bonino & Fernández 1994, Montes et al. 2000, Vázquez 2002, Collado et al. 2008). En los últimos censos realizados sobrevolando las áreas de vegas en la zona central de la Isla, y excluyendo el bosque, mostró en 2008 una densidad de 2,05 individuos/Km² y un total de 14.000 animales para ese área (Schiavini et al. 2009). En las vegas de la Reserva Corazón de la Isla se estimó una densidad de 0,18 guanacos/Km² (Gigli 2001). En los sectores ecotonales de la Isla, sin influencia de ganado doméstico, el guanaco presenta una población sedentaria que permanece en el bosque (Dodds 1997).

Los antecedentes evidencian que este herbívoro nativo dificulta el proceso de regeneración del bosques de lenga debido al constante ramoneo (Schmidt et al. 1998, Martínez Pastur et al. 1999, Cavieres & Fajardo 2005). Este efecto se ha evidenciado tanto en los bosques vírgenes como aprovechados, en el lado argentino y chileno de Tierra del Fuego (Skrt et al. 1997, Schmidt et al. 1998, Pulido et al. 2000). Después del aprovechamiento, se establece una abundante regeneración, pero las plantas no logran crecer normalmente por el ramoneo persistente de los guanacos (Schmidt et al. 1998). En la zona ecotonal de la Isla, la mayor incidencia del guanaco en las áreas boscosas podría deberse a: i) la extensa ocupación del ganado ovino, y actualmente el ganado bovino, abarcando las vegas dentro de la zona de distribución natural del guanaco (Franklin 1982,

Raedake 1982); ii) su protección legal, que podría haber redundado en una recuperación de las poblaciones (Franklin 1982, Dodds 1997, Martínez Pastur et al. 1999); iii) la construcción de caminos y otras vías de comunicación, que podrían haber alterado la conducta migratoria de los herbívoros; iv) factores relacionados al cambio climático global, asociados a inviernos menos rigurosos en términos de temperatura y precipitaciones níveas, que regulan la cantidad de crías de guanaco que sobreviven (Montes et al. 2000) permitiendo un incremento poblacional y v) las aperturas del bosque causadas por manejo forestal que incrementa la oferta forrajera del sotobosque.

OBJETIVO, HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

Objetivo: Caracterizar diferentes niveles de daño producido por las poblaciones naturales de guanaco sobre la regeneración y el sotobosque de lenga, en relación con la distancia a las vegas.

Hipótesis: La existencia de zonas de mayor productividad forrajera, como las vegas, en una matriz boscosa incrementa el uso que hacen los guanacos del bosque aledaño.

Predicción:

- Dentro del bosque de lenga y a medida que aumenta la distancia a la vega, se observará menor cantidad de signos de presencia (indicadores de uso) de guanacos y disminuirá el impacto sobre la regeneración y el sotobosque de lenga.
- A menor distancia de los humedales se observa mayor cantidad de signos de presencia (indicadores de uso) de herbívoros en el bosque.
- Las modificaciones en la regeneración (frecuencia, densidad y daño por ramoneo) y el sotobosque (composición específica, cobertura, índices de diversidad) estarán relacionadas con diferentes intensidades de uso por parte de los herbívoros.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio está ubicada en una zona agroecológica del ecotono bosque-estepa (DGEyCP 1998) al norte del Lago Fagnano en el centro de la provincia de Tierra del Fuego. Entre los 54° 23' y los 54° 28' de latitud Sur y los 67° 13' y 67° 34' de longitud Oeste, y los 130 y 240 msnm (Figura 3.1). El paisaje se caracteriza por presentar ondulaciones del terreno, en las áreas más altas se ubican manchas boscosas de lenga, en tanto que las zonas bajas son ocupadas por vegas.

El clima está controlado por los frentes polares del Pacífico y el Atlántico Sur. Los vientos predominantemente del Oeste acarrearán humedad del Océano Pacífico. Cuando alcanzan la costa y se levantan por encima de las montañas, van depositando la humedad en forma de lluvia o nieve, haciéndose más secos a medida que continúan hacia el Este. Esto se traduce en un marcado gradiente de humedad, con altas precipitaciones en el Sur y Oeste y menores en el Norte y el Este, donde además se da una diferencia estacional más marcada (Moore 1983). Los datos meteorológicos de la localidad de Tolhuin, cerca del área de estudio, indican una temperatura media anual alrededor de 4,5° C y precipitaciones medias mensuales alrededor de los 46,4 mm (Gigli 2001). El suelo corresponde al orden Entisoles y se caracteriza por ser escasamente evolucionado (Antequera 1997). En este sector los usos del suelo ganadero, forestal y turístico presentan un nivel intermedio.

Se seleccionaron tres sitios de estudio con vegas rodeadas de bosque: Estancia María Cristina (MC), y Reserva Corazón de la Isla 1 y 2 (R1 y R2). El sitio MC se ubica entre las coordenadas 54° 28' 21,1'' lat. Sur y 67° 34' 21,7'' long. Oeste. El sitio R1 se encuentra a 54° 27' 18,0'' lat. Sur y 67° 30' 32,8'' long. Oeste, y el sitio R2 se ubica a 54° 23' 56,7'' lat. Sur y 67° 13' 35,9'' long. Oeste (Figura 3.1). Los bosques de lenga del área de estudio han sido aprovechados forestalmente mediante floreos, que consisten en la extracción selectiva de los mejores individuos maderables, de una antigüedad aproximada de 50 años. En estos sitios no se encuentra ganado, de manera que las poblaciones naturales de guanaco son los únicos ungulados que utilizan los recursos del bosque.

DISEÑO DE MUESTREO

El diseño de transectas, parcelas y micro-parcelas es el mismo que el planteado en el Capítulo II para la provincia del Chubut (Figura 2.2), con la diferencia que en una de las transectas del sitio R1 se instalaron solo 4 parcelas en lugar de 6, debido a un cambio marcado en la fisonomía del sitio. Además, debido a que los guanacos realizan bosteaderos, para la estimación de la densidad de heces en Tierra del Fuego se consideraron tanto los bosteaderos como las heces individuales; y se estimó el volumen aproximado de los bosteaderos activos (con presencia de heces frescas), mediante la ecuación del volumen de un cono oblicuo de base elíptica: $V = \pi \cdot a \cdot b \cdot h \cdot 1/3$ siendo **a** y **b** los semiejes de la elipse y **h** la altura del cono. Además, a la estimación de la densidad de sendas se le adicionó el recuento de revolcaderos.

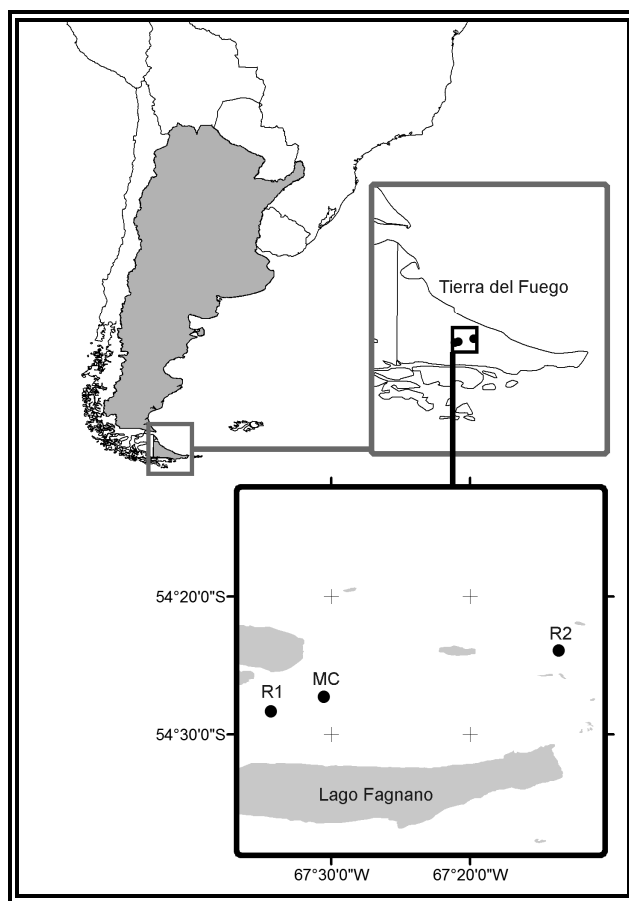


Figura 3.1: Área de estudio ubicada en Tierra del Fuego. Los tres sitios de estudio: Estancia María Cristina (MC), Reserva Corazón de la Isla 1 y 2 (R1 y R2) se ubican al norte del Lago Fagnano.

ANÁLISIS DE DATOS

El análisis de los datos fue en general el mismo que el realizado para el estudio sobre ganado vacuno en los bosques de lenga de la provincia de Chubut (Capítulo II).

Se estimaron los valores de altitud, pendiente y exposición en toda el área boscosa circundante a las vegas en cada sitio mediante el modelo digital de elevación (MDE) SRTM-C, del sitio web del Consorcio en Información Espacial (<http://srtm.csi.cgiar.org>). Posteriormente con estos valores se establecieron clases según intervalos y se graficó la frecuencia de pixeles (de 8100 m² cada uno) de un área de 800 ha, y de todas las parcelas de muestreo (1200 m² aproximadamente 6 ha), en cada clase. De esta manera se puede evaluar la representatividad espacial del muestreo realizado.

Se analizaron las variables del bosque (Área basal, altura dominante, Radiación incidente, Cobertura del dosel y la densidad de árboles) mediante un Modelo Lineal Generalizado de medidas repetidas para datos longitudinales, en el cual la distancia se ingresó como un factor repetido con 6 niveles y los sitios se consideraron bloques. El análisis fue realizado con un nivel de significancia de $p < 0,05$ y un test a posteriori de Fisher. La existencia de esfericidad de la matriz de covarianzas fue probada mediante el test de Mauchly, la misma fue descartada ajustando los grados de libertad por el método de Huynn-Field (SPSS Inc. 2006).

Las variables: indicadores de uso de los herbívoros (densidad de heces, densidad de sendas y revolcaderos, volumen de bostaderos y compactación de suelo), las variables respuesta del sotobosque (Cobertura total, por forma de vida y origen, índice de diversidad de Shannon-Wiener, Riqueza específica) y las regeneración (Densidad, Frecuencia e Índice de ramoneo) se analizaron utilizando Modelos Lineales Mixtos (específicamente Modelos de coeficientes aleatorios). Mediante regresiones lineales simples se relacionó, para la hipótesis 1 la distancia al mallín (variable regresora) con cada variable indicadora de uso (variable respuesta) considerando como coeficientes aleatorios sobre el intercepto y la pendiente a las transectas anidadas en los sitios. El mismo análisis se realizó para la hipótesis 2, pero en este caso se relacionó la variable indicadora de uso densidad de heces (variable regresora) con cada variable respuesta de la regeneración y el sotobosque. En este caso se

consideraron coeficientes aleatorios la distancia anidada en las transectas y en los sitios. Los coeficientes aleatorios se consideraron correlacionados. El método de estimación fue Máxima Verosimilitud Restringida (REML) y se utilizó el criterio de Akaike (AIC) para comparar el ajuste del modelo. Se trabajó con un nivel de significación del 5%. El procesamiento de los datos se realizó por medio del software Infostat.

Mediante un gráfico descriptivo se evaluó la altura del renoval más alto (altura dominante de la regeneración) en la totalidad de las micro-parcelas. En este gráfico se expresó la frecuencia de micro-parcelas sin regeneración y la frecuencia de cada clase altura.

RESULTADOS

CARACTERÍSTICAS DEL ÁREA DE ESTUDIO

Mediante el modelo de elevación se evaluaron la altitud, pendiente y exposición en toda el área de estudio, abarcando aproximadamente 800 ha de bosque (Figura 3.2). En tanto que, con las parcelas de muestreo (52 x 1200 m²) el área evaluada fue de 6 ha. En el área de estudio la altitud predominante fue de entre 100 y 300 msnm y las parcelas de muestreo también se ubicaron en este rango de altitud. En tanto la pendiente predominante en el área de estudio fue escasa, menor a 10°, las parcelas de muestreo se ubicaron principalmente en terrenos con valores de pendiente menores a 20°. En el área evaluada predominaron las exposiciones Sur, Norte y Oeste, y las parcelas de muestreo también abarcaron estas exposiciones más frecuentes en el área (Figura 3.2).

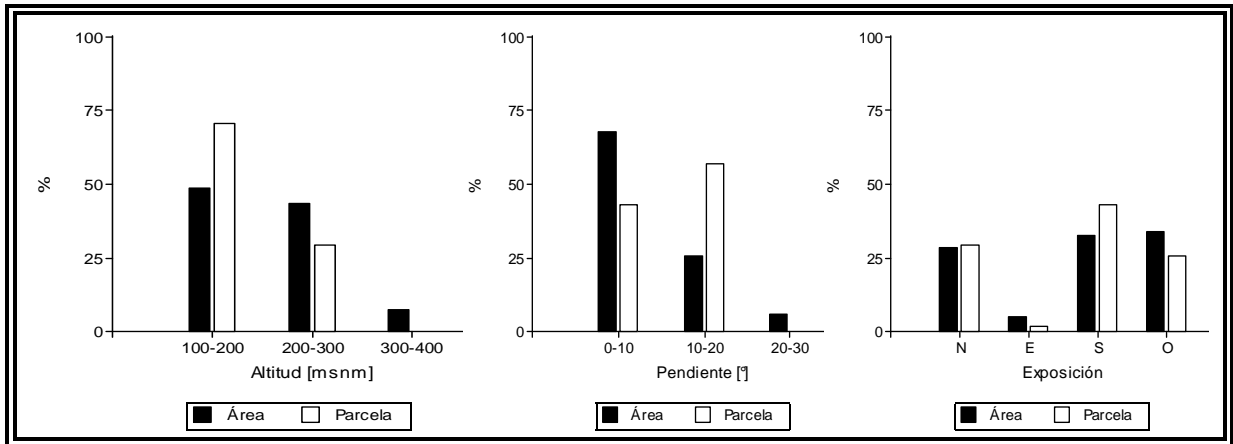


Figura 3.2: Clases de altitud, pendiente y exposición. Se grafica el porcentaje (%) del área total evaluada (píxeles) y del área muestreada (parcela) correspondiente a cada clase generada

Las parcelas de muestreo en los tres sitios se ubicaron en promedio a $50,5 \pm 4,6$ m de elevación topográfica respecto de la vega. Los mayores valores de elevación topográfica se registraron a 160 y 320 m de distancia del borde de la vega ($70,7 \pm 7,8$ y $77,6 \pm 11,5$, respectivamente) en relación con la menor distancia (10 m de distancia, $24,8 \pm 6,1$ m de elevación topográfica) ($F_{gl:2,84}: 3,77$, $p: 0,007$, Figura 3.4a). Las variables del bosque analizadas no mostraron cambios significativos en relación con la distancia a la vega, lo que da indicios de una estructura homogénea del bosque estudiado. Se registraron aproximadamente 421 ± 40 árboles/ha ($F_{gl: 5}: 0,33$, $p: 0,88$, Figura 3.4b). La altura dominante del bosque fue de $23 \pm 0,4$ m ($F_{gl: 5}: 1,32$ $p: 0,29$, Figura 3.4c). El Área basal fue de $48,5 \pm 2,4$ m²/ha ($F_{gl: 5}: F: 2,27$, $p: 0,07$, Figura 3.4d). La radiación incidente total fue de $7,9 \pm 0,3$, la directa $3,8 \pm 0,2$ y la difusa $4,1 \pm 0,2$ ($F_{gl: 3,6}: 2,15$, $p: 0,12$; $F_{gl:5}: 1,92$, $p: 0,12$ y $F_{gl:2,46}: 1,75$, $p: 0,21$, respectivamente, Figura 3.4e), en tanto que la cobertura del dosel fue en promedio $77,7 \pm 0,8$ % ($F_{gl: 2,27}: 2,4$, $p: 0,12$, Figura 3.4f).

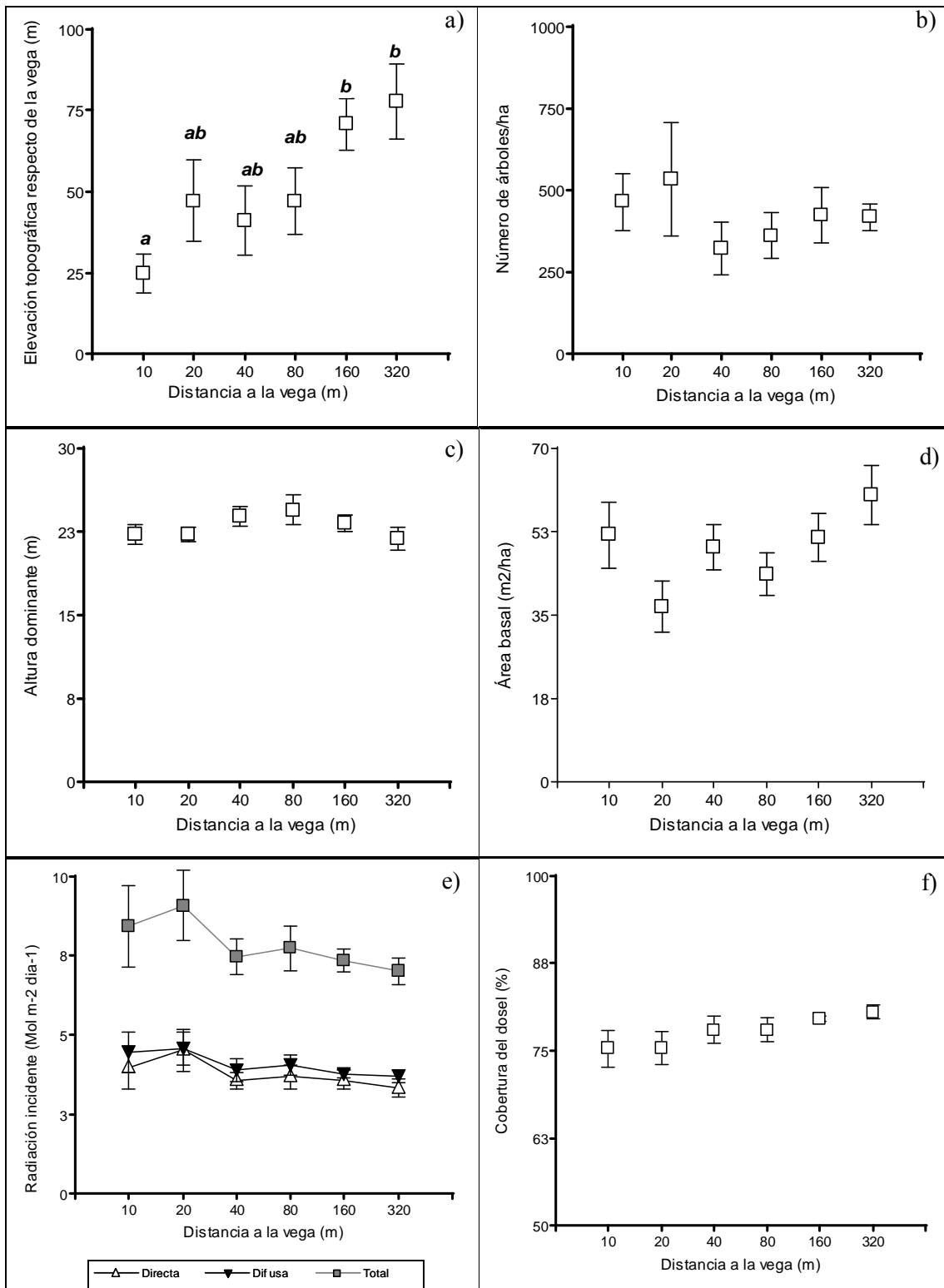


Figura 3.4: Valores promedio y E.E. de la elevación topográfica de las parcelas (m, a), el número de árboles (n/ha, b), la altura dominante del bosque (m, c), el Área basal del bosque (m²/ha, d), la radiación incidente total, directa y difusa (mol m² día⁻¹, e) y la cobertura del dosel (%), en relación con la distancia a la vega. Letras distintas indican diferencias significativas con $p < 0,05$ según Test de Fisher.

INTENSIDAD DE USO Y DISTANCIA A LA VEGA

La densidad total de heces fue en promedio de 0,01 por m², lo que equivale a 1 bosteo o bostedero cada 100 m², y presentó los valores más alto a en los sectores más cercanos a la vega. Este fue el único indicador, de los aquí estudiados que mostró relación con la distancia evaluada (Figura 3.5). La densidad de heces nuevas fue en promedio de 0,004 por m², lo cual indicaría 1 bosteo o bostedero nuevo cada 400 m². El volumen de bosteaderos activos fue en promedio de 0,42 m³/ha. En la Figura 3.6 se muestran fotografías donde pueden compararse las heces individuales y los bosteaderos activos. La densidad de sendas y revolcaderos presentó un valor promedio de 0,001 por m².

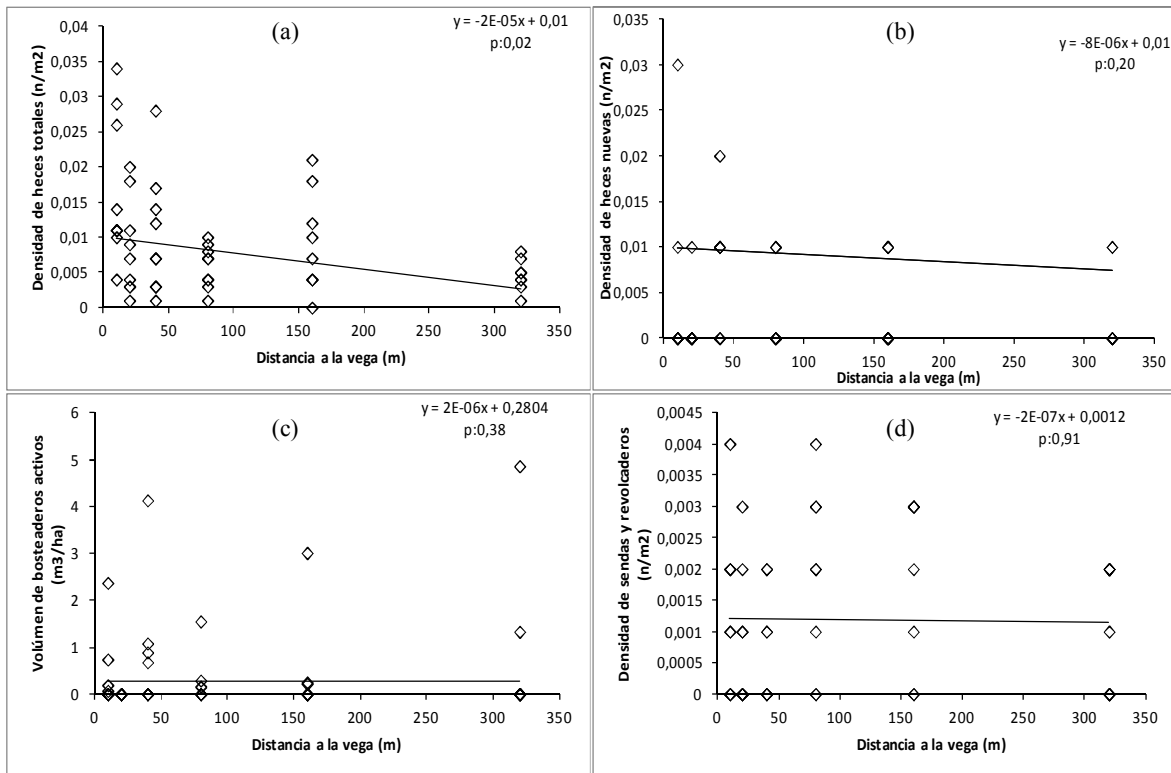


Figura 3.5: Indicadores de uso del guanaco en el bosque: a) densidad de heces total (nuevas + viejas, individuales + bosteaderos), b) densidad de heces nuevas (individuales + bosteaderos), c) volumen de bosteaderos activos y d) densidad de sendas y revolcaderos, en relación con la distancia a la vega. Se indica la ecuación de la recta estimada y el p valor asociado.



Figura 3.6: Fotografías de un bosteadero (arriba) y de heces individuales (abajo) de guanaco, se presenta una escala aproximada para indicar las diferencias en tamaño entre ambos.

La compactación del suelo, estimada a partir de la resistencia a la penetración indicó mayor compactación en revolcaderos y sendas que fuera de estos (Tabla 3.1). En cambio no se observó variación en relación con la distancia a la vega (Figura 3.7). En la Figura 3.8 se observa una fotografía de un revolcadero.

Tabla 3.1: Promedios y D.E de la resistencia a la compactación del suelo en las parcelas, y en las sendas y revolcaderos, en las tres profundidades de suelo analizadas (5,10 y 15 cm).

Ubicación	Profundidad del suelo		
	5 cm	10 cm	15 cm
Parcelas (52)	3,2 (1,1)	5,2 (1,7)	8,8 (2,7)
Sendas (19)	5,0 (1,7)	10,3 (4,7)	13,3 (4,6)
Revolcaderos (5)	9,5 (4,8)	17,0 (8,4)	19,5 (13,9)

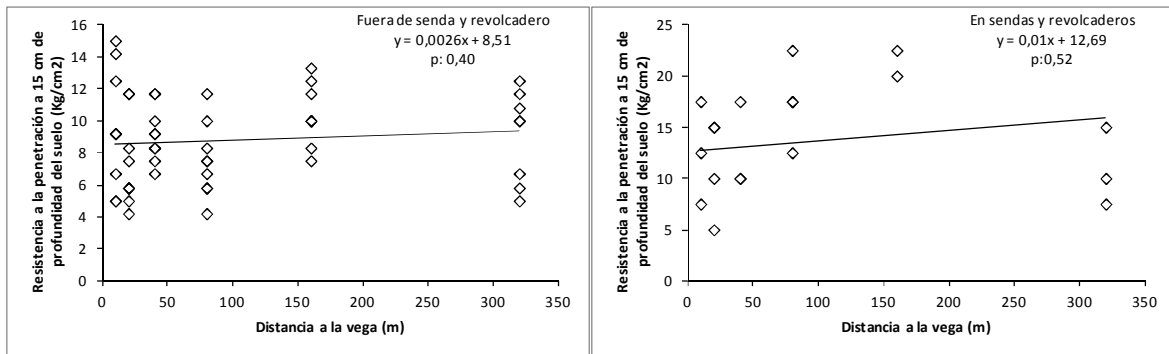


Figura 3.7: Resistencia a la penetración a 15 cm de profundidad del suelo, en sendas y revolcaderos, y fuera de ellos (parcelas). Se indica la ecuación de la recta estimada y el p valor asociado.



Figura 3.8: Fotografía de un revolcadero de guanaco.

CARACTERÍSTICAS DE LA REGENERACIÓN

Considerando la totalidad de los sitios la frecuencia de regeneración fue elevada, del orden del $84,7 \pm 2,1$ %. El promedio de densidad del total de renovales de lenga fue de 104.606 ± 12.177 ind/ha. Al considerar las diferentes clases de altura evaluadas se registraron 87.111 ± 11.557 renovales menores a 10 cm de altura; 14.192 ± 2840 renovales de entre 10 y 50 cm, 3308 ± 1329 renovales de entre 50 cm y 2 m, y 365 ± 251 renovales mayores a 2 m de altura.

Frecuencia de las clases de altura dominante de la regeneración

Al evaluar la clase de altura del renoval más alto en las 1040 micro-parcelas (altura dominante de la regeneración) se evidenció una predominancia de la clase de altura < a 10 cm en el área estudiada (Figura 3.9). La escasa altura de la regeneración del bosque en los sitios de estudio se puede observar en las fotografías de la Figura 3.10.

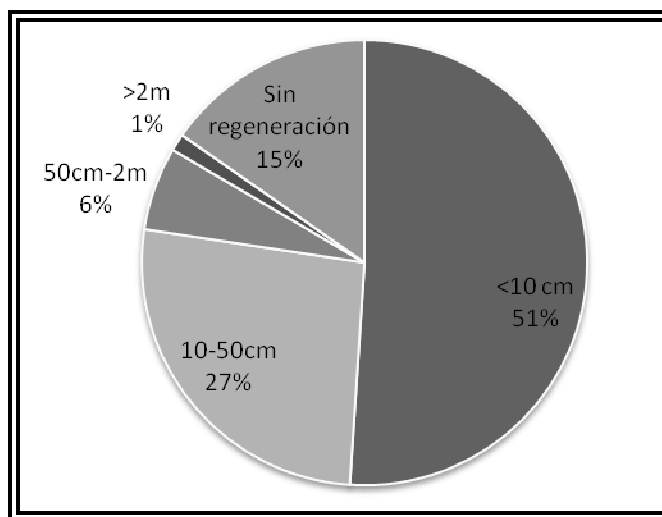


Figura 3.9: Frecuencia de parcelas con regeneración dominante perteneciente a las diferentes clases de altura evaluadas (< 10 cm, entre 10 y 50 cm, entre 50 y 200 cm y >200 cm) y sin regeneración.



Figura 3.10: Claros correspondientes a antiguos aprovechamientos forestales con regeneración de escasa altura.

Regeneración en relación con la estructura del bosque

Utilizando diagramas de dispersión se analizó la relación entre la densidad de la regeneración y las variables estructurales del bosque Área basal y cobertura del dosel

(Figura 3.11). En estos gráficos no se observó relación entre la densidad de renovales y las variables del bosque evaluadas.

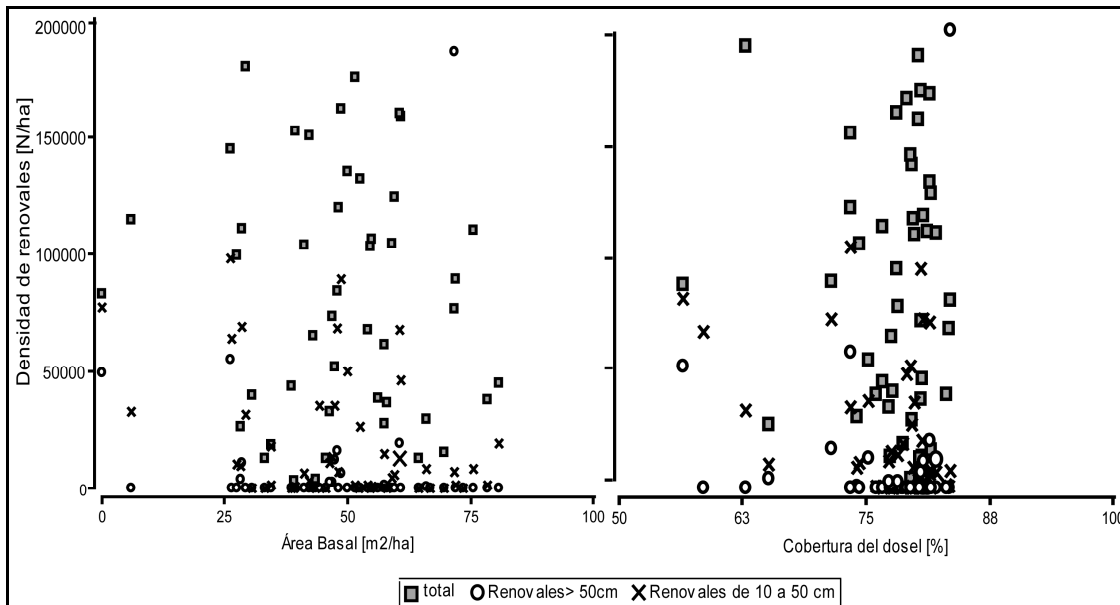


Figura 3.11: Diagramas de dispersión graficando la densidad total de renovales y de aquellos de altura superior a los 10 cm, respecto del Área basal (a) y la cobertura del dosel (b) del bosque. El eje de cobertura de dosel inicia en 50 % ya que no se registraron coberturas menores a ese valor.

Ramoneo de los renovales

El daño por ramoneo fue intenso en el 47,5 % de las micro-parcelas evaluadas (401 de 844 micro-parcelas donde se registró regeneración) (Tabla 3.2). Los renovales correspondientes a la clase de altura comprendidas entre 10 y 200 cm fueron los más intensamente ramoneados. En el 87 % de las micro-parcelas donde el renoval más alto media entre 10 y 200 cm el índice de ramoneo registrado fue intenso (292 de 333 micro-parcelas con regeneración dominante de esta altura). En contraste el 67,7% de las plantas menores a 10 cm de altura evaluadas presentaron un IR nulo (338 de 499 micro-parcelas con regeneración dominante de esta altura). Este índice analizado en relación con la distancia a la vega no mostró tendencia alguna, al igual que la frecuencia y densidad de la regeneración (Figura 3.12).

Tabla 3.2: Número de renovales dominantes de cada clase de altura (<10, 10-50, 50-200, >200 cm) y correspondientes a cada índice de daño por ramoneo (nulo, bajo, moderado e intenso).

IR	Clase de altura del renewal dominante				Total de renewales
	<10 cm	10-50 cm	50-200 cm	>200 cm	
Nulo	338	22	5	8	373
Bajo	25	7	2	1	35
Moderado	28	4	1	2	35
Intenso	108	238	54	1	401
Total	499	271	62	12	844

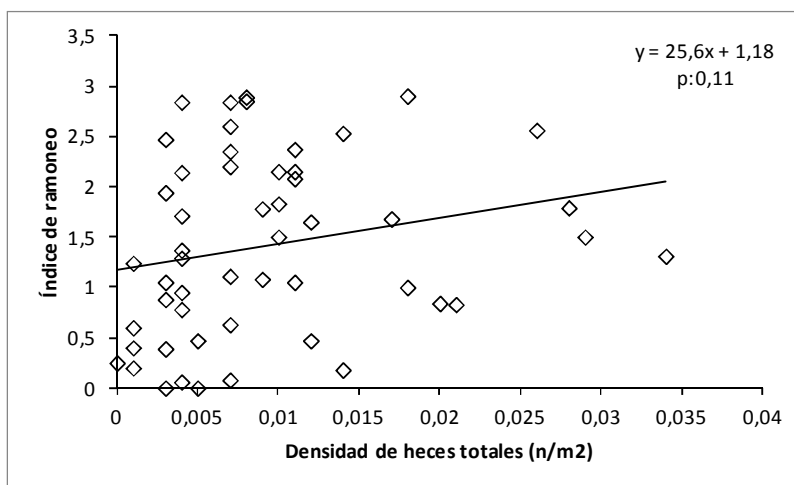


Figura 3.12: índice de ramoneo en relación con la densidad de heces totales de guanaco. Se indica la ecuación de la recta y el p valor asociado.

Intensidad de uso y regeneración

La densidad de renewales no evidenció cambios en relación con la intensidad de uso del guanaco (estimado a partir de la densidad de heces) tanto si se considera la densidad total de renewales, la densidad de renewales mayores a 10 cm de altura ((Figuras 3.12a, y

3.12b), y la frecuencia de renovales, o el daño por ramoneo de los renovales dominantes (Figura 3.12c).

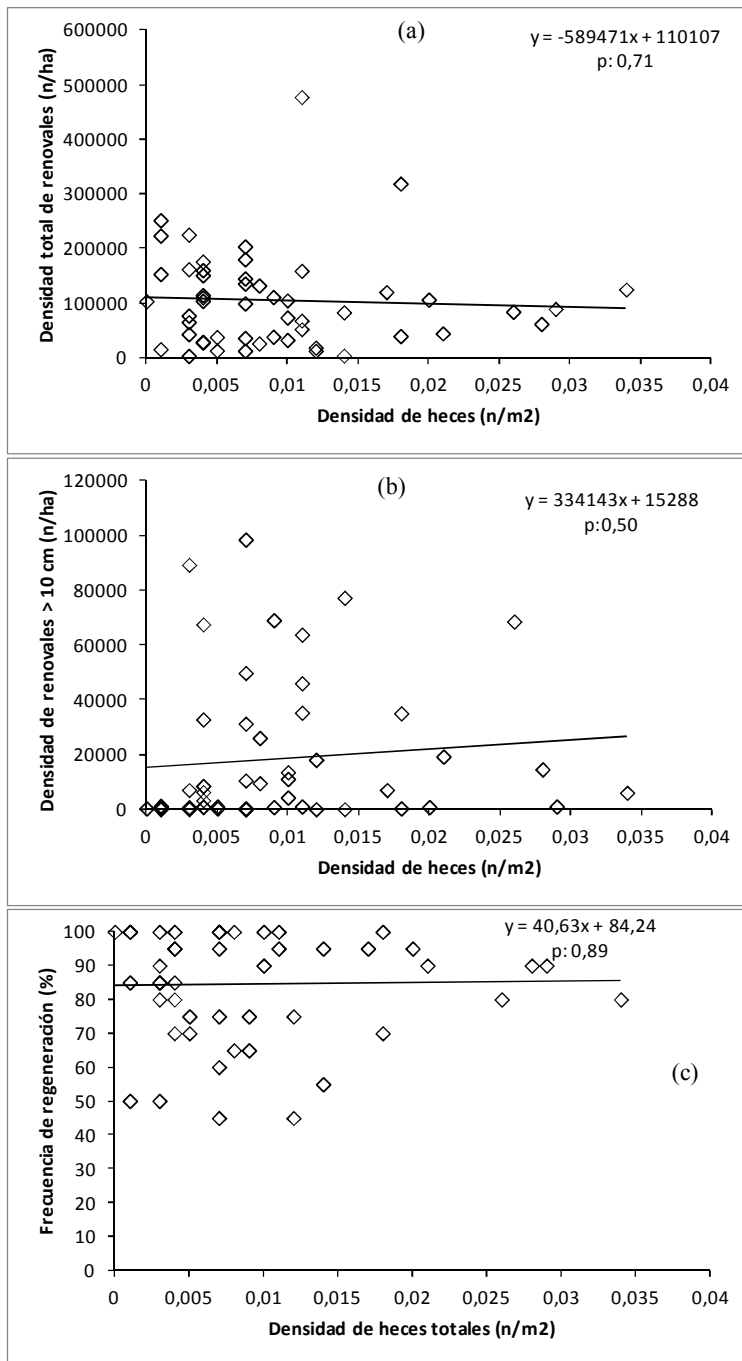


Figura 3.12: Densidad de renovales totales (n/ha, a), Densidad de renovales mayores a 10 cm de altura (n/ha, b), y Frecuencia de micro-parcelas de 2 m² donde se registró al menos un renewal sin cotiledones (c: %), en relación con la densidad de heces totales. Se indica la ecuación de la recta estimada y el p valor asociado.

CARACTERÍSTICAS DEL SOTOBOSQUE

En los tres sitios relevados se registraron 35 especies en el sotobosque de las cuales 1 es arbórea (renovales de lenga), 2 son arbustivas, 7 herbáceas exóticas y las restantes herbáceas nativas (Tabla 3.3). La riqueza específica promedio fue de $11 \pm 0,6$ especies y la diversidad expresada según el índice de Shannon-Wiener fue de $1,4 \pm 0,08$. La cobertura total del sotobosque fue en promedio de $43 \pm 4,2$ % con mayor representación de especies nativas ($32 \pm 3,3$ %), reunidas en herbáceas que ocuparon el $23 \pm 2,8$ %, renovales de lenga que rondaron el $8,5 \pm 1,74$ % y arbustos con escasa cobertura ($0,13 \pm 0,09$ %). Las especies exóticas presentaron una cobertura promedio de $10,6 \pm 2,1$ %. La cobertura de troncos caídos en el área estudiada fue de $8,1 \pm 1,1$ %.

Tabla 3.3: Listado de especies del sotobosque de *N. pumilio*, ordenadas por familia. Se indica el hábito (H: herbácea, A: arbusto, Ar: arbórea) y las especies exóticas con *. Se presenta y el promedio \pm D.E de la cobertura de todas las especies en los distintos sitio (María Cristina, Reserva 1, Reserva 2).

Familia	Especie	FV	María Cristina	Reserva 2	Reserva 3
Apiaceae	<i>Osmorhiza chilensis</i> Hook. & Arn.	H	7,8 \pm 8,2	10,2 \pm 12,5	0,4 \pm 0,6
	<i>Schizeilema ranunculus</i> (d'Urv.) Domin	H	1,8 \pm 4,8	0	0
Asteraceae	<i>Adenocaulon chilense</i> Less.	H	0	0	0,86 \pm 2,67
	<i>Senecio tricuspидatus</i> Hook. & Arn. var. <i>dumosus</i> (Phil.) Cabrera	H	0,1 \pm 0,25	0	0
	<i>Taraxacum gilliesii</i> Hook. & Arn.	H	0,01 \pm 0,05	0,3 \pm 0,6	0,7 \pm 1,3
	* <i>Taraxacum officinale</i> G. Weber ex F.H. Wigg.	H	0,07 \pm 0,2	0,6 \pm 1,2	2,4 \pm 4,4
	<i>Leptinella scariosa</i> Cass.	H	3 \pm 4,4	1,9 \pm 4,2	2,8 \pm 5,7
Berberidaceae	<i>Berberis microphylla</i> G. Forst.	A	0,3 \pm 1,17	0	0
Blechnaceae	<i>Blechnum penna-marina</i> (Poir.) Kuhn	H	1,5 \pm 2,5	0,3 \pm 0,7	1,4 \pm 4,9
Brassicaceae	<i>Cardamine gracialis</i> (G. Forst) DC. Phil.	H	0,2 \pm 0,2	0,1 \pm 0,5	0,04 \pm 0,1
Caryophyllaceae	* <i>Cerastium fontanum</i> Baumg. (Hartmann) Greuter & Burdet	H	0,6 \pm 0,8	0,02 \pm 0,07	0,5 \pm 1,4
Cyperaceae	<i>Uncinia lechleriana</i> Steud.	H	2,2 \pm 3,3	0,2 \pm 0,5	3,1 \pm 7
Dryopteridaceae	<i>Cystopteris fragilis</i> (L.) Bernh.	H	0,01 \pm 0,05	0	0
Euphorbiaceae	<i>Dysopsis glechomoides</i> (A. Rich.) Müll. Arg.	H	4,0 \pm 8,1	0,8 \pm 3,1	1,1 \pm 2,5
Grossulariaceae	<i>Ribes magellanicum</i> Poir.	A	0	0,01 \pm 0,05	0,01 \pm 0,01
Gunneraceae	<i>Gunnera magellanica</i> Lam.	H	0,04 \pm 0,2	0	0
Juncaceae	<i>Luzula alopecurus</i> Dev.	H	0	0,01 \pm 0,01	0
Nothofagaceae	<i>Nothofagus pumilio</i> (Poepp. & Endl.) Krasser	Ar	4,4 \pm 4,1	3,4 \pm 8,3	17,6 \pm 16,5

Familia	Especie	FV	Maria Cristina	Reserva 1	Reserva 2
Plantaginaceae	<i>*Veronica serpyllifolia</i> L.	H	0,14±0,6	0	0,17±0,5
Poaceae	<i>Bromus catharticus</i> Vahl.	H	1,3±3,3	0	0,5 ±1,1
	<i>*Dactylis glomerata</i> L.	H	0,01±0,01	0	0
	<i>Elymus angulatus</i> J. Presl	H	0	0	0,1±0,5
	<i>Festuca magellanica</i> Lam	H	2,4 ±3,2	0,1±0,2	0,9±1,6
	<i>Koeleria fueguina</i> C.E. Calderón ex Nicora	H	0,2 ±0,4	0,01 ±0,02	0,06 ±0,24
	<i>Phleum alpinum</i> L.	H	1 ±1,7	0,5 ±0,8	2,6 ±5,4
	<i>*Poa pratensis</i> L.	H	3,4±6	10,3±16,5	9,1±14,5
	<i>Trisetum</i> sp.	H	0	0,01±0,01	0
Polygonaceae	<i>*Rumex acetosella</i> L.	H	0	0	0,01±0,010
Ranunculaceae	<i>Ranunculus peduncularis</i> Sm.	H	0,01±0,01	0	0
Rosaceae	<i>Acaena magellanica</i> (Lam.) Vahl	H	0,2±0,8	0,13±0,3	0,1 ±0,1
	<i>Acaena ovalifolia</i> Ruiz & Pav.	H	5,5±5,7	0,4±0,9	6,2±6,5
	<i>Geum magellanicum</i> Comm. ex Pers.	H	0,08±0,3	0	0,01±0,05
	<i>Rubus geoides</i> Sm.	H	0,1±0,05	0,13±0,1	0,01±0,01
Rubiaceae	<i>*Galium aparine</i> L.	H	2,0±2,3	0,8±1,4	1,2±2,1
Violaceae	<i>Viola magellanica</i> G. Forst.	H	2,8±3,55	0,02±0,06	0,07±0,28

Sotobosque en relación con la intensidad de uso del guanaco

Las variables del sotobosque se evaluaron en relación con la intensidad de uso. No se registraron relaciones significativas ni con la riqueza de especies o el índice de diversidad (Figuras 3.13). Las coberturas total, y de las especies herbáceas nativas y exóticas, no mostraron un patrón de variación asociado a los diferentes niveles de intensidad de uso (Figuras 3.14). La cobertura de las especies arbustivas fue prácticamente nula y la de lenga fue homogénea en todo el rango de variación de la intensidad de uso.

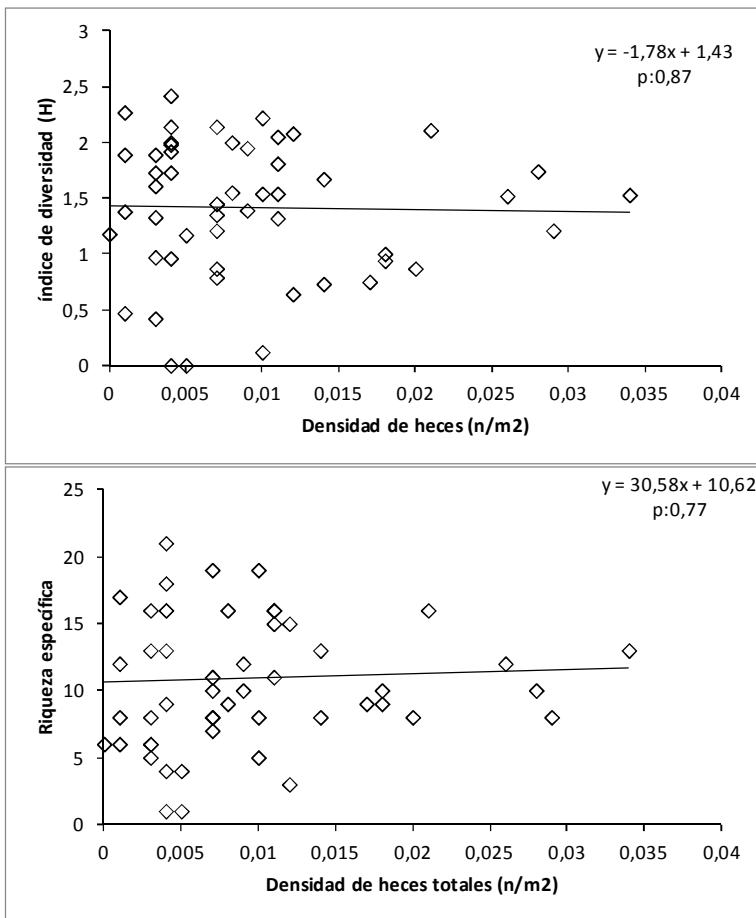


Figura 3.13: Índice de diversidad de Shannon-Wiener y Riqueza específica del sotobosque en relación con la densidad de heces. Se indica la ecuación de la recta estimada y el p valor asociado.

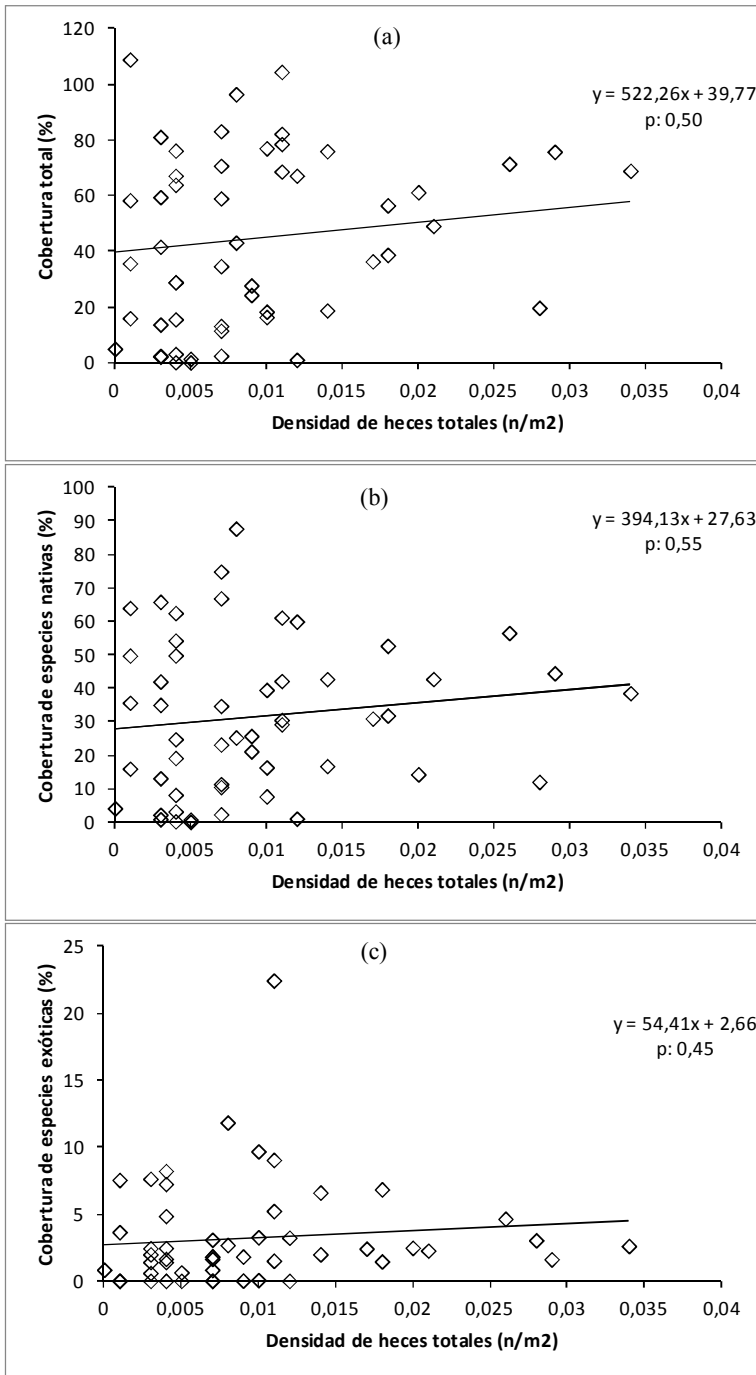


Figura 3.14: Porcentaje de Cobertura total (a) y de especies herbáceas nativas (b) y exóticas (c) del sotobosque en relación con la densidad de heces. Se indica la ecuación de la recta estimada y el p valor asociado.

DISCUSIÓN

INTENSIDAD DE USO EN RELACIÓN CON LA DISTANCIA A LAS VEGAS

La elevación topográfica de las parcelas analizadas en el bosque respecto de la vega colindante fue mínima. Estas variaciones no influyen en el uso del espacio por parte de los guanacos, ya que la movilidad de los mismos no está limitada ni por cadenas montañosas superiores a 1500 m de altura (González et al., 2006). La estructura del bosque, según las variables analizadas, fue relativamente homogénea. Bajo éstas características de sitio, los indicadores de uso del bosque evidenciaron la presencia de los guanacos en el bosque, sin que sea posible describir, a la escala analizada (hasta 320 m), un patrón de intensidad de uso del mismo en relación con la distancia a los humedales aledaños. Estos herbívoros hacen uso de diferentes recursos en el bosque, con fines de refugio, de descanso (Franklin 1982), de cobertura térmica durante el crepúsculo y la noche (Raedake 1982), y también utilizan las especies del sotobosque como recurso forrajero (Bonino & Pelliza Sbriller 1991a, Muñoz González 2008). La mayor densidad total de heces (considerando la suma de bosteaderos y heces individuales, tanto nuevas como viejas) se registró a una distancia de 10 m de la vega. Esta zona (colindante a la vega) es la más utilizada por las poblaciones de guanaco, tanto para circular, ya que continuamente ingresan y egresan del bosque, como para marcar el territorio, porque este sector podría constituir un punto estratégico desde donde el macho dominante puede vigilar a los individuos de su harem tanto en los humedales como en el bosque (Franklin 1982). Sin embargo, esta diferencia en el uso del espacio no se registró al considerar el volumen de bosteaderos, la densidad de heces nuevas, ni en la densidad de sendas y revolcaderos. Aunque no se registró un patrón de variación de la compactación del suelo en relación con la distancia a la vega, esta fue mayor en las sendas y revolcaderos que afuera de ellos. Es importante notar que, en los puntos de suelo más compactado raramente se registraron valores superiores a $20,4 \text{ kg/cm}^2$ de resistencia a la penetración, que es el punto en el cual se dificulta el crecimiento de las raíces en el suelo (Letey 1985). En este sentido, acordamos con la definición del guanaco como un herbívoro de bajo impacto, ya que a diferencia del ganado tiene almohadillas en las patas en vez de pezuñas. Esta característica morfológica contribuye a amortiguar la compactación del suelo (Baldi et al. 2006).

A pesar de que el muestreo realizado en este trabajo abarcó características de altitud, pendiente y exposición predominantes en el área de bosque, probablemente la superficie muestreada (aproximadamente 6 ha) puede haber sido insuficiente para detectar un patrón de uso de estos herbívoros silvestres. Ya que se ha mencionado que los guanacos utilizan y defienden en época reproductiva una superficie promedio de 29 ha (Franklin 1982). En este sentido si existe un patrón de uso del bosque por parte del guanaco en relación con las vegas, este se expresa a distancias mucho mayores a las aquí evaluadas.

INTENSIDAD DE USO MODIFICACIONES EN LA REGENERACIÓN

Las condiciones ambientales predominantes en Tierra del Fuego favorecen el establecimiento de la regeneración en los bosques de lenga (Schmidt et al. 1998, Bava 1999). Es común registrar elevados valores de frecuencia (85%) y densidad (100.000 ind/ha) de regeneración, tal como las registradas en este trabajo. Según Schmidt & Urzúa (1982), esta densidad de renovales aseguraría una buena regeneración del bosque. Sin embargo, de cada 10 renovales registrados, sólo 2 superaron los 10 cm de altura. En este sentido, la densidad de renovales, al menos en Tierra del Fuego, no parece ser un buen indicador para predecir el funcionamiento del proceso de la regeneración ya que, es altamente variable y se debe evaluar asociada a la distribución y al daño por ramoneo (Collado et al. 2008). En coincidencia con lo registrado por Cavieres y Fajardo (2005), los indicadores de regeneración frecuencia y densidad no mostraron cambios en relación con la intensidad de uso (estimada a partir de la densidad de heces). Estos autores registraron mayores daños por ramoneo en los renovales en los sectores con mayor densidad de heces de guanaco. En el mismo sentido, en este trabajo se evidenció una tendencia no significativa a menores daños en los sectores menos utilizados por los guanacos. Esto podría deberse a que los brotes de lenga constituyen un recurso forrajero importante en la dieta de los guanacos, como se ha registrado en otros trabajos (Raedake 1980, Muñoz González 2008) y se describe en esta tesis (Capítulo IV).

El porcentaje de plantas mayores a 10 cm de altura, sin daño por ramoneo, es similar al registrado por Cavieres & Fajardo (2005) para el lado chileno de la Isla (10 %); esta proporción de plantas sanas muestra un escenario dificultoso para la regeneración de la lenga. Este escenario es aún más complicado si consideramos que, i) del total de renovales evaluados el 47 % evidenció un daño intenso (la mayoría de las ramas y/o el ápice comidos), ii) el 90 % de los renovales de altura entre 10 cm y 2 m presentó un daño intenso, y iii) el 90 % de las plantas sin daño correspondió a la clase de menor altura (< 10 cm). Estos efectos detectados en la regeneración del bosque coinciden con los descriptos en otros trabajos, donde la abundante regeneración (aproximadamente 600.000 plantas por hectárea) que se establece en las aperturas del bosque, no logra desarrollarse normalmente debido al persistente ramoneo por parte de los guanacos (Schmidt et al. 1998, Cavieres & Fajardo 2005).

El área de estudio presentó una estructura boscosa homogénea con antiguos floreos realizados a hacha (esto indica una antigüedad superior a los 50 años), inmersos en la masa forestal. En claros de esta antigüedad deberían encontrarse plantas de entre 8 y 20 m de altura (Schmidt et al. 1998, Bava 1999, Martínez Pastur et al. 2011b); sin embargo, en toda el área estudiada el 98 % de los renovales presentó una altura inferior a los 2 m (un tamaño accesible para los animales) y con una fisonomía deformada (Schmidt et al. 1998). A pesar de que el guanaco es un herbívoro de bajo impacto ya que no compacta demasiado el suelo y no desgarrar los tejidos de las plantas (Baldi et al. 2006), el proceso de regeneración natural de la lenga estaría siendo seriamente afectado.

INTENSIDAD DE USO Y MODIFICACIONES EN EL SOTOBOSQUE

Se registraron en total 35 especies de plantas en el sotobosque, resultados coincidentes con la riqueza específica revelada en diferentes situaciones de bosque de lenga de Tierra del Fuego donde se registraron entre 17 y 39 especies de plantas vasculares (Fernández et al. 1998, Lencinas et al. 2008). La cobertura promedio del sotobosque fue de 43 %, representada principalmente por un estrato herbáceo (nativo y exótico) y un escaso estrato arbustivo, donde predominaron los renovales de lenga (Boelcke et al. 1985). No se

registraron evidencias de cambios en las variables del sotobosque analizadas. En otros trabajos se ha indicado que ocurre una aceleración del desarrollo del suelo, de la sucesión de especies, del crecimiento y del desarrollo de las plantas presentes, en las cercanías de los bosteaderos (Franklin 1982, Henríquez 2004). La presencia de heces constituye un efecto sinérgico con la abundancia de la vegetación, ya que contribuye con un importante aporte de semillas desde otros sitios e incrementa el contenido de materia orgánica con altos valores de nutrientes, lo que permite un mayor crecimiento y desarrollo de las plantas. Se observaron incrementos en la cobertura total del sotobosque en los sectores con mayor densidad de heces, pero esta relación no resultó significativa.

Las especies exóticas registradas en el sotobosque, *Poa pratensis*, *Taraxacum officinale*, *Galium aparine*, *Cerastium fontanum*, *Veronica serpyllifolia*, *Rumex acetosella* y *Dactylis glomerata*. Todas ellas excepto *D. glomerata* fueron indicadas por Lencinas et al. (2008) y Fernández et al. (1998) bajo diferentes situaciones de bosque de lenga. Estas especies ajenas al bosque han arribado especialmente desde Europa y se han naturalizado y crecido libremente en ambientes disturbados y no disturbados (Moore 1983). En Tierra del Fuego la ganadería en el sector ecotonal es una actividad frecuente. El guanaco utiliza los recursos tanto del bosque como de las vegas y puede dispersar algunas especies introducidas por el ganado.

En diferentes lugares del mundo las poblaciones de ungulados silvestres han sufrido cambios desmedidos en las últimas décadas. Estas modificaciones se deben principalmente a acciones humanas tales como regímenes de caza, control de depredadores e introducción de herbívoros exóticos, tanto silvestres como domésticos. Los cambios en el uso de la tierra provocan modificaciones en la dinámica de utilización del paisaje por parte de los ungulados (Weisberg & Bugmann 2003, White et al. 2003). Los guanacos han habitado en Tierra del Fuego por más de 8000 años (Sarno et al. 2001), y el ciclo de renovación de un bosque coetáneo de lenga es de entre 300 y 500 años (Rebertus & Veblen 1993a), así los guanacos han coexistido con el bosque por muchísimas generaciones, y su presencia no parece haber sido un impedimento para la regeneración de los bosques de lenga (Muñoz González 2008). Desde hace unos 200 años, asociado a la colonización europea y al accionar antrópico, se incrementó en la Isla la instalación de establecimientos ganaderos y

el aprovechamiento forestal, que, junto con los alambrados, la construcción de ciudades, caminos y otras vías de comunicación, han modificado el paisaje natural en el que coexistían naturalmente las poblaciones de guanacos y los bosques (Schiavini et al. 2009). A la escala analizada no se registraron relaciones significativas entre mayores intensidades de uso del bosque por parte del guanaco y modificaciones en el sotobosque, o en la densidad y la frecuencia de renovales de lenga. Los indicios más evidentes de la herbivoría del guanaco se observaron en el estado de los renovales, donde el elevado daño por ramoneo mantendría, a escala de parches de bosque, la regeneración con fisonomía arbustiva afectando el desarrollo natural de la regeneración de estos bosques. Sería necesario realizar un relevamiento a escala de paisaje que permita dimensionar el problema aquí registrado. Establecer unidades de muestreo testigo (con bosques y vegas sin la influencia de este herbívoro silvestre) sería necesario para poder detectar efectos puntuales en diversos componentes del ecosistema, sin embargo esta situación es muy compleja de conseguir.

CONCLUSIONES

- Se registraron y cuantificaron claros indicios de uso del bosque por parte de los guanacos. Sin embargo, a la escala analizada (hasta 320 m del borde) no se registró un patrón de variación de la intensidad de uso de estos herbívoros en el bosque en relación con la distancia a las vegas.
- La regeneración de lenga es abundante, tal como lo indican la frecuencia y la densidad de renovales. Si estas variables se analizan independientemente no se perciben problemas en el proceso de regeneración causados por las poblaciones de guanaco. Los efectos negativos se observan si se considera que el 90 % de las plantas de entre 10 cm y 2 m de altura presentaron un daño intenso por ramoneo. Además, la altura dominante de la regeneración fue inferior a 50 cm, a pesar de existir claros establecidos hace más de 50 años (producidos por aprovechamientos a hacha) donde es esperable renovales de varios metros.

- El sotobosque presentó atributos (riqueza, diversidad y cobertura) que se corresponden con otros bosques de lenga de la Isla. Este componente del ecosistema no presentó modificaciones asociadas a diferentes niveles de intensidad de uso del guanaco.

CAPÍTULO IV



DIETA DEL GANADO VACUNO Y DEL GUANACO EN BOSQUES DE LENGA

INTRODUCCIÓN

En el Bosque Andino Patagónico la herbivoría de ungulados domésticos y silvestres es uno de los disturbios más relevantes (Veblen et al. 1992). Se han documentado impactos negativos de este disturbio sobre la regeneración de las especies dominantes y sobre el sotobosque. Estos impactos se describen en los capítulos II y III de esta tesis y en otros trabajos (Relva & Veblen 1998, Raffaele et al. 2011). Los herbívoros utilizan los bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*) como protección térmica y contra predadores, como sector de descanso y como fuente de forraje (Montes et al. 2000, Bava & Rechene 2004, Vila & Borrelli 2011).

Los ungulados seleccionan su dieta influenciados por la cantidad y calidad de forraje disponible y por las adaptaciones anatómicas intrínsecas que facilitan su alimentación. En este sentido, los bovinos se han descrito como pastoreadores, lo que implica un importante consumo de especies con elevadas concentraciones de fibras (Hofmann 1989), que resultan abundantes en los mallines (Pelliza Sbriller et al. 1997). En los lengales es frecuente encontrar, insertos en la matriz de bosque, depresiones anegadizas denominadas “vegas” en Tierra del Fuego o “mallines” en Chubut. Estos humedales se caracterizan por poseer elevada productividad de especies de ciperáceas, juncáceas y gramíneas de excelente calidad forrajera (Cassola 1988). Aunque el ganado se alimenta en los mallines (Manacorda et al. 1996) y el guanaco en las vegas (Clausen et al. 2006), ambos utilizan los recursos del bosque, como se describe en los capítulos II y III de esta tesis (Quinteros et al. 2012), a pesar de que el sotobosque de lenga ofrece una escasa cobertura vegetal (Boelcke 1957). Los renovales de lenga, que cubren gran parte del sotobosque, poseen alta palatabilidad (Somlo & Cohen 1997), intolerancia al pastoreo (Veblen et al. 1996), y elevada susceptibilidad a los daños por pisoteo y ramoneo (Rebertus & Veblen 1993b, Bava & Rechene 2004).

La dieta del ganado vacuno se ha descrito para los ambientes de bosques mixtos de *A. chilensis*, *N. pumilio* y *N. antarctica* de Chubut (Vila & Borrelli 2011), en bosques puros de *N. antarctica* en Rio Negro y Neuquén (Manacorda et al. 1996), y bosques puros de *N.*

pumilio en Tierra del Fuego (Soler Esteban et al. 2011). Esta descripción ha revelado una composición dietaria constituida principalmente por especies de gramíneas, graminoides y otras hierbas, siendo mínimos los aportes de especies leñosas (Soler Esteban et al. 2011, Vila & Borrelli 2011). Los renovales del bosque y otras especies leñosas, son ramoneados cuando disminuye la oferta forrajera de los otros grupos más apetecidos (Vila & Borrelli 2011).

El guanaco ha sido descrito como un herbívoro generalista de selectividad intermedia, ya que consume la mayoría de las especies de plantas disponibles. En ambientes esteparios del norte de Patagonia se ha mencionado que esta especie prefiere las especies herbáceas (gramíneas, graminoides e hierbas) y que sólo en la época invernal consume proporciones importantes de leñosas (Puig et al. 1997). En Tierra del Fuego se ha evidenciado que la dieta se compone primordialmente de especies gramíneas, graminoides e hierbas, aunque presenta elevadas proporciones de especies de *N. antarctica*, *N. pumilio* y diversos arbustos (Raedake 1980, Bonino & Pelliza Sbriller 1991b, Rebertus et al. 1997, Muñoz González 2008, Soler Esteban et al. 2011).

Existen diferentes técnicas para evaluar la dieta de los herbívoros silvestres y domésticos, entre ellas, el método microhistológico que consiste en el análisis microscópico de los restos no digeridos de las plantas consumidas. Dicha técnica puede realizarse tomando muestras de contenidos estomacales (Baungartner & Martín 1939) o de heces de los herbívoros en estudio (Dusi 1949). La identificación se basa en el reconocimiento de la epidermis vegetal (principalmente foliar), estructura rica en caracteres constantes para cada taxón y protegida por la cutícula del proceso de digestión. Además de los tejidos epidérmicos algunas estructuras no epidérmicas que resisten la digestión, como el esclerénquima y algunos tipos de parénquima pueden conservarse y constituir restos identificables útiles en el análisis de la dieta (Pelliza, 1993). El análisis microhistológico de heces permite obtener resultados más representativos de la dieta de los herbívoros si se consideran ambos tipos de tejidos (epidérmicos y no epidérmicos) (Palma et al. 2004).

En este capítulo se analizan, de manera separada, las composiciones dietarias de los dos herbívoros en áreas conformadas por bosques de lenga y humedales. En la provincia del Chubut se describe la dieta del ganado vacuno y en Tierra del Fuego la del guanaco.

OBJETIVO, HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

Objetivo: Determinar la importancia relativa de la lenga en la dieta de ambos herbívoros (guanaco y ganado vacuno) y su variación temporal, esto es, al inicio y al final del periodo de pastoreo de verano en el ganado vacuno, y en las diferentes estaciones del año en el guanaco.

Hipótesis: La lenga es una especie poco frecuente en la dieta del ganado vacuno y del guanaco - la dieta de ambos herbívoros está conformada principalmente por especies de gramíneas y graminoides - y cobra importancia sólo cuando las especies de mayor preferencia se hacen menos abundantes.

Predicciones:

- En los bosques de lenga aledaños a los humedales, la lenga representa un porcentaje minoritario en la composición dietaria promedio para ambas especies de herbívoros.
- A medida que disminuye la disponibilidad de herbáceas forrajeras a lo largo de la estación de crecimiento, debido al consumo de los grandes herbívoros, se incrementa la proporción de lenga en la composición dietaria. Esto constituye un patrón temporal en el uso de la lenga como forraje, que en el ganado vacuno va desde el inicio al final del periodo de pastoreo (verano a otoño), y en el guanaco va desde primavera a invierno.
- En el sotobosque las especies herbáceas serán seleccionadas por los herbívoros, en tanto que la lenga será rechazada o consumida proporcionalmente a su disponibilidad.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

Se trabajó en tres sitios de cada provincia, en todos los casos el área de estudio abarcó sectores de bosque de lenga y humedales (mallines o vega) aledaños. Estos sitios se ubicaron en el Noroeste de la provincia del Chubut en campos utilizados para pastoreo estacional (veranada) de ganado vacuno [Laguna Villarino (LV), Corcovado (Co) y Lago Rosario (LR)]; y en la zona ecotonal de Tierra del Fuego, en sectores sin presencia de ganado doméstico [María Cristina (MC), Reserva Corazón de la Isla 1 (R1) y 2 (R2)]. La descripción de los sitios se realizó en los Capítulos II y III.

COLECCIÓN Y ANÁLISIS DE HECES

En Chubut, los muestreos se realizaron en dos periodos contrastantes del pastoreo de verano, al inicio: en Diciembre cuando los animales recién ingresaron al campo, y al final: en Abril días previos a la salida de los mismos. En Tierra del Fuego, los muestreos se realizaron por un lado, en un sector de la Reserva Corazón de la Isla de Tierra del Fuego en Abril, Junio, Septiembre y Noviembre de 2009 y Enero de 2010 (dieta anual). Por otro lado, en los tres sitios (MC, R1 y R2) se realizó un muestreo en la época más accesible al bosque en primavera (Noviembre) y en verano (Febrero).

Cada muestra de heces estuvo integrada por porciones de 5 deposiciones nuevas, colectadas tanto en el bosque, como en los humedales, distantes al menos 50 m entre ellas. En la totalidad de los sitios se colectaron ejemplares de todas las plantas presentes para confeccionar preparados de referencia de los tejidos epidérmicos y no epidérmicos. Las muestras de heces y de plantas se enviaron para su análisis al Laboratorio de Botánica de la Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco sede Comodoro Rivadavia. La composición botánica de la dieta se estimó mediante el método microhistológico de heces (Williams 1969) modificado por Latour & Pelliza Sbriller (1981). Las heces se secaron en estufa a 60 °C, se molieron con un molino analítico IKA A11 obteniendo un tamaño final de partícula de 1 mm, se elaboraron los preparados y se observaron 100 campos microscópicos por muestra. La cuantificación de los ítems integrantes de cada dieta se

efectuó según Holechek & Vavra (1981) y Holechek & Gross (1982) y se expresaron en porcentajes de frecuencia a nivel genérico y/o específico. Los ítems dietarios se agruparon en gramíneas, gramínoideas, hierbas, arbustos y árboles (lenga).

DISPONIBILIDAD DE FORRAJE

En cada sitio de Chubut se caracterizaron los mallines, estimando la superficie de los mismos a partir de la georreferenciación de sus límites tomados con un GPS, y la disponibilidad forrajera en Diciembre mediante cortes de biomasa en cuadros de 0,1 m², con 10 a 15 réplicas tomadas al azar en un recorrido total del área del mallín. Estos cortes de biomasa aérea se realizaron en la primera semana del pastoreo del ganado, teniendo la precaución de no cortar en los sectores donde las plantas ya habían sido consumidas por las vacas. La información sobre disponibilidad forrajera (kg MS/ha) en los mallines de Chubut permitió caracterizar los sitios. En Tierra del Fuego no fue posible metodológicamente realizar un relevamiento forrajero de las vegas colindantes a los bosques estudiados, debido a esto, se caracterizó el área de estudio a través de la información bibliográfica existente. En los 6 sitios (LV, Co, LR de Chubut, y MC, R1 y R2 de Tierra del Fuego), se instalaron 3 transectas desde el borde del mallín hasta los 320 m dentro del bosque. En cada una de ellas se instalaron 6 parcelas principales de 20 x 60 m donde se evaluaron diferentes variables analizadas en los capítulos II y III. Por afuera de cada una de estas parcelas principales se estimó, en cada muestreo de recolección de heces, la disponibilidad forrajera del sotobosque, mediante cortes de biomasa aérea en 4 cuadros de 0,25 m² ubicados sistemáticamente. La biomasa se dividió en gramíneas, hierbas, arbustos y árboles. Esta descripción se realizó al inicio y al final del pastoreo del ganado (Diciembre y Abril) en los sitios de Chubut, y en primavera y verano (Noviembre y Febrero) en Tierra del Fuego. Todas las muestras de biomasa se cortaron a 2 cm del suelo, luego se secaron en estufa a 75 °C por 48 horas y posteriormente se pesaron. La disponibilidad se expresó como kg de materia seca por hectárea (kgMS/ha) en cada sitio.

La técnica microhistológica utilizada en este estudio para la descripción de las dietas del ganado vacuno en Chubut y del guanaco en Tierra del Fuego tiene ventajas y limitaciones. Esta técnica es ampliamente utilizada para determinar la composición botánica de la dieta de herbívoros, mediante la identificación de restos vegetales no

digeridos en muestras dietarias (Pelliza Sbriller et al. 1997). Es relativamente sencilla, lleva poco trabajo de campo (aspecto altamente relevante para este estudio que abarcó sitios distantes 2000 Km entre provincias), y da una mayor información cuantitativa de la dieta. En cambio esta técnica, por ejemplo puede subestimar el consumo de algunas especies altamente digeribles que no son registradas en las heces.

ANÁLISIS DE LOS DATOS

Los supuestos de normalidad (Shapiro-Wilks) y la homogeneidad de la varianza (test de Levene) fueron indagados en la variable disponibilidad de forraje. Las diferencias entre sitios y fechas de evaluación de la disponibilidad forrajera fueron analizadas utilizando ANOVA de una vía y Test de Kruskal-Wallis. El Test de Kruskal-Wallis fue utilizado cuando los supuestos antes mencionados no se cumplían.

Se calculó el índice de selectividad de Ivlev (Krebs 1989): $E_i = (r_i - n_i) / (r_i + n_i)$, donde r_i es la frecuencia porcentual de la especie i en la dieta y n_i es frecuencia porcentual de la especie i en el área de estudio. Este índice varía entre -1 (evita) y +1 (prefiere), mientras que un valor cercano a 0 valores indica que el recurso forrajero es consumido en proporción a su disponibilidad en el ambiente, se consideraron como límite los valores -0,3 y 0,3 (Puig et al. 1996). La selectividad del ganado vacuno y del guanaco por los grupos de gramíneas, hierbas, arbustos y árboles (renovales de lenga) del sotobosque, en cada sitio y periodo, se evaluó relacionando la frecuencia relativa de éstos en la dieta con su disponibilidad relativa en el sotobosque. En este análisis se excluyeron de la dieta de los herbívoros y de la oferta en el sotobosque las especies gramínoideas (*Carex* sp., *Eleocharis* sp., *Juncus* sp y *Uncinia lechleriana*), ya que si bien algunas de estas especies se registraron en el sotobosque la cobertura fue insignificante y su predominancia se encuentra en los humedales donde no se evaluó la disponibilidad en cada muestreo de dieta.

RESULTADOS

DIETA DE GANADO VACUNO EN CHUBUT

Caracterización forrajera del área de estudio

El área de estudio abarca situaciones muy variables pero representativas del noroeste de la provincia del Chubut. Este trabajo abarcó amplios rangos de carga ganadera y de superficie total de campo y de mallines. La disponibilidad forrajera en el sotobosque y en los mallines fue en general baja y varió entre sitios (Tabla 4.1). Nótese que la disponibilidad forrajera de los mallines tiene una tendencia inversa respecto a la del bosque, y que mientras en el sitio Laguna Villarino la disponibilidad forrajera para cada animal es de 10 kg MS en el mallín, en Lago Rosario es de 61 y en Corcovado de 982.

Tabla 4.1: Caracterización general de los sitios de estudio. Promedio \pm E.E. de la disponibilidad de forraje total en el sotobosque, en ambos periodos, y del mallín al inicio de la veranada. Superficie total de campo disponible para cada animal, número de animales por superficie de mallín y % de mallín por superficie total de campo. kgMS/ha: Kilogramos de materia seca/ha.

	Laguna Villarino	Corcovado	Lago Rosario
Disponibilidad forrajera en el sotobosque incluyendo especies leñosas (kgMS/ha)	370,3 \pm 53,7	218,4 \pm 36,7	75,6 \pm 14,8
Disponibilidad forrajera en el mallín (kgMS/ha)	777 \pm 98,4	1669 \pm 182	2312 \pm 322,7
Hectáreas de campo (bosque + mallín)/animal	12,0	6,0	22,3
UG/hectárea de mallín	72,2	1,5	35
% de mallín en el total de campo	0,10	10	0,11

Composición dietaria al inicio y al final de la veranada

La dieta del ganado vacuno en verano en sitios conformados por mallines y bosque de lenga presentó en promedio una elevada frecuencia de especies de gramíneas (32 %) y graminoides (24 %), seguida por lenga (19 %), arbustos (16 %) e hierbas (10 %). Los ítems dietarios más importantes, con una frecuencia superior al 10 % en al menos un sitio o periodo, fueron *Carex* sp., *Eleocharis* sp., *Poa* sp., *Nothofagus pumilio*, *Chilietrichum diffusum* y *Viola maculata* (Tabla 4.2). La composición dietaria varió entre los periodos analizados, aunque en ambos predominaron las especies gramíneas y graminoides pero de manera decreciente durante el periodo. Las gramíneas presentaron una frecuencia de 37 % al inicio y 26 % al final, las graminoides una frecuencia de 26 % al inicio y 21 % al final de

la veranada; las hierbas mostraron un patrón similar con una frecuencia de 13 % al inicio y 7 % al final. En cambio, la lenga registró una frecuencia de 13 % al inicio que ascendió al doble al final (25 %), y los arbustos 10 % al inicio y 24 % al final del periodo de pastoreo (Tabla 4.2).

Tabla 4.2: Frecuencia de las especies y los grupos de especies en la dieta del ganado vacuno. Referencias: (LV) Laguna Villarino, (Co) Corcovado, (LR) Lago Rosario, (i) inicio y (f) final de veranada. Se indican en negrita los promedios por grupos de especies y periodo de pastoreo.

Grupo de especies	Especie	LVi	Coi	LRi	Promedio inicio	LVf	Cof	LRf	Promedio final
Gramíneas	<i>Bromus coloratus</i>	5,4	2,0	1,8	3,1	-	5,0	1,3	2,1
	<i>Poa sp.</i>	27,6	45,3	29,6	34,2	18,4	38,0	15,5	24,0
Total gramíneas		32,9	47,3	31,4	37,2	18,4	43,0	16,8	26,1
Graminoides	<i>Carex sp.</i>	15,6	18,0	18,3	17,3	9,6	20,0	11,0	13,5
	<i>Juncus sp.</i>	3,0	-	3,0	2,0	2,9	5,0	-	2,6
	<i>Eleocharis sp.</i>	16,8	2,0	3,0	7,0	14,0	-	1,3	5,1
Total Graminoides		35,3	20,0	24,3	26,5	26,5	25,0	12,3	21,3
Hierbas	<i>Acaena sp.</i>	6,0	2,0	-	2,7	1,5	-	-	0,5
	<i>Calceolaria crenatifolia</i>	1,2	3,3	1,2	1,9	-	3,0	1,3	1,4
	<i>Cerastium arvense</i>	1,2	-	1,8	1,0	-	2,0	1,3	1,1
	<i>Leuceria thermanum</i>	-	-	-	0	2,2	-	1,3	1,2
	<i>Trifolium repens</i>	-	-	2,4	0,8	2,9	-	1,9	1,6
	<i>Viola maculate</i>	3,6	10,7	7,1	7,1	2,9	-	-	1,0
Total hierbas		12,0	16,0	12,4	13,5	9,6	5,0	5,8	6,8
Arbustos	<i>Chiliotrichum diffusum</i>	7,2	2,7	9,5	6,5	14,7	13,0	27,1	18,3
	<i>Ribes cucullatum</i>	1,2	4,7	4,1	3,3	2,9	-	6,4	3,1
Total arbustos		8,4	7,3	13,6	9,8	17,7	13	33,6	24,1
Árboles	<i>Nothofagus pumilio (lenga)</i>	11,4	9,3	18,3	13,0	27,9	14,0	31,6	24,5

Disponibilidad de forraje y selectividad de la dieta

La disponibilidad de forraje total y de los diferentes grupos vegetales fue diferente entre sitios y periodos, y en todos los casos presentó una elevada variabilidad. En LV, al inicio y al final del periodo de pastoreo (LVi y LVf, respectivamente), y en Coi se registró la mayor disponibilidad total de forraje (Tabla 4.3). En cambio si se considera sólo las especies herbáceas (excluyendo las arbustivas y lenga) la oferta es la siguiente:

Coi>Cof>LRi>LVf>LVi>LRf. Las gramíneas y las hierbas mostraron mayor disponibilidad en Coi, estos valores disminuyen significativamente en este sitio al final de la veranada. En los restantes sitios y periodos la disponibilidad de gramíneas e hierbas fue escasa, presentando los mínimos valores en LRf. La disponibilidad de renovales de lenga fue más abundantes en LV, en ambos periodos analizados, y en LRi, y escasa en Co. La disponibilidad de arbustos también fue mayor en el sitio LV en ambos periodos analizados.

Tabla 4.3: Promedio \pm D.E. de la disponibilidad de forraje total (incluyendo y excluyendo las especies leñosas) y por grupos de especies en los sitios de Chubut (LV, Co, LR) en ambos periodos de la veranada (i) inicio y (f) final. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) según el Test de Kruskal Wallis.

Forraje (kgMS/ha)	LV _i	Co _i	LR _i	LV _f	Co _f	LR _f	H
Total incluyendo leñosas	274,6 \pm 37,4 ^{ab}	345,8 \pm 218,5 ^b	111,0 \pm 103,7 ^a	466,1 \pm 411,3 ^b	90,9 \pm 134,4 ^a	40,1 \pm 53,14 ^a	56,62
Total excluyendo leñosas	23,9 \pm 47,4 ^{ab}	308,3 \pm 235,3 ^d	36,6 \pm 39,3 ^{bc}	27,5 \pm 33,2 ^b	84,7 \pm 135,5 ^c	2,7 \pm 5,8 ^a	55,4
Gramíneas	4,3 \pm 11,6 ^{ab}	136,3 \pm 211,2 ^c	4,2 \pm 6,38 ^b	2,6 \pm 9,50 ^{ab}	52,0 \pm 140,3 ^c	0,1 \pm 0,47 ^a	43,86
Hierbas	19,7 \pm 46,7 ^{ab}	172 \pm 118,8 ^d	32,4 \pm 34,6 ^c	24,9 \pm 32,2 ^{bc}	32,7 \pm 35,4 ^{bc}	2,6 \pm 5,4 ^a	48,56
Arbustos	188,6 \pm 115,8 ^b	34,4 \pm 47,9 ^a	34,9 \pm 75,7 ^a	379,1 \pm 427,2 ^b	6,2 \pm 10,6 ^a	8,3 \pm 14,5 ^a	62,13
Lenga	61,9 \pm 70,5 ^c	3,1 \pm 8,57 ^{ab}	39,5 \pm 66,1 ^c	59,5 \pm 111,7 ^c	0,1 \pm 0,2 ^a	29,0 \pm 48,7 ^{bc}	28,16
Total en mallines	777,1 \pm 311,0	1669 \pm 796,1	2312 \pm 1117,9	-	-	-	

Al evaluar la disponibilidad relativa de cada grupo de especies en la oferta total de forraje en el sotobosque también se observaron diferencias, especialmente entre sitios y en menor medida entre periodos (Figura 4.1). En Co predominaron las gramíneas y las hierbas, en cambio en LV y en LR predominaron las especies arbustivas y los renovales de lenga (Figura 4.1).

El índice de selectividad de Ivlev mostró gran variabilidad entre sitios. Al inicio del periodo de pastoreo en LV el ganado seleccionó gramíneas e hierbas, mientras que lenga fue consumida en proporción a su disponibilidad y los arbustos fueron rechazados. En Co la lenga fue seleccionada, mientras que los arbustos y las gramíneas fueron consumidos en proporción a su disponibilidad y las hierbas fueron rechazadas. En LR el ganado seleccionó las especies gramíneas y los demás grupos de especies fueron consumidos en proporción a su disponibilidad (Figura 4.2). Al final del periodo de pastoreo en LV las gramíneas y las hierbas siguen siendo seleccionadas al igual que los renovales de lenga, en cambio los arbustos son rechazados. En Co, siguen siendo seleccionados los renovales de lenga junto a las especies arbustivas, en cambio las hierbas son consumidas en proporción a su

disponibilidad y las hierbas rechazadas. En LR la selectividad del ganado al final del periodo de pastoreo es similar al inicio del mismo (Figura 4.2).

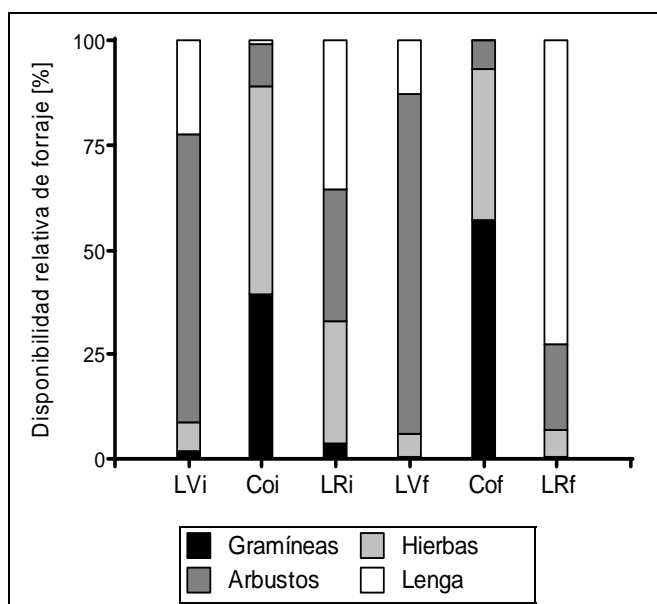


Figura 4.1. Disponibilidad relativa de los grupos de plantas en el sotobosque, estimada como porcentaje del forraje total, al inicio (i) y al final (f) del periodo de pastoreo (veranada), en los tres sitios, LV (Laguna Villarino), Co (Corcovado), LR (Lago Rosario).

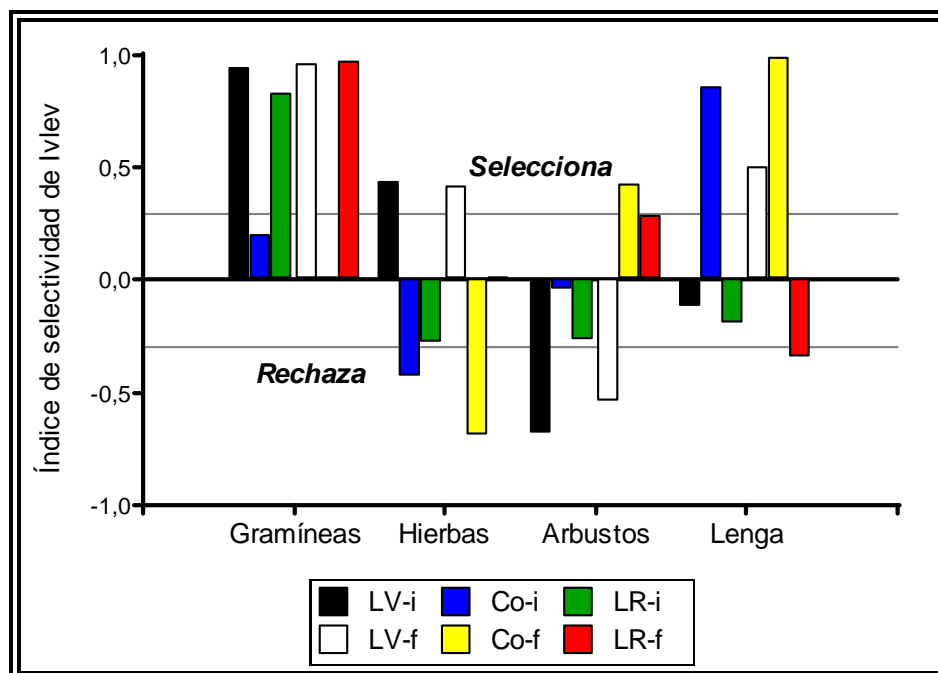


Figura 4.2: Índice de selectividad de Ivlev estimado para los grupos de forraje del sotobosque. La preferencia varía entre -1,0 (evita) y +1,0 (prefiere). Valores cercanos a 0, entre 0,3 y -0,3, indican que el grupo de especies es consumido en proporción a su disponibilidad. Referencias: LV (Laguna Villarino), Co (Corcovado), LR (Lago Rosario); inicio (i) y final (f) de la veranada.

Caracterización del área de estudio

Los tres sitios estudiados en Tierra del Fuego corresponden al área Agroecológica de Ecotono bosque-estepa. La fisonomía del lugar es similar para los tres sitios con bosque de lenga colindantes a grandes superficies de vegas. A modo de caracterización de este área se puede mencionar que la Reserva Corazón de la Isla tiene una superficie máxima estimada de 100.000 ha. De esta superficie un 55 % está cubierta de bosques de lenga (de protección, aprovechado y virgen) y un 10% corresponde a sectores de humedales (vega, pastizal y turba), la superficie restante pertenece a bosque de ñire (4%), desierto andino (16%), vegetación de alta montaña (6%), y lago, lagunas y superficie anegada (10%). En la Tabla 4.4 se presentan datos climáticos de los últimos 15 años, del año 2009, y de cada mes de recolección de heces de guanaco para este estudio (2009-2010). Se puede observar que el año en el cual se evaluó la dieta del guanaco (2009) presentó condiciones climáticas más frías que los últimos 15 años, especialmente en la temperatura media y máxima, y en cantidad de días con presencia de nieve. Respecto de los meses evaluados se puede mencionar que las características climáticas de Noviembre se aproximan más a las estaciones de otoño-invierno que a la estación de primavera. Estos datos provienen de la estación meteorológica 879380 (SAWH) ubicada en Ushuaia (Latitud: -54,8, Longitud: -68,3 y Altitud: 16 msnm), Tierra del Fuego.

Tabla 4. 4. Características climáticas de los últimos 15 años, del año 2009, y de cada mes en los que se realizó muestreo de heces de guanaco. Los datos corresponden a la Estación Meteorológica 879380 (SAWH) de Ushuaia, Tierra del Fuego.

	T media anual (°C)	T máxima media (°C)	T mínima media (°C)	Precipitación total (mm)	Total de días de lluvia	Total de días de nieve
Promedio de los últimos 15 años	6,0	10,1	2,7	568,8 mm	186	52
Año 2009	5,6	8,8	3,1	no se calcula	214	83
Abr-09	5,9	8,3	3,8	68,1	23	6
Jun-09	2,8	5,1	0,9	153,1	19	13
Sep-09	4,9	8	2,1	20,3	12	8
Nov-09	4,5	7,7	2	44,2	16	12
Ene-10	9	12,6	6,2	113,0	25	0

Composición dietaria anual del guanaco

La dieta anual del guanaco presentó en promedio una elevada frecuencia de lenga (28 %) y gramíneas (28 %), seguida por graminoides (24 %), hierbas (12 %) y arbustos (4%). Los ítems más importantes, con una frecuencia superior al 10 % en al menos uno de los meses evaluados, fueron *N. pumilio*, *Festuca magellanica*, *Uncinia lechleriana*, *Carex* sp. y *Poa* sp. (Tabla 4.5). La composición dietaria mostró variación entre las estaciones analizadas. *Nothofagus pumilio* presentó la mayor frecuencia en primavera e invierno (en orden de importancia noviembre, septiembre y junio), en cambio la menor frecuencia de esta especie se registró en verano (enero). El aporte de los arbustos a la dieta, que en general fue escaso, presentó los valores extremos en primavera, con la mayor frecuencia en septiembre y la menor en noviembre. Las especies de gramíneas fueron abundantes en la dieta anual, con las mayores frecuencias en otoño e invierno. Las especies graminoides registraron las frecuencias más elevadas en la dieta de verano y primavera, y la más baja en invierno (Tabla 4.5). Al igual que los arbustos, las especies herbáceas registraron bajas frecuencias en la dieta mostrando valores extremos en primavera, pero en sentido contrario a los arbustos el menor valor correspondió a septiembre y el mayor a noviembre. Los líquenes también estuvieron presentes en la dieta de todas las estaciones evaluadas, aunque con baja frecuencia. El valor más bajo se registró en verano.

Tabla 4.5: Frecuencia de las especies y los grupos de especies en la dieta del guanaco en las diferentes estaciones evaluadas. Los datos corresponden a muestras tomadas en la Reserva Corazón de la Isla. Se indican en negrita los promedios por grupos de especies.

Grupo de especies		Verano	Otoño	Invierno	Primavera		Promedio
					Septiembre	Noviembre	
Gramíneas	<i>Bromus coloratus</i>	4,2	-	-	-	-	0,8
	<i>Festuca magellanica</i>	2,8	10,5	6,3	5,9	6,1	6,3
	<i>Poa</i> spp.	20,8	12,6	19,4	16,7	1,3	14,2
	<i>Phleum alpinum</i>	1,4	4,2	1,7	2,4	2,7	2,5
	<i>Koeleria fueguina</i>	-	1,6	2,8	1,2	-	1,1
	<i>Elymus</i> spp.	0,7	7,4	6,3	2,4	-	4,2
Total Gramíneas		29,9	36,3	36,5	28,6	10,1	28,3
Graminoides	<i>Carex</i> spp.	37,5	19,5	4,0	6,5	18,9	17,3
	<i>Uncinia lechleriana</i>	0,7	7,4	6,8	5,3	12,8	6,6
	<i>Luzula</i> spp.	0,7	1,6	-	-	-	0,4
Total Graminoides		38,9	28,5	10,8	11,9	31,7	24,3
Hierbas	Dicotiledónea herbácea	11,1	-	-	-	8,1	3,8
	<i>Acaena</i> sp.	2,1	7,9	13,1	1,8	7,4	6,5
	<i>Blechnum penna-marina</i>	-	-	1,7	4,2	1,3	1,8
Total Hierbas		13,2	7,9	14,8	6,0	16,8	11,7
Arbustos	<i>Berberis</i> sp.	1,4	3,7	1,1	1,2	1,3	1,7
	<i>Gaultheria</i> sp.	-	1,0	1,1	6,5	-	1,7
	<i>Empetrum rubrum</i>	-	0,5	1,7	-	-	0,5
Total arbustos		1,4	5,2	3,9	7,7	1,3	3,9
Árboles	<i>Nothofagus pumilio</i> (lenga)	15,9	20,5	30,3	36,3	38,5	28,3
Líquenes		0,7	1,6	3,4	9,5	1,3	3,3

Disponibilidad de forraje y selectividad de la dieta

La frecuencia de los diferentes grupos de especie en la dieta correspondiente a los tres sitios (MC, R1 y R2) se presenta en la Figura 4.3. En febrero predominan en la dieta los grupos gramíneas, lenga y graminoides, en cambio líquenes hierbas y arbustos presentan escasa frecuencia. En noviembre predominan en la dieta lenga y graminoides y disminuyen las gramíneas.

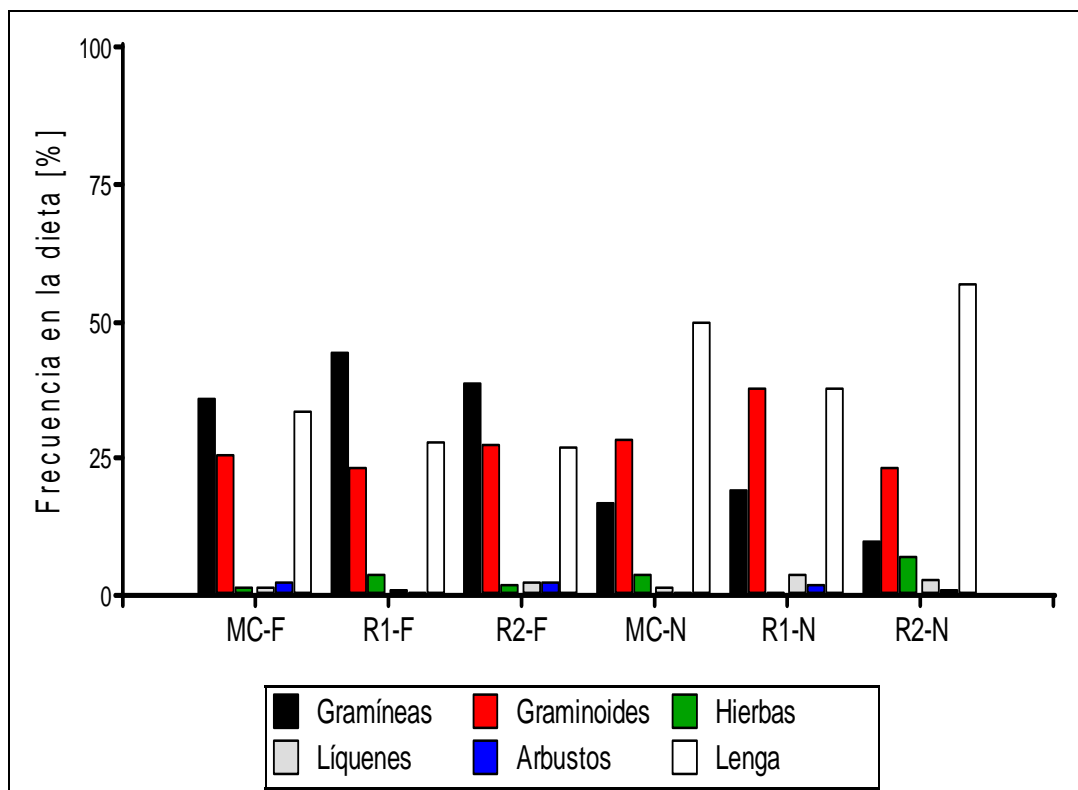


Figura 4.3: Frecuencia de los grupos de especies en la dieta del guanaco en los tres sitios (María Cristina, Reserva Corazón de la Isla 1 y 2, MC, R1 y R2 respectivamente) y en los dos meses evaluados (Febrero, F, y Noviembre, N).

La disponibilidad de forraje total y de los diferentes grupos vegetales fue diferente entre sitios y meses, en todos los casos presentó una elevada variabilidad. Considerando la disponibilidad total de forraje, en ambos periodos en R2 se registraron los valores más altos (Tabla 4.6). Las gramíneas no indicaron variación entre sitios y periodos. Las hierbas mostraron la menor disponibilidad en noviembre en R1. Los renovales de lenga fueron más abundantes en R2 en ambos periodos analizados. Los arbustos presentaron escasa a nula disponibilidad en el sotobosque. Considerando la disponibilidad relativa de cada grupo de especies en el sotobosque se observó que las gramíneas predominaron, seguidas por lenga y graminoides; en cambio los arbustos fueron prácticamente nulos (Figura 4.4).

Tabla 4.6: Promedio y D.E. de la disponibilidad de forraje total (incluyendo y excluyendo las especies leñosas) y por grupos de especies, en los sitios de TF (MC, R1, y R2) y en ambos meses evaluados (Febrero, F y Noviembre, N). Valor H (Test de Kruskal Wallis), letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Forraje (kgMS/ha)	MC-F	R1-F	R2-F	MC-N	R1-N	R2-N	H
Total incluyendo leñosas	161 ± 142 ^{abc}	185 ± 185 ^{ab}	347 ± 290 ^{bc}	176 ± 116 ^{abc}	124 ± 157 ^a	479 ± 482 ^c	13,1
Total excluyendo leñosas	133 ± 32	163 ± 46	241 ± 58	129 ± 25	104 ± 36	289 ± 81	6,4
Gramíneas	65 ± 108	110,1 ± 144,7	125,1 ± 128,4	51 ± 7	85 ± 130	160 ± 193	4,5
Hierbas	61 ± 60 ^b	48,9 ± 59,4 ^b	115,2 ± 156 ^b	58 ± 54 ^b	18 ± 31 ^a	79 ± 172 ^b	13,5
Arbustos	0	0	0,1 ± 0,6	0	0,1 ± 0,2	0,3 ± 1,1	0,2
Lenga	29 ± 32 ^{ab}	23 ± 38 ^a	106 ± 114 ^{cd}	47 ± 36 ^{bc}	21 ± 28 ^a	189 ± 229 ^d	31,7

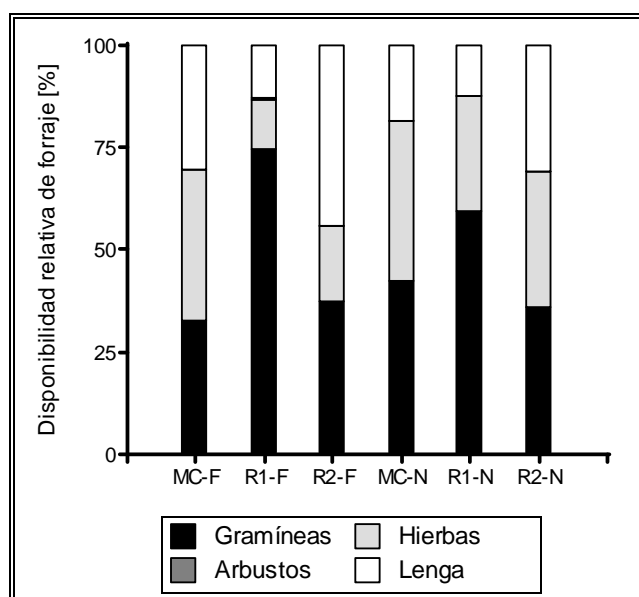


Figura 4.4: Disponibilidad relativa de los diferentes grupos de especies del sotobosque en los tres sitios (María Cristina y Reserva Corazón de la Isla 1 y 2: MC, R1 y R2 respectivamente) y en los dos meses (Noviembre, N, y Febrero, F).

El índice de selectividad mostró iguales tendencias en la selección y el rechazo de los distintos grupos de especies en todos los sitios y en ambas estaciones evaluadas. Las gramíneas, que fueron relativamente abundantes en el sotobosque, resultaron rechazadas por los guanacos en primavera en R1 y R2. En cambio en MC en primavera y verano, y en R1 en verano estas especies fueron consumidas proporcionalmente a su disponibilidad. Las especies de hierbas fueron rechazadas en ambas estaciones y en todos los sitios. Los arbustos fueron consumidos en mayor medida a su disponibilidad en el sotobosque, aunque

es importante mencionar que fueron escasos en la dieta. Estas especies fueron altamente seleccionadas, excepto en MC en primavera y en R1 en verano donde éstos no se registraron en la dieta. Los renovales de lenga fueron seleccionados en MC y R1, mientras que en R2 fueron consumidos proporcionalmente a su disponibilidad (Figura 4.5).

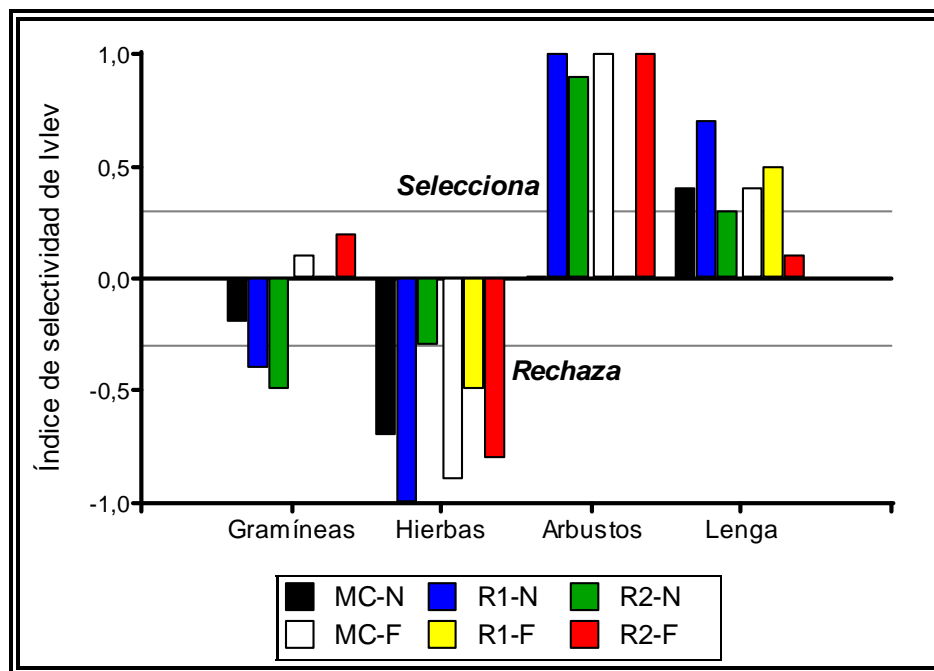


Figura 4.5: Índice de selectividad de Ivlev estimado para los grupos de forraje del sotobosque. La preferencia varía entre -1,0 (evita) y +1,0 (prefiere). Valores cercanos a 0, entre 0,3 y -0,3, indican que el grupo de especies es consumido en proporción a su disponibilidad. Referencias: MC (María Cristina), Reserva Corazón de la Isla 1 y 2 (R1 y R2), F: Febrero, N: Noviembre.

DISCUSIÓN

DIETA DE GANADO VACUNO EN CHUBUT

Las cargas ganaderas promedio en los sitios de Chubut fue de 0,09 UG/ha de campo y es menor a la carga ganadera mencionada para esta provincia (0,123 UG /ha) por von Müller (2013). El consumo de biomasa que realiza una vaca es elevado, 4.500 kg de materia seca por ha y por año. Considerando que un tercio del año las vacas se encuentran en la veranada, el consumo durante el pastoreo en el bosque se aproximaría a 1.500 kg MS/ha por vaca. En este sentido, la productividad que caracteriza al sotobosque de lenga es

escasa, con valores desde 0 a 800 kgMS/ha/año sin considerar las especies leñosas (Lloyd 2008, von Müller 2013). Aunque 1 vaca cada 11 ha parece una carga ganadera baja, si consideramos la disponibilidad forrajera registrada en nuestro trabajo (valores de entre 75 y 370 kgMS/ha), incluyendo los renovales de lenga, se puede estimar que la oferta de forraje es inferior a la necesaria para sustentar el pastoreo de 1/3 del año (desde Diciembre a Marzo). De hecho, se ha mencionado que son necesarias 16 ha de bosque de lenga por Unidad Ganadera (UG) para no afectar significativamente la regeneración del bosque (von Müller 2013). Si además de considerar la forrajimasa existente en el sotobosque incluimos la estimada en los mallines (valores de entre 777 y 2.312 kgMS/ha al inicio del pastoreo de verano), la oferta forrajera del predio (bosque más mallín) asciende a valores de entre 852 y 2.682 kgMS/ha. Estos valores son igualmente bajos si consideramos que se han mencionado productividades forrajeras más altas, aunque muy variables, para mallines de sectores extrandinos de Patagonia, con valores de entre 1.000 y 8.000 kg MS/ha/año (Bonvissuto & Somlo 1997, Varano 2007). La disponibilidad de forraje en los mallines puede estar levemente subvaluada ya que los cortes del pasto se realizaron cuando los animales ya estaban en el campo (en la primer semana del periodo de pastoreo) y aunque se tuvo la precaución de cortar la biomasa aérea de la vegetación en los sectores del mallín donde el ganado aún no había consumido, probablemente la oferta de forraje estimada sería mayor si se hubiera evaluado en jaulas. Por otro lado, es importante mencionar la alta variabilidad de la superficie de mallín en los campos de veranada del Oeste del Chubut. En los tres sitios aquí analizados, las superficies de mallín fueron 3, 6 y 90 ha; y la disponibilidad forrajera puntual estimada fue de 10, 61 y 982 kg MS por animal en Laguna Villarino, Lago Rosario y Corcovado respectivamente. Considerando las necesidades forrajeras del ganado vacuno se puede apreciar que la oferta de alimento en los mallines es escasa y que necesariamente necesitan extraer recursos forrajeros del bosque.

El ganado presentó una dieta compuesta principalmente de especies de gramíneas y graminoides. Este importante consumo de pastos ya ha sido mencionado en otros trabajos (Manacorda et al. 1996, Vila & Borrelli 2011). El consumo de dichas especies estaría favorecido por las adaptaciones que poseen estos herbívoros para consumir alimentos con alto contenido en fibra (Hofmann 1989). Además, estas especies poseen una excelente

calidad forrajera, expresada en su digestibilidad y valor nutritivo, fundamentalmente energía, proteínas, fósforo y potasio (Somlo & Cohen 1997). En el sotobosque de los tres sitios analizados se registraron 61 especies de plantas (Capítulo II), en tanto que en la dieta del ganado se registraron sólo 11 especies (18 % de la riqueza específica de plantas registradas). Estos valores indican que cuando el ganado ingresa al bosque consume las especies más frecuentes y abundantes en el sotobosque. Estas especies fueron principalmente nativas, exceptuando *Trifolium repens* y *Poa sp* (en el sotobosque se registró principalmente *P. pratensis*). De las especies del sotobosque, resultaron importantes en la dieta los renovales de lenga, *Chiliodendron diffusum* y *Viola maculata*. Los renovales son altamente palatables (Veblen et al. 1996), probablemente por el elevado contenido de proteína bruta de sus brotes, como fue citado para ñire (Somlo & Cohen 1997). *Chiliodendron diffusum* es un arbusto poco palatable que podría estar sobreestimado en el análisis microhistológico debido a la presencia de pelos glandulares. Estas características morfológicas (pelos glandulares) se dispersan ampliamente en la muestra registrando mayores frecuencias en las observaciones microscópicas (Feijóo, com. pers.). *Viola maculata* es una hierba, nativa y abundante en el sotobosque de lenga. Además es una especie de buena calidad forrajera, posee 15 % de proteína cruda y 11 % de proteína digerible. Estos valores son superiores a otras especies forrajeras registradas en el bosque, tales como, *Poa pratensis* y *Bromus coloratus* (Somlo & Cohen 1997).

La dieta varía si se analiza al inicio y al final de la veranada. En ambos periodos predominaron las especies gramíneas y graminoides, cuya frecuencia, al igual que la de las hierbas, disminuye al final de la veranada. En cambio, las especies leñosas, especialmente los renovales de lenga, incrementan su frecuencia en la dieta del final del pastoreo estival. La frecuencia de lenga en la dieta casi se duplicó entre el inicio y el final de la veranada y fue mayor a lo registrado en la dieta del ganado bovino en bosques de lenga de Tierra del Fuego (Soler Esteban et al. 2011), probablemente debido a una mayor oferta de especies gramíneas y graminoides en las vegas, que además superan en superficie a los mallines de Chubut. En aquella región, el ganado consume baja cantidad de plantas leñosas, con relativamente elevada concentración de lignina y metabolitos secundarios (Vandenberghe et al. 2007), pero al final del verano se incrementa su consumo (Soler Esteban et al. 2011).

El agotamiento del forraje en los mallines en el verano tardío, originaría un momento crítico para los animales, como se ha mencionado para sistemas con bosques de ñire (Manacorda et al. 1996). A nivel de sitio, las mayores frecuencias de especies del sotobosque en la dieta se registraron en LV y LR, que poseen las menores superficies de mallín, confirmando la tendencia observada en las comparaciones entre principio y final de la estación del crecimiento, que indican que el ganado opta por la lenga y por especies leñosas cuando la oferta de gramíneas, gramínoideas e hierbas disminuyen, al menos en el mallín. No se observaron diferencias registradas entre el daño por ramoneo causado sobre los renovales de lenga entre los diferentes sitios.

Preferencia del ganado por las especies del sotobosque

La preferencia del ganado por las especies de plantas relaciona la frecuencia en la dieta con la disponibilidad en el ambiente (Krebs 1989). En los sitios de Chubut se registró una elevada variabilidad en la disponibilidad de forraje total y de los diferentes grupos vegetales entre los sitios y los periodos analizados. En términos generales, el ganado prefiere consumir gramíneas en ambos periodos de la veranada, y aumenta la preferencia por los renovales de lenga al final de la misma. A nivel de sitio, y considerando las diferentes disponibilidades de los grupos de especies en el sotobosque y las superficies de mallines en cada predio, en los sitios LV y LR los animales seleccionan gramíneas, y en Co prefieren lenga. En este sentido, se puede mencionar que el ganado incorpora importantes proporciones de lenga en todos los sitios (entre 9 y 25 %). Esta especie registró una escasa frecuencia y densidad en el sitio Co, y en consecuencia allí es seleccionada. Que sea una especie seleccionada no implica que la consuman más, sino que la demanda supera la oferta. De hecho Co registró la menor frecuencia de lenga en dieta. Se registró una elevada oferta de especies gramíneas en el sotobosque, aunque es conocido que especies también abundan en los mallines. En este sentido la alta preferencia registrada puede estar sobrevalorada ya que para su estimación sólo se consideró su disponibilidad en el sotobosque. Nuestras evidencias indican que el ganado consume selectivamente especies de *Nothofagus*, como han mencionado otros autores (Soler Esteban et al. 2011, Vila & Borrelli 2011), que este consumo está fuertemente asociado al final de la estación de crecimiento,

esto podría afectar el desarrollo de la regeneración de los bosques de lenga (Bava & Rechene 2004, Vila & Borrelli 2011).

Nuestra hipótesis planteaba que el ganado prefiere consumir especies gramíneas y gramínoideas. Coincidiendo con la misma, se registró una elevada proporción de estas especies en la dieta y las mismas fueron seleccionadas por los animales (esto corresponde a las gramíneas ya que la oferta de gramínoideas no fue estimada). Además, esperábamos que el ganado consumiera mayor proporción de lenga y otras leñosas al final del periodo de pastoreo, cuando la oferta de especies herbáceas disminuye. En este sentido nuestra hipótesis también fue corroborada ya que el consumo de esta especie por el ganado se duplicó al final del periodo de pastoreo respecto del consumo al inicio del mismo.

DIETA DE GUANACO EN TIERRA DEL FUEGO

En general, la dieta anual del guanaco presentó elevada frecuencia de renovales de lenga y de especies de gramíneas, principalmente *Festuca magellanica*, *Poa* sp., y gramínoideas, como *Carex* sp. y *U. lechleriana*, lo que coincide con otros trabajos realizados en Tierra del Fuego (Bonino & Pelliza Sbriller 1991b, Muñoz González 2008) Soler Esteban et al. (2011) que también registraron predominancia de *N. pumilio* y *Carex* sp. a lo largo del año en la dieta de este herbívoro. Por otro lado, y a pesar de que en este trabajo no se registró, se ha mencionado que el guanaco incorpora importantes proporciones de *Mysodendrum* sp (especie hemiparásita de *Nothofagus*) en su dieta (Muñoz González 2008, Soler Esteban et al. 2011). En otros ambientes se ha mencionado el importante consumo de especies leñosas por parte del guanaco, como en un área esteparia del norte de Patagonia (Puig et al. 1997), o en Mendoza donde 21 de las 33 especies consumidas por este herbívoro fueron arbustos (Candia & Dalmaso 1995), mientras que las hierbas se registraron en menor medida en la dieta. En Perú, bajo un clima árido altoandino, en cambio se registró que el guanaco incrementa el consumo de especies arbustivas y herbáceas cuando las gramíneas, especies principalmente seleccionadas, disminuyen su abundancia (Linares et al. 2010). En la Reserva de la Payunia (Mendoza) la dieta del guanaco mediante análisis microhistológico presentó un elevado consumo de especies gramíneas (81% de frecuencia) (Puig et al. 1995). En cambio, a través del método de observación directa, Candia & Dalmaso (1995) determinaron que el guanaco incorpora un

67 % de las especies arbustivas, mientras que los pastos constituyen un 23 %. En contraste, en la región fitogeográfica del Chaco Serrano ante una variedad de ambientes, entre los cuales se encontraban bosques de *Polylepis australis* y *Maytenus boaria*, los guanacos seleccionaron los pastizales rechazando las áreas boscosas (Flores et al. 2013). En este trabajo también se registraron líquenes en la dieta, aunque con baja frecuencia. Estas especies son altamente digeribles, lo cual dificulta su registro en el análisis microhistológico (Bonino & Pelliza Sbriller 1991b), en este sentido probablemente estén subestimadas en nuestro análisis.

La elevada frecuencia registrada en la dieta indica que los renovales de lenga constituyen un recurso forrajero relevante para el herbívoro nativo. La elevada utilización de especies leñosas para satisfacer sus requerimientos nutricionales podría deberse a la eficiencia de la digestión gástrica que posee este herbívoro. La digestión gástrica es similar pero no análoga a la digestión de los rumiantes. Los guanacos, al igual que otros Camélidos, regurgitan y vuelven a masticar el forraje que ingieren, pero son mucho más eficientes que los rumiantes en la extracción de proteína y energía de los forrajes de pobre calidad (San Martín & Bryant 1989, Pinto Jiménez et al. 2010).

Si bien los renovales de lenga y algunas especies de gramíneas y graminoides predominan en la dieta anual del guanaco, en las diferentes estaciones del año evaluadas se registraron algunas variaciones. En primavera e invierno se registraron las mayores frecuencias de lenga en la dieta. Es importante mencionar que la lenga pierde sus hojas en invierno y lo que se detecta en la dieta en esta estación son restos de tallos nuevos y yemas. Estos resultados coinciden con el trabajo de Muñoz González (2008) realizado en bosque de lenga del sector chileno de Tierra del Fuego. El mayor consumo de especies leñosas en invierno podría deberse a que en esta estación buena parte de la vegetación herbácea del sotobosque está cubierta por nieve (Puig et al. 1997). En el mismo sentido, nuestros resultados encuentran mayor importancia de lenga en la dieta invernal que la citada por Soler Esteban et al. (2011), pero coinciden en la importancia en primavera. Las especies gramíneas fueron relevantes en la dieta de todo el año, registrando su valor más bajo en primavera (noviembre), y las especies graminoides fueron escasas en la dieta de invierno y

primavera. Resultados similares se registraron en otros estudios de dieta de guanaco en la Isla (Bonino & Pelliza Sbriller 1991b, Muñoz González 2008, Soler Esteban et al. 2011).

En el sotobosque de los tres sitios de estudio se relevó un total de 35 especies (Capítulo III), en cambio la dieta del guanaco estuvo compuesta por 14 especies (40 % de la riqueza de especies). Exceptuando las arbustivas (*Ribes cucullatum*, *Gaultheria* sp. y *Empetrum rubrum*) todas las demás resultaron especies frecuentes en el sotobosque. Estas especies comparten la capacidad de rebrotar. En otros trabajos realizados en diferentes ambientes también se registró que el guanaco fue un consumidor selectivo intermedio ya que incorporó en su dieta entre 35 y 50% de las especies vegetales presentes (Linares et al. 2010, Soler Esteban et al. 2011). Se ha propuesto que existe una relación inversamente proporcional entre el tamaño corporal y la selectividad, la masa corporal tiene un papel importante en las estrategias de forrajeo. El guanaco sería un herbívoro de selectividad intermedia (especies de entre 50 y 200 kg) (Jarman 1974).

Preferencia del guanaco por las especies del sotobosque

Las especies que presentaron mayor frecuencia en la dieta del guanaco fueron lenga gramíneas y gramínoideas. Al relacionar la proporción de especies en la dieta (exceptuando gramínoideas) con la disponibilidad registrada en el ambiente, se encontró una preferencia de este herbívoro nativo por las leñosas (lenga y arbustos). Estos resultados coinciden con los registrados en otros ambientes exentos de bosque donde el guanaco también selecciona especies leñosas, en este caso especies arbustivas (Candia & Dalmaso 1995). La lenga es una especie seleccionada en la dieta del guanaco en Tierra del Fuego, en cambio, las especies arbustivas no serían importantes, según Soler Esteban et al. (2011). Aunque en este trabajo registramos escasa o nula abundancia de arbustos en el sotobosque, y que estas especies presentaron escasa frecuencia en la dieta, el índice de Ivlev indica que son altamente seleccionadas. La disponibilidad de las especies herbáceas y gramíneas fue alta en el bosque, y en relación con la frecuencia registrada en la dieta éstas fueron rechazadas por los guanacos, coincidiendo con los resultados de Soler Esteban et al. (2011).

Es importante mencionar que las gramíneas además de resultar abundantes en el bosque, conforman una parte importante de la vegetación de las vegas, es decir que la

disponibilidad aquí estimada (sólo en el sotobosque) es todavía mayor en el área total (sotobosque + vega). Estas especies sin embargo no mostraron ser seleccionadas por el guanaco.

Nuestra hipótesis planteaba que la lenga es una especie secundaria en la alimentación del guanaco, que sólo cobraría importancia cuando las especies de mayor preferencia fueran menos abundantes. En cambio lo que registramos es una alta proporción de lenga en la dieta de este herbívoro nativo. Esta especie es seleccionada incluso durante la estación de crecimiento, cuando la oferta de especies de especies herbáceas es abundante. Sería importante la observación directa de los individuos que conforman poblaciones en la Isla tanto en bosque como en las vegas permitiría incrementar el conocimiento que se tiene de la selección de la dieta de estos herbívoros y las estimaciones de densidad.

La predominancia de especies gramíneas, gramínoideas y otras hierbas en la dieta del ganado vacuno también se ha mencionado en bosques de coníferas (Kingery et al. 1996) y en predios conformados por bosque y pastizal en Bolivia (Marquardt et al. 2009). En cambio los renovales son consumidos escasamente (Kingery et al. 1996) y el ramoneo de estas especies leñosas responde positivamente a la carga ganadera (Marquardt et al. 2009). El consumo de especies del bosque podría deberse a que estas concentran mayor proteína cruda allí que en campos abiertos (Holechek et al. 1981, Sánchez-Jardón et al. 2010).

CONCLUSIONES

- La lenga es una especie importante en la dieta del ganado vacuno, que la consume independientemente de su disponibilidad, es decir la incorpora en su dieta tanto cuando es abundante como cuando es escasa (la selecciona). En este sentido, es necesario asegurar una adecuada densidad y frecuencia de lenga para asegurar la continuidad del bosque.
- La dieta del ganado vacuno en la época estival en bosques de lenga y mallines, está compuesta especialmente por especies características de los mallines. Los renovales

de lenga son importantes en la dieta, principalmente en los sitios con alta carga ganadera en los mallines y/o escasa superficie de mallines en relación a la superficie total del campo de pastoreo y al final de la estación de pastoreo.

- El consumo selectivo de lenga hacia fines del verano podría afectar negativamente el desarrollo de la regeneración, y por consiguiente la sustentabilidad del uso de estos bosques. Nuestros resultados sugieren que el manejo ganadero en estos sistemas debería contemplar un ajuste de la carga animal a la productividad de los mallines, y reservar sectores de mallines para utilizarlos a fines de la temporada de pastoreo y/o acortar el periodo de veranada. Sin embargo, para complementar estas sugerencias, es necesario incrementar el conocimiento sobre otros atributos funcionales de estos humedales de cordillera. Por ejemplo, la productividad (los antecedentes en este aspecto corresponden a mallines extrandinos) y la biodiversidad de diferentes organismos que habitan en los humedales, tales como plantas, invertebrados, microorganismos. Esto permitiría evaluar las repercusiones de diferentes intensidades en estos ecosistemas.
- La dieta de guanaco presentó una elevada frecuencia de lenga y de otras especies del sotobosque. La frecuencia de esta especie leñosa se incrementa en las estaciones donde la oferta de especies herbáceas es baja (invierno y primavera).
- El guanaco selecciona los renovales de lenga, tanto en primavera como en verano, a pesar de ser ésta la época de mayor disponibilidad forrajera. Las especies herbáceas son rechazadas o consumidas escasamente en relación con su disponibilidad.
- El guanaco es un herbívoro que naturalmente incorpora importantes proporciones de especies leñosas en su dieta. En el área estudiada, la oferta de especies leñosas estuvo representada especialmente por la lenga. El importante consumo de lenga podría afectar negativamente el desarrollo de la regeneración, y este aspecto debe ser considerado en la planificación y ejecución de actividades forestales o ganaderas en el bosque.

CAPÍTULO V



EFFECTO DE LA ELEVADA COBERTURA HERBÁCEA EN LA REGENERACIÓN DE LENGA

INTRODUCCIÓN

Los ungulados influyen intensamente en los procesos ecosistémicos del bosque incluyendo el ciclado de los nutrientes, la productividad primaria y el régimen de disturbios. La influencia en esos procesos afecta directa e indirectamente a la regeneración del bosque y a la dinámica e interacciones de la vegetación (Hobbs 1996). El efecto directo debido al pisoteo y ramoneo de partes vegetativas (hojas, ramas y raíces) y reproductivas (flores, frutos y semillas) de las plantas ha sido ampliamente estudiado (Danell et al. 2003). En contraste, los efectos indirectos, tales como las interacciones interespecíficas, incluyendo la competencia y facilitación entre especies tolerantes al pastoreo y los renovales del bosque, las modificaciones del hábitat, y la disponibilidad de nutrientes, constituyen aspectos que proporcionalmente han recibido menos atención (Weisberg & Bugmann 2003).

Las interacciones de facilitación y competencia entre plantas son de gran relevancia en la dinámica y funcionalidad de los ecosistemas, especialmente en aquellos ambientes donde las condiciones ambientales predominantes son rigurosas y estresantes (Callaway 1995). La hipótesis de gradiente de estrés propuesta por Bertness & Callaway (1994), sugiere que la facilitación entre plantas es la interacción más importante cuando el estrés abiótico o los disturbios incrementan. Esto se debe principalmente a que las plantas vecinas pueden atenuar las condiciones rigurosas extremas. Por otro lado, las interacciones de competencia se incrementan cuando el estrés abiótico o los disturbios son moderados. En los claros del bosque dominados por la cobertura de especies herbáceas, la supervivencia, el crecimiento y el establecimiento de plántulas y renovales pueden estar condicionados por interacciones de competencia y facilitación. Inicialmente, la vegetación herbácea podría facilitar la germinación y supervivencia de las plántulas de especies forestales. Posteriormente, las hierbas podrían competir con los renovales, tanto por los recursos del suelo (agua y nutrientes) como por la luz (Heinemann & Kitzberger 2006).

En los Bosques Andino Patagónicos la introducción de ganado doméstico es uno de los disturbios antrópicos más relevantes (Vázquez 2002). En los bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*) el sotobosque es el estrato que evidenció cambios importantes ante el

intenso uso por parte del ganado y del guanaco (Capítulos II y III de esta tesis). La composición específica de este estrato se modifica debido a un incremento de las especies herbáceas, principalmente algunas exóticas forrajeras tolerantes a este disturbio en detrimento de las especies nativas, como se ha descripto en el Capítulo II de esta tesis.

El pastoreo, ramoneo y pisoteo permite el establecimiento de especies exóticas especialmente ante bajas coberturas del dosel (Bava & Puig 1992, Vázquez 2002). Algunas de estas especies colonizadoras de sectores disturbados del bosque son *Poa pratensis*, *Trifolium repens* y *Dactylis glomerata*, otras son invasoras ampliamente distribuidas en muchas partes del mundo como *Taraxacum officinale* y *Rumex acetosella* (Dimitri 1972). Cuando estas especies colonizan los claros conforman lo que localmente se denomina un “empastado”, que es una pastura permanente compuesta generalmente por especies de pastos y otras hierbas exóticas (Figura 5.1). Aunque constituyen una buena alternativa para el productor ganadero, que aprecia estos “empastados” en sus veranadas en bosques de lenga, los mismos dificultan el desarrollo de la regeneración natural (Bava & Puig 1992, De Pietri 1992, Rusch 1992, Vázquez 2002).

Los bosques de lenga poseen una extensa distribución en Argentina y Chile, ocupando aproximadamente 2000 Km en dirección Norte-Sur de la Cordillera de los Andes, y entre 80 y 100 Km en dirección Este-Oeste. En toda su extensión, estos bosques se adaptan a amplios rangos de precipitación y temperatura. Un clima típicamente Mediterráneo prevalece al norte y centro de su distribución, en los cuales aproximadamente el 70 % de las precipitaciones anuales ocurren en otoño e invierno. En cambio, al sur de su distribución, las precipitaciones están distribuidas más uniformemente a lo largo del año (Donoso Z. 1995). En estos dos climas contrastantes, la regeneración de la lenga puede darse a partir de extensas aperturas del dosel debido a eventos catastróficos de volteos por viento, principalmente en el sur de su distribución, en la Isla de Tierra del Fuego. Esta dinámica de regeneración genera especialmente estructuras forestales homogéneas donde todos los árboles tienen aproximadamente la misma edad (Veblen 1992). Por otro lado, en el centro y norte de su distribución, la regeneración natural generalmente ocurre en pequeños o medianos claros en el dosel (25 a 100 m²), usualmente provocados por la caída de uno o varios árboles senescentes. Esta dinámica de regeneración da como resultado estructuras boscosas heterogéneas con ejemplares de diferentes edades en un mismo rodal

(Veblen 1992). En esta área de distribución (centro y norte) el proceso de regeneración natural de la lenga está condicionado por un conjunto de factores bióticos y medioambientales, tales como la disponibilidad de semillas viables y de micrositios apropiados para la germinación y la supervivencia de las plántulas (Cuevas 2002). El pastoreo de herbívoros exóticos también afecta negativamente el desarrollo natural de la regeneración (Rusch 1992, Heinemann et al. 2000, Tercero-Bucardo et al. 2007). Si bien el efecto del pastoreo es un factor que puede controlarse, las condiciones climáticas no. En este sentido, las condiciones ambientales secas y calurosas predominantes en la temporada de crecimiento (primavera y verano). De hecho, el déficit hídrico durante la temporada de crecimiento es un efecto crucial en la germinación y la supervivencia de las plántulas de lenga (Rusch 1992). Sería importante estudiar si el déficit hídrico es más intenso bajo efecto de los “*empastados*” sobre las plantas que intentan establecerse.

Estos “*empastados*” pueden mantenerse en el bosque varios años después de la exclusión del ganado. Si el objetivo en estos sectores es la restauración del bosque existente las principales acciones a llevar a cabo serían la plantación y/o siembra de lenga. La siembra es una acción más fácil y económica; sin embargo, tiene varias desventajas en relación con la instalación de plantines, por ejemplo la baja germinación y supervivencia, y el lento crecimiento (Sun et al. 1995a, Engel & Parrotta 2001, Urretavizcaya et al. 2012a). La escasa densidad de renovales encontrados en estos “*empastados*” sugiere que algunos factores podrían afectar el establecimiento de la regeneración, tales como un efecto mecánico de las hierbas que impiden el contacto entre la semilla y el suelo, o dificultan el desarrollo de las raíces en los primeros estadios de las plántulas, o un efecto de competencia entre las especies herbáceas y las plántulas y renovales que intentan establecerse. Con estos antecedentes en sitios donde el objetivo sea restaurar el bosque de lenga, es necesario determinar los factores o mecanismos que dificultan el establecimiento de plántulas y renovales.

OBJETIVO, HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

Objetivo:

En un claro del bosque excluido del ganado, analizar el efecto del “*empastado*” (elevada cobertura de herbáceas, principalmente exóticas), causado por acción del ganado, sobre la germinación y el establecimiento de plántulas y plantines de lenga

Hipótesis: Una vez excluido el ganado, las especies herbáceas instaladas en los claros del bosque dificultan el establecimiento de plántulas y renovales de lenga debido, principalmente, a la competencia por el recurso agua durante la estación de crecimiento.

Predicciones:

- La remoción de las especies herbáceas producirá una mayor emergencia de plántulas, un aumento en la supervivencia y el crecimiento de las plántulas y los plantines de lenga, y un mejor estado hídrico de los mismos.
- El éxito de la regeneración de la lenga no presentará diferencias en condiciones con y sin cobertura de herbáceas cuando el agua no sea un factor limitante.



Figura 5.1 Imagen mostrando un claro del bosque “*empastado*”. Los arbustos que se observan son renovales de lenga ramoneados, con edades de hasta varias décadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO Y CONDICIONES AMBIENTALES

Parte de este estudio se realizó en Huemules, un sitio localizado 25 Km al Noroeste de la ciudad de Esquel, a 42° 46' 24" de latitud Sur, 71° 27' 50" de longitud Oeste, y aproximadamente a 1000 msnm de altitud. Este sitio es representativo del área correspondiente al centro y norte de distribución de los bosques de lenga. Datos aislados (Hahn 1992) y estudios de estimaciones previas (Jobbágy et al. 1995, López Bernal et al. 2012) han demostrado que en el área las precipitaciones rondan los 1050 mm anuales, y la temperatura media anual es de 6 °C (Haufe 1992). La precipitación que recibe este sitio representa valores intermedios respecto a la amplitud de condiciones de humedad a las que se adapta lenga, que varían entre 500 y 3000 mm/año (Veblen et al. 1977). Los suelos del área de estudio son altamente productivos, principalmente debido a que son derivados de cenizas volcánicas que se caracterizan por ser ricas en nutrientes y poseer una alta retención de agua y elevados contenidos de materia orgánica (Marcolin et al. 1989). Un experimento para evaluar el efecto de la cobertura de herbáceas en la siembra de semillas y la plantación de plantines de lenga, fue establecido *in situ*. Por otro lado, se realizó un ensayo en el vivero del Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP) en Esquel. El experimento de vivero se realizó como una réplica del ensayo de campo, pero adicionando riego y bajo condiciones semi-controladas.

ENSAYO DE CAMPO

El experimento a campo se estableció en un claro del bosque de lenga (típicamente “*empastado*”) con actual y pasado uso ganadero. En este claro se estableció una clausura contra medianos y grandes herbívoros de 700 m² (Figura 5.2), en Junio de 2010. Dentro de la clausura y antes de establecer el ensayo se relevó toda la vegetación presente. La cobertura total de plantas registradas en la clausura correspondió en un 90 % a especies herbáceas, especialmente exóticas. La vegetación restante estuvo compuesta por arbustos nativos, mientras que se registraron escasos ejemplares de lenga (< 1%) (Tabla 5.1). Además, se caracterizaron las propiedades físico-químicas de los primeros 20 cm de

profundidad del suelo a partir de una muestra compuesta de suelo (5 porciones de suelo en un recorrido completo de la clausura), los mismos indicaron valores compatibles con los registrados en otros bosques de lenga (Tabla 5.2). El promedio de precipitaciones durante la estación de crecimiento (de septiembre a marzo) de los últimos 15 años, considerando los datos de la estación meteorológica más cercana al sitio de estudio (Percey) fue de 277 mm. En la primera estación de crecimiento evaluada (2010-2011) las precipitaciones fueron en promedio 240 mm; en la segunda estación de crecimiento las precipitaciones fueron 265 mm, en tanto que durante la tercera estación de crecimiento el promedio de las precipitaciones fue de 315 mm (Figura 5.3). Estos datos nos permiten tener una idea general de las precipitaciones pero es importante aclarar que en el área de establecimiento del ensayo las precipitaciones son mayores.

Tabla 5.1: Especies de plantas registradas en la clausura donde se realizó el ensayo de campo, y cobertura aproximada. Con * se indican las especies exóticas.

Especies	Cobertura aproximada	Especies	Cobertura aproximada
* <i>Poa pratensis</i> L.	60 %	<i>Adenocaulon chilense</i> Less.	Hierbas nativas 5 %
* <i>Trifolium repens</i> L.		<i>Osmorhiza chilensis</i> Hook. & Arn.	
* <i>Taraxacum officinale</i> L.		<i>Viola maculata</i> Cav., Mabb.	
<i>Elymus</i> sp.		<i>Vicia nigricans</i> Hook. & Arn.	
<i>Bromus</i> sp.			
* <i>Rumex acetosella</i> L.	14 %	<i>Berberis microphylla</i> G. Forst.	Arbustos nativos 10 %
* <i>Stellaria media</i> (L.) Cirillio		<i>Berberis serrato-dentata</i> Lechl.	
* <i>Veronica serpyllifolia</i> L.		<i>Ribes cucullatum</i> Hook. & Arn.	
<i>Acaena pinnatifida</i> Ruiz & Pav		<i>Ribes magellanicum</i> Poir.	
<i>Acaena splendens</i> Hook. & Arn.		<i>Senecio</i> sp.	Renovales de lenga 1 %
<i>Acaena ovalifolia</i> Ruiz & Pav.		<i>Nothofagus pumilio</i> (Poepp. et Endl.)	
<i>Potentilla chiloensis</i> (L.)		Krasser	
<i>Anemone multifida</i> Poir.			

Treinta cuadros de 1,5 x 1,5 m fueron distribuidos al azar dentro de la clausura; en la mitad de ellos (n=15) la vegetación inicial se mantuvo intacta (tratamiento con cobertura, de ahora en adelante TC), y en los 15 cuadros restantes la vegetación fue removida (tratamiento sin cobertura, de ahora en adelante TSC). La remoción de la cobertura herbácea se realizó extrayendo tanto la biomasa aérea como las raíces de la especies de

hierbas y pastos. Esta extracción de plantas se realizó manualmente con la precaución de remover mínimamente el suelo. Posteriormente en cada cuadro, TC y TSC, se instalaron 4 plantines de lenga de 1 año de edad y similar biomasa aérea y radical (120 plantines de lenga en total). Durante el desarrollo del experimento los cuadros TSC se mantuvieron sin vegetación herbácea mediante remoción manual.

Tabla 5.2: Características físico- químicas del suelo (considerando una profundidad de 0-20 cm) en el área de estudio.

Características físicas del suelo		Características químicas del suelo	
Densidad aparente (g/cm ³)	0,62	% MO (Davies)	12,4
Arcilla (%)	3,9	% N total	0,35
		P disp. (mg/kg)	9
Limo (%)	13,0	SO ₄ ⁼ (mg/kg)	108
		K (mmol/100g)	0,43
		Ca (mmol/100g)	4,75
Arena (%)	83,1	Mg (mmol/100g)	7,25
		Na (mmol/100g)	0,33
		CIC (mmol/100 g)	28
Textura	Arenosa-franca	pH 1:1	5,8

Antes de realizar la plantación, se determinó la altura y el diámetro de cuello inicial de las plantines. Durante el ensayo se midió la altura máxima (considerando la porción aérea desde la base hasta el ápice, con la planta extendida), el diámetro de cuello a 3 cm de la base del tallo, este punto se marco inicialmente para realizar las mediciones subsecuentes en el mismo lugar. En cada relevamiento del ensayo se midió el potencial hídrico en ramas secundarias de 10 renovales seleccionados al azar por cada tratamiento, cada planta correspondió a un cuadro diferente. Estas mediciones se realizaron en prealba (5:00 - 6:00, ΨPa) y al mediodía (12:00 - 14:00, ΨMd), utilizando una cámara de presión o bomba de Scholander (Modelo 4 MPa, Bio-Control, USA). Las variables consideradas en este trabajo se evaluaron en tres momentos durante la primera estación de crecimiento: inicio, mediados y final. Y en la segunda estación de crecimiento se realizaron dos mediciones: mediado y

final. La supervivencia, el crecimiento en altura y diámetro se evaluaron al final del verano durante los años 2011, 2012 y 2013.

Cuatro sensores de temperatura de suelo (1-Wire/iButton) fueron instalados en dos cuadros de cada tratamiento, los mismos fueron ubicados a 5 cm de profundidad y rotados en diferentes cuadros en cada fecha de medición. El contenido volumétrico de agua en el suelo fue medido en los primeros 16 cm de profundidad del suelo, en el centro de 10 cuadros seleccionados al azar por cada tratamiento, para ello se utilizó TDR (Time Domain Reflectometer - IMKO Trime FM-3) (Figura 5.2).

Los mismos tratamientos (TC y TSC) se aplicaron a 48 cuadros de 50 x 50 cm, 24 correspondientes a cada tratamiento (Figura 5.2). En cada cuadro se sembraron 150 semillas de lenga distribuidas en surcos. Previamente se caracterizó el peso y la viabilidad de las semillas mediante el método de corte, y se trataron mediante el proceso de estratificación. Las semillas rompen la latencia mediante la estratificación, este proceso simula las condiciones naturales a las que se encuentran expuestas en el bosque antes de germinar. Para ello las semillas se remojaron 24 h en agua, se escurrieron, se airearon y posteriormente se colocaron en heladera durante 60 días. En el mes de Septiembre se realizó la siembra y durante una estación de crecimiento se evaluó el efecto de los tratamientos en la germinación, y el número de hojas, la altura y la supervivencia de las plántulas.

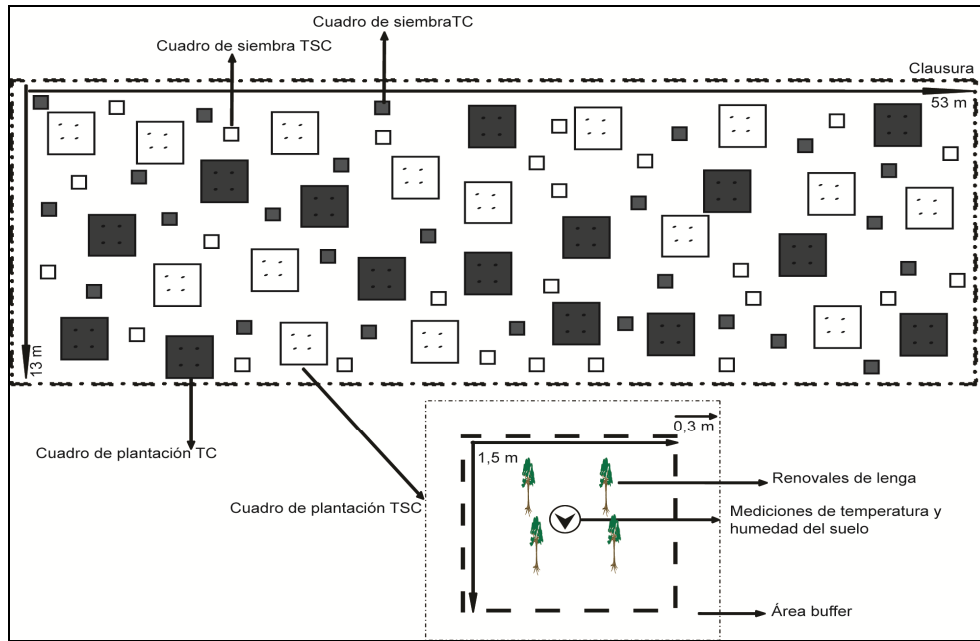


Figura 5.2: Establecimiento de los ensayos a campo. Los cuadrados pequeños ubicados en la clausura corresponden a los cuadros de siembra (0,5 x 0,5 m). Los cuadrados más grandes con cuatro puntos corresponden a los cuadros de plantación (1,5 x 1,5 m). En gris el tratamiento con competencia (TC), en blanco el tratamiento sin competencia (TSC).

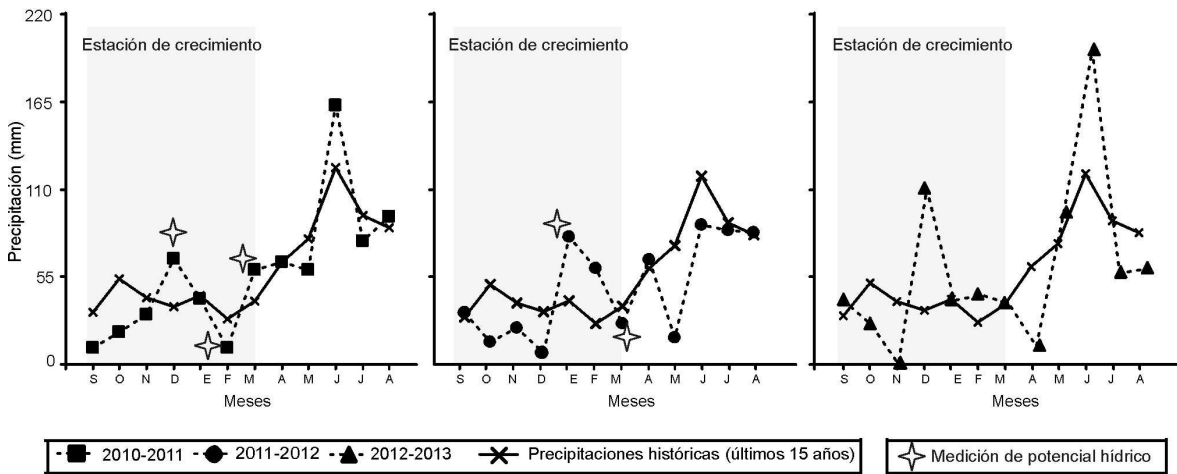


Figura 5.3: Valores de precipitación: promedio histórico (de los últimos 15 años) y en primavera y verano 2010-2011, 2011-2012 y 2012-2013 (estaciones de crecimiento analizadas en este trabajo). Datos tomados de la estación meteorológica Percy de la Hidroeléctrica Futaleufú S.A. Se indican los meses donde se realizaron mediciones de potencial hídrico.

ENSAYO DE VIVERO

En Junio de 2009, 120 plantines de lenga de 2 años fueron instalados en contenedores individuales de polietileno (17 cm de diámetro y 25 cm de profundidad). Previo a la plantación los contenedores se prepararon con porciones superficiales de suelo proveniente del sitio de ensayo de campo (Huemules). La mitad de los contenedores (n=60) se mantuvo con el suelo original (“champas de suelo y pasto” conteniendo la cobertura herbácea original), esto corresponde al tratamiento con cobertura (TC). En los demás contenedores se colocaron porciones de suelo pero se extrajo manualmente y desde la raíz la vegetación herbácea, perteneciendo estos contenedores al tratamiento sin cobertura (TSC). Todos los contenedores se mantuvieron bajo malla de media sombra (transmisividad aproximada del 30 %) y protegidos de la lluvia mediante nylon de polietileno de 100 μm . Un diseño factorial fue establecido, con dos niveles de cobertura herbácea (TC y TSC), y dos niveles de riego (riego normal, RN y riego alto, RA). El agua adicionada en el nivel de riego normal fue equivalente a 500 mm, simulando el promedio de lluvia recibida durante la estación de crecimiento (Septiembre a Marzo) en condiciones naturales del bosque de lenga en el sitio Huemules (Hahn 1992). El nivel riego alto correspondió al doble de la cantidad de agua correspondiente al nivel riego normal, simulando lluvias de 1000 mm durante la estación de crecimiento. El riego se adicionó manualmente y a diario durante dos estaciones de crecimiento.

La supervivencia, el crecimiento en altura y diámetro de los plantines se realizó en dos estaciones de crecimiento. Durante la segunda estación de crecimiento evaluada (2010-2011) se midió además el ΨPa y ΨMd en ramas de 5 plantines seleccionados al azar por combinación de tratamientos. El ΨMd se midió en tres momentos durante la estación de crecimiento (inicio, mediado y final), en tanto que el ΨPa se midió sólo a mediado y final de la estación de crecimiento.

Los mismos tratamientos de cobertura y riego aplicados a los plantines de lenga en vivero se consideraron para realizar la siembra de semillas de lenga. En este caso se utilizaron cien contenedores individuales de polietileno (25 por combinación de tratamiento). Estos contenedores tenían una capacidad aproximada a los utilizados para la

plantación, pero con una superficie de 25 x 25 cm. En cada contenedor se sembraron 100 semillas en pequeños surcos. Durante una temporada de crecimiento se evaluó la germinación, el número de hojas, la altura y la supervivencia de las plántulas.

ANÁLISIS DE DATOS

Los supuestos de normalidad (Shapiro-Wilks) y la homogeneidad de la varianza (test de Levene) fueron indagados en las variables medidas en cada experimento. Para el ensayo de campo los datos fueron analizado utilizando ANOVA de una vía y Test de Kruskal-Wallis (Kruskal-Wallis fue utilizado cuando los supuestos antes mencionados no se cumplían). Para el ensayo de vivero en cambio se realizó ANOVA factorial para un diseño completamente aleatorizado. El crecimiento en altura y diámetro de cuello fue evaluado para el final de cada estación de crecimiento como la diferencia entre los valores obtenidos al final de cada estación de crecimiento menos los valores iniciales. La supervivencia fue comparada entre los diferentes tratamientos utilizando tablas de contingencia y el Test de Chi-cuadrado (Sokal & Rohlf 1973). Para todos los datos presentados las diferencias fueron consideradas como significativas al $p \leq 0.05$.

RESULTADOS

ENSAYO DE CAMPO

Siembra

La viabilidad de las semillas utilizadas para ambos ensayos (campo y vivero) fue de 32 %. Un kg semillas estuvo conformado aproximadamente por 55.710 semillas, este valor da indicios de que un gran número de semillas estaban vacías (inviabiles).

La siembra realizada a campo tuvo resultados poco exitosos, la germinación en los 48 cuadros con 150 semillas cada uno fue en promedio de 0,89 ($\pm 0,12$) %. Del total de semillas sembradas (150 semillas x 48 cuadros = 7200 semillas) germinaron 64. De las semillas germinadas, 25 se registraron en el tratamiento TC y 39 en TSC. Considerando los tratamientos, se obtuvo 0,7 ($\pm 0,1$) % de germinación para el tratamiento TC, mientras que en el tratamiento TSC fue de 1,1 ($\pm 0,2$) %. La supervivencia de las plántulas a la mitad de

la temporada de crecimiento (Diciembre) fue de 80 y 90,3 % para TC y TSC. Al final de la estación de crecimiento la supervivencia de las plántulas germinadas fue de 45,5 % para TC y 51,2 % para TSC. El crecimiento en altura y el número de hojas tampoco variaron entre los tratamientos analizados (Figura 5.4), sin embargo se observó una tendencia a mayor altura en aquellas plántulas expuestas al tratamiento TC (H: 3,25, p: 0,06).

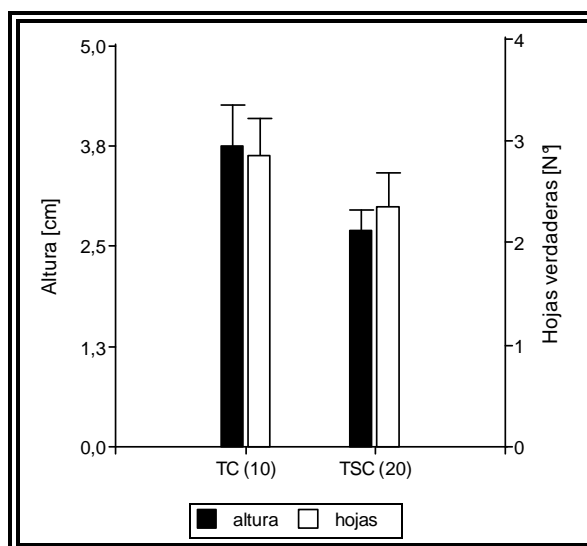


Figura 5.4. Promedio y E.E de la altura de las plántulas y del número de hojas, para los diferentes tratamientos ensayados en la siembra a campo: con competencia (TC) y sin competencia (TSC). En paréntesis se indican el número de plántulas sobrevivientes al final de la temporada de crecimiento evaluada.

Plantación

La temperatura promedio a 5 cm de profundidad del suelo, en las primeras dos temporadas de crecimiento estudiadas, fue de 13-14 °C a mediados del verano. Menores valores de temperatura se registraron al inicio del verano (7-8 °C), mientras que al final los valores promedio fueron de 10-11°C. Las curvas de temperatura del suelo fueron similares para los cuadros TC y TSC y en ambas estaciones de crecimiento (Figura 5.3A). La diferencias en humedad del suelo entre los tratamientos ensayados fueron marginalmente significativas (Schabenberger & Pierce 2002) para las muestras de inicio (p= 0,08), mediado (p= 0,06), y final (p= 0,04) de la primera estación de crecimiento evaluada; y para las muestras de final (p= 0,06) de la segunda estación de crecimiento evaluada (Figura 5.3).

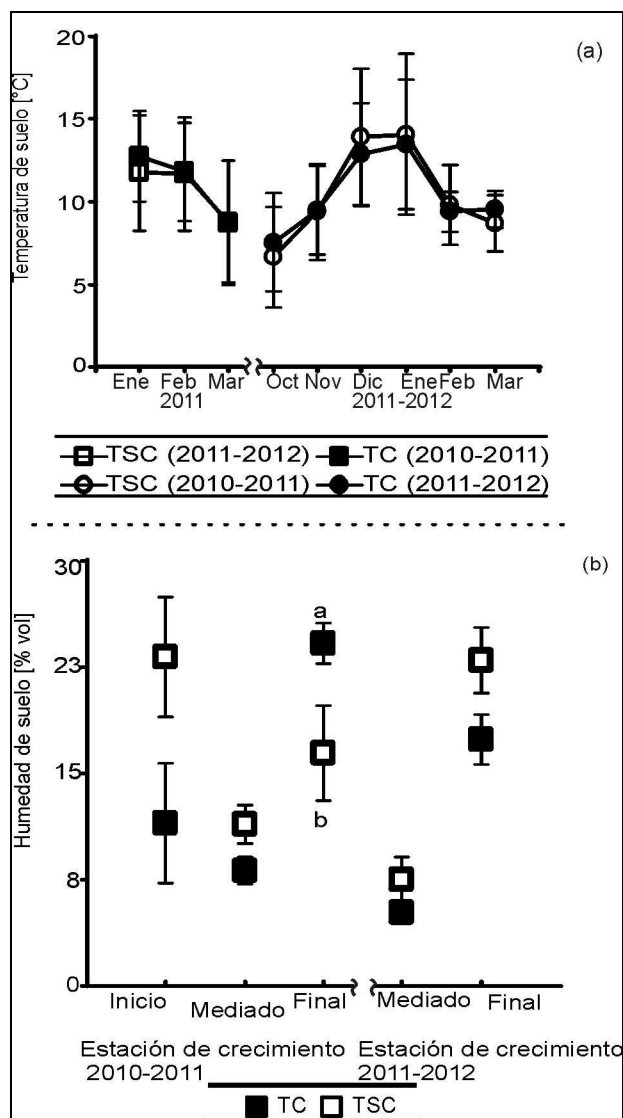


Figura 5.3: Temperatura y humedad de suelo durante las temporadas de crecimiento en 2010-2011 y 2011-2012 en los cuadros con cobertura (TC) y sin cobertura (TSC). A) Promedio y \pm D.E. de la temperatura. b) Promedio \pm E.E. de la humedad de suelo, los valores corresponden al promedio de 10 mediciones realizadas al inicio, mediado y final de la estación de crecimiento 2010-2011, y mediado y final de la segunda estación de crecimiento (2012). Letras distintas indican diferencias significativas según el Test LSD Fisher $p < 0,05$.

Todos los plantines instalados en la plantación a campo sobrevivieron a la primera estación de crecimiento. A partir de la segunda temporada de crecimiento se registraron ejemplares muertos en el tratamiento TC, aunque la supervivencia seguía siendo elevada (93 %), mientras que no se registraron plantines muertos en TSC. En la tercera temporada de crecimiento la supervivencia de plantines TC descendió a 90 %, en cambio el 100 % de los plantines TSC se mantuvieron vivos. La supervivencia de los plantines TC fue

significativamente más baja que en TSC para la segunda y tercera temporada de crecimiento (X^2 : 4,14, p: 0,04; X^2 : 6,32, p: 0,01).

Al inicio del ensayo de campo y para todos los tratamientos, el promedio de altura de los plantines fue de $16,4 \pm 0,3$ cm, y el promedio de diámetro de cuello fue de $3,15 \pm 0,08$ mm. Las diferencias en altura entre tratamientos fueron mínimas y no significativas en las tres estaciones de crecimiento consideradas (Figura 5.6a). El crecimiento en diámetro a la altura del cuello mostró una tendencia a menores valores en TC comparado con TSC aunque las diferencias no fueron significativas (Figura 5.6b). En la Figura 5.7 se observan fotografías de los plantines expuestos a cada tratamiento ensayado.

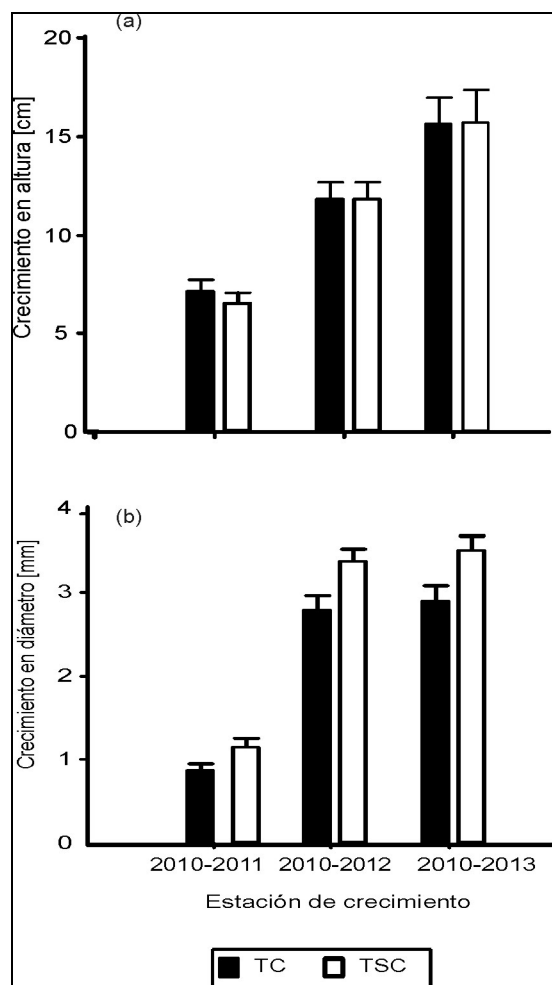


Figura 5.6: Promedio \pm E.E del crecimiento de los plantines de lenga en altura (a) y diámetro (b), en el ensayo de campo. Los datos muestran la diferencia en altura al final de cada temporada de crecimiento evaluada respecto de los valores iniciales. Los tratamientos considerados fueron: con cobertura (TC) y sin cobertura (TSC). Letras distintas indican diferencias significativas según LSD Fisher $p < 0,05$.



Figura 5.7: Fotografías de los plantines de lenga en el tratamiento con cobertura (izquierda) y sin cobertura (derecha).

El estado hídrico de los plantines, medido a través del potencial hídrico de las ramas, indicó que el Ψ_{Pa} presentó una tendencia no significativa a valores más negativos en plantines TC en comparación con aquellos TSC (Figura 5.8a). Los valores de Ψ_{Md} mostraron una tendencia a ser más negativos en los plantines TC comparados con TSC y esta diferencia sólo fue significativa a mediados de la primera temporada de crecimiento y al final de la segunda (F: 6,4, p: 0,02; F: 12,3, p: 0,002) (Figura 5.8b).

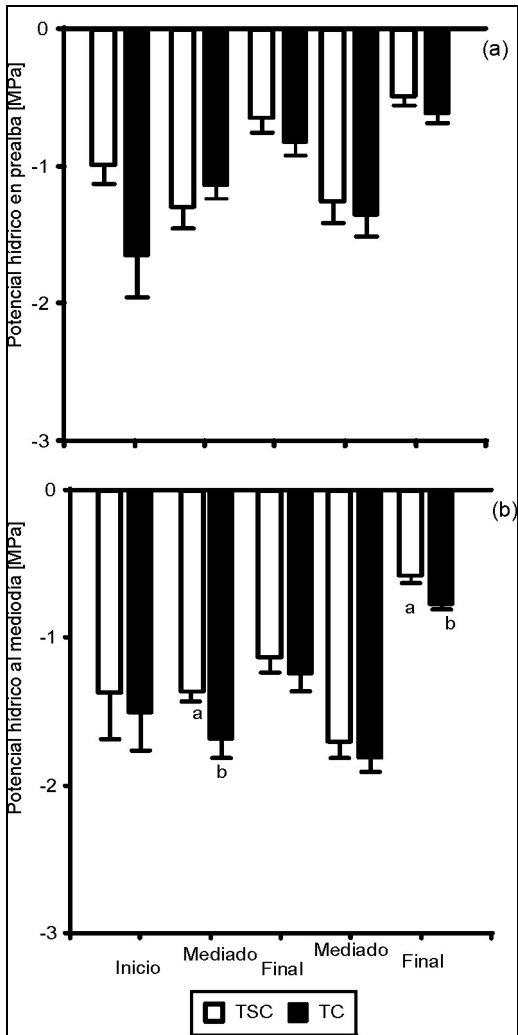


Figura 5.8: Promedio \pm E.E. del potencial hídrico de los plantines de lengua, medido en prealba (a) y mediodía (b), en el campo. Los tratamientos fueron con cobertura (TC) y sin cobertura (TSC). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos según el test LSD Fisher $p < 0,05$.

ENSAYO DE VIVERO

Siembra

El porcentaje de germinación total en el ensayo de vivero fue 1,28 %, esto significa que de las 10.000 semillas distribuidas en los 100 cuadros germinaron 128. La combinación de tratamientos ensayados indicó que las semillas bajo el tratamiento TSC/RA germinaron significativamente menos que TC/RA y TSC/RN (H: 16,3, p : 0,0004). Los porcentajes de germinación fueron en orden decreciente TSC/RN=TC/RA>TC/RN>TSC/RA (Figura

5.9a). Del total de semillas germinadas se registró un 72 % de supervivencia a mediados de la temporada de crecimiento y 35 % al final de la estación de crecimiento. La supervivencia en los distintos tratamientos a mediados de la estación de crecimiento fue la siguiente: TSC/RN (78 ± 8 %) > TC/RA (76 ± 8 %) > TC/RN (68 ± 11 %) > TSC/RA (47 ± 21 %). Al final de la temporada de crecimiento, la supervivencia disminuyó en todos los tratamientos, aunque se mantuvo el mismo orden TSC/RN (54 ± 9 %) > TC/RA (38 ± 9 %) > TC/RN (15 ± 8 %) > TSC/RA (11 ± 11 %). Al considerar el crecimiento en altura y el desarrollo de hojas en las plántulas, se observaron mayores altura y número de hojas en las plántulas del tratamiento TSC/RN, seguidas por TC/RN, TSC/RA y TC/RA (Figura 5.10b).

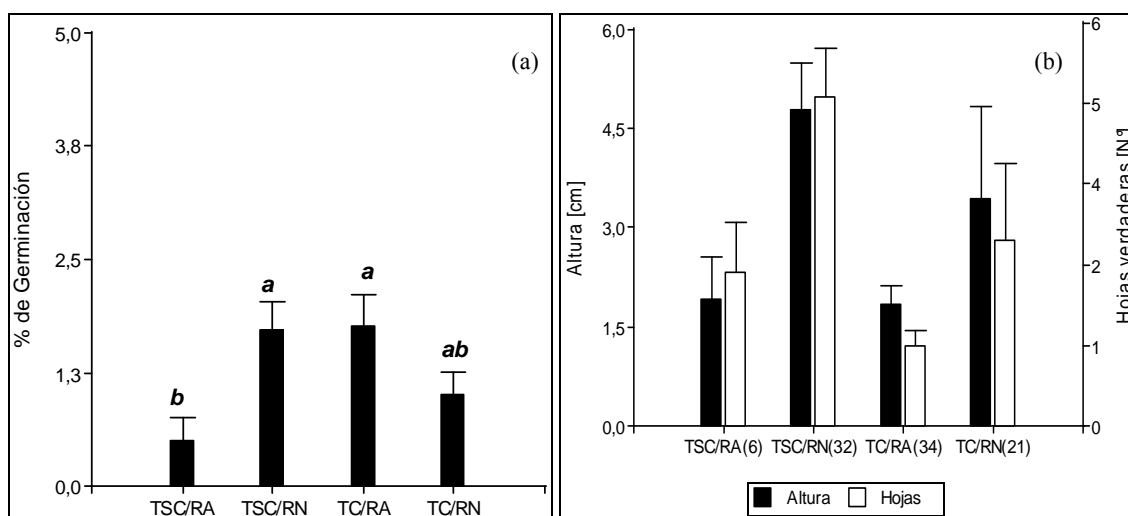


Figura 5.9: Promedio y E.E. del porcentaje de germinación (a) y de la altura y el número de hojas verdaderas (b), en las diferentes combinaciones de tratamientos: sin cobertura y riego alto (TSC/RA), sin cobertura y riego normal (TSC/RN), con cobertura y riego normal (TC/RN) y con cobertura y riego alto (TC/RA). En la Figura b se indican en paréntesis el número de plántulas sobrevivientes.

Plantación

La supervivencia de los plantines durante la primera temporada de crecimiento fue elevada (superior al 90 %) y estadísticamente no mostró diferencias significativas entre los tratamientos ensayados. Al final de la segunda temporada de crecimiento, en cambio, la supervivencia de los plantines TSC/RA fue de 87 %, significativamente mayor que en los plantines TC/RN (37 %); las otras dos combinaciones de tratamientos presentaron supervivencias intermedias entre las dos condiciones extremas antes mencionadas, TSC/RN (67 %) y TC/RA (73 %) (X^2 : 17,9, p : 0,0005).

Al inicio del ensayo, el promedio de altura para todos los plantines fue de $31,1 \pm 1,1$ cm, y el diámetro de cuello fue de $2,7 \pm 0,1$ mm. Durante las dos temporadas de crecimiento evaluadas, las variaciones de crecimiento, tanto de altura como de diámetro mostraron el mismo patrón para la combinación de todos los tratamientos. En la figura 5.10 se muestra una fotografía con las plantines expuestos a cada combinación de tratamientos al final del ensayo. Al final de ambas estaciones de crecimiento, y para ambos niveles de riego, sólo los plantines TSC aumentaron en altura, en cambio los plantines TC mostraron muerte apical, y como consecuencia el crecimiento en altura fue nulo o negativo (plantas que decrecieron). Durante las dos estaciones de crecimiento, los plantines TC presentaron un crecimiento significativamente menor que aquellos TSC, tanto en altura como en diámetro (H: 10,9, p: 0,01; H: 9,7, p: 0,01, altura y diámetro respectivamente para 2009-2010; F: 7,28, p: 0,008; F: 37,13, p <0,0001, altura y diámetro respectivamente para 2009-2011) (Figura 5.11a y 5.11b). Los diferentes niveles de riego, al igual que la interacción de los factores competencia y riego, no mostraron efectos significativos ni en altura ni en diámetro.



Figura 5.10: Fotografías de los plantines en las diferentes combinaciones de tratamientos al final del ensayo de vivero.

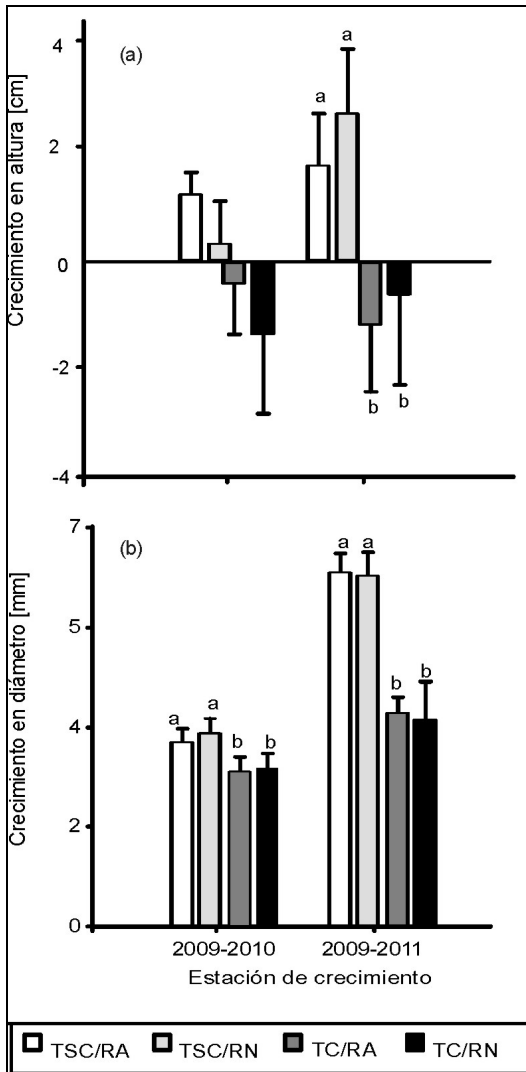


Figura 5.11: Promedio \pm E.E del crecimiento de los plantines de lenga en altura (a) y diámetro (b), en el ensayo de vivero. Los datos muestran la diferencia en altura al final de cada estación de crecimiento evaluada respecto de los valores iniciales. Los tratamientos considerados fueron: con cobertura (TC) y sin cobertura (TSC), riego alto (RA), y riego normal (RN). Letras distintas indican diferencias significativas según LSD Fisher $p < 0,05$.

El ΨPa de las ramas mostró valores menos negativos (mayor estrés hídrico a menor estrés hídrico) el orden registrado fue el siguiente $TC/RN > TSC/RN > TC/RA > TSC/RA$, aunque las diferencias no fueron significativas (Figura 5.12a, Tabla 5.3). El ΨMd de las ramas indicó valores significativamente menos negativos en los plantines TSC/RA respecto de los plantines bajo la combinación de tratamientos TC/RN para todas las mediciones realizadas. Los plantines correspondientes a las restantes combinaciones de tratamientos (TC/RA y TSC/RN) presentaron valores de ΨMd intermedios respecto de las

combinaciones TC/RN y TSC/RA. La interacción entre factores no resultó significativa en ninguno de los casos (Figura 5.12b, Tabla 5.3).

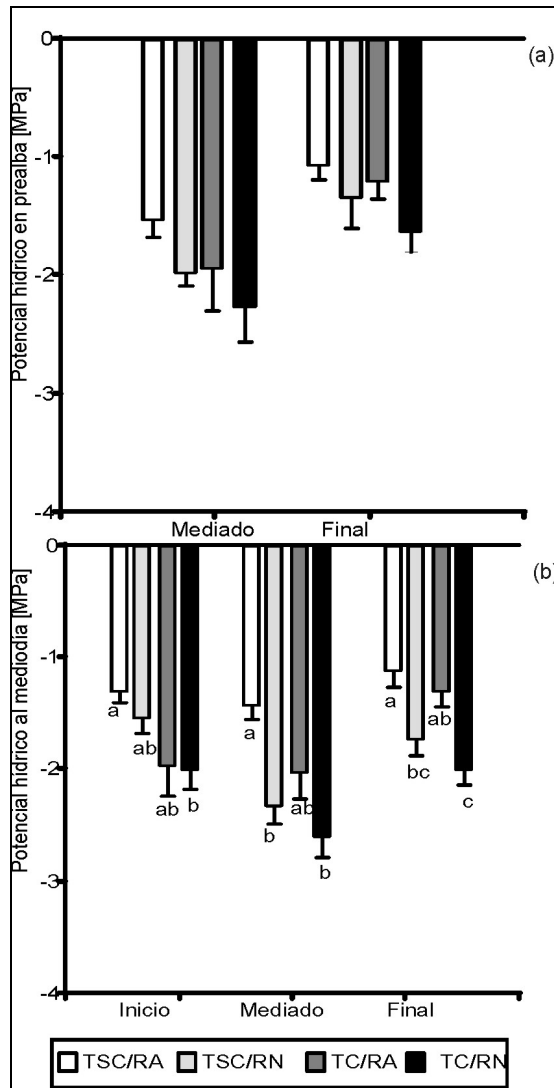


Figura 5.12: Promedio \pm E.E. del potencial hídrico de los plantines lenga, medido en prealba (a) y mediodía (b), en el vivero. Los tratamientos fueron con cobertura (TC), sin cobertura (TSC), riego alto (RA) y riego normal (RN). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos según el test LSD Fisher $p < 0,05$.

Tabla 5.3: Efecto de los tratamientos de cobertura (TC y TSC) y riego (RA y RN) en el potencial hídrico en prealba y mediodía en el ensayo de vivero. $p < 0,05$ indica diferencias significativas según el Test LSD Fisher.

Periodo de la estación de crecimiento	Potencial Hídrico	Tratamiento	Gl efecto	gl error	F	p-valor
Inicio	Mediodía	Cobertura	1	16	10,74	<0,01
		Riego	1	16	0,67	0,42
		Cobertura * Riego	1	16	0,34	0,56
Mediado	Prealba	Cobertura	1	16	2,16	0,16
		Riego	1	16	2,68	0,12
		Cobertura * Riego	1	16	0,09	0,77
	Mediodía	Cobertura	1	16	6,61	0,02
		Riego	1	16	18,69	<0,01
		Cobertura * Riego	1	16	0,87	0,36
Final	Prealba	Cobertura	1	16	1,43	0,24
		Riego	1	16	3,98	0,06
		Cobertura * Riego	1	16	0,16	0,69
	Mediodía	Cobertura	1	16	3,11	0,09
		Riego	1	16	24,85	<0,01
		Cobertura * Riego	1	16	0,15	0,70

DISCUSIÓN

La densidad de regeneración para el área donde se ubica el sitio de estudio (Huemules) es de $10,8 \pm 3,6$ renovales/m² en una superficie aproximada de 1 ha, considerando escasa presión ganadera y diferentes exposiciones (Rechene 1995). En cambio, en el claro “*empastado*” se registró la presencia de unos pocos renovales de lenga.

El peso y la viabilidad de las semillas utilizadas en el ensayo de siembra se corresponden con porcentajes de germinación aproximados al 20 % (Urretavizcaya & Oyharcbal 2011), sin embargo la germinación registrada en este trabajo, en todos los tratamientos ensayados, tanto en campo como en vivero, fue mucho menor. Lenga es una especie que posee producción de semilla irregular, la producción masiva de semillas (fenómeno denominado *masting*), ocurre aproximadamente cada 6 a 8 años. Esta producción masiva generalmente se corresponde con una buena cantidad de semillas viables, y está relacionada con ciertas condiciones climáticas (Mascareño 1987, Kelly 1994). Las semillas colectadas para el ensayo son del año 2009. En este año, tanto la

producción como la calidad de las semillas fueron bajas en la zona de estudio (Oeste del Chubut), esto podría explicar la escasa germinación registrada en este trabajo que coincide con el valor de 4 % de germinación indicado por Albarracín (2011). En el campo no se registraron variaciones entre tratamientos en cuanto a la germinación de las semillas, ni al crecimiento y supervivencia de las plántulas. En el vivero se registraron valores de germinación levemente mayores en los tratamientos de riego normal (RN), con y sin cobertura, respecto del tratamiento TSC/RA. El nivel de agua adicionada en el tratamiento riego alto mostró en general efectos negativos sobre la germinación, supervivencia y crecimiento de las plántulas. Estos resultados coinciden con los planteados por Martínez Pastur et al. (2011a) en plántulas de lenga y por Sun et al. (1995b) en plántulas de *Nothofagus solandri* y *Nothofagus menziesii*. Una posible explicación de este efecto sea que el agua adicionada en el contenedor con suelo sin vegetación haya generado un efecto de anegamiento que resultó perjudicial para las semillas y plántulas.

ENSAYO DE PLANTACIÓN A CAMPO

La supervivencia de los plantines a campo fue elevada tanto para el tratamiento con cobertura (TC), como para el tratamiento sin cobertura (TSC), esta alta supervivencia coincide con los resultados presentados por Urretavizcaya et al. (2012b) para otros sitios de Patagonia donde se instalaron ensayos de restauración con plantines de lenga. La vegetación herbácea afectó la supervivencia de los plantines en el segundo y tercer año evaluado, la totalidad de los plantines TSC sobrevivió, en cambio una proporción de plantines TC murieron. El efecto positivo que ocasiona la remoción de la vegetación herbácea circundante en la supervivencia de los renovales de lenga ha sido mencionado por Heinemann & Kitzberger (2006) para otros bosques de lenga en condiciones ambientales méxicas. Dezzotti et al. (2003), mostraron similares resultados de la remoción de la cobertura herbácea en los renovales de *Nothofagus dombeyi*, *N. obliqua* y *N. nervosa* en el norte de Patagonia. Aunque el efecto negativo de la competencia fue más evidente en la supervivencia, también se registró una leve tendencia en el crecimiento en diámetro y en altura de los plantines. En renovales de *Quercus* sp. (fam. *Fagaceae*), un género relacionado con la lenga, se registró una mayor tasa de crecimiento en renovales sin competencia de pasto (Davis et al. 1999, Rey Benayas et al. 2003).

El contenido de agua en el suelo, en el ensayo de campo, mostró mayores valores en los cuadros TC sólo en la medición de Final de la primera temporada de crecimiento y cuando las necesidades de humedad disminuyen drásticamente; en todas las demás mediciones se registró una humedad levemente menor en los cuadros TC. La mayor humedad registrada en los cuadros con cobertura podría explicarse si se considera que tres días antes de la medición correspondiente se registraron precipitaciones en la Estación meteorológica Percey, lo que probablemente signifique aumento de la humedad también en el área del ensayo. Es de esperar que luego de las precipitaciones, bajo la influencia del sistema radical de las especies herbáceas y considerando la ausencia de intercepción por parte de la vegetación, se retenga mayor contenido hídrico que en los cuadros sin cobertura. En ensayos con elevada cobertura de especies herbáceas y plantines de *Quercus* sp., en otros bosques templados del mundo, se evidenció que las plantas herbáceas utilizan elevadas cantidades de agua dejando disponible un escaso contenido hídrico en el suelo (Davis et al. 1999, Rey Benayas et al. 2003).

El potencial hídrico al mediodía (Ψ_{Md}) indicó mejores condiciones hídricas en los plantines TSC respecto de los ubicados bajo efecto de la cobertura de herbáceas en todas las mediciones. Es interesante notar que estas diferencias fueron significativas cuando las lluvias acumuladas en el mes correspondiente a la medición fueron menores al promedio de lluvias de los últimos 15 años de ese mismo mes. Esas diferencias pueden explicar que los plantines TSC mostraran un crecimiento en diámetro levemente mayor que los pertenecientes al tratamiento TC. Debe tenerse en cuenta, sin embargo, que la suma de toda la precipitación durante cada una de las tres temporadas de crecimiento consideradas (datos de la Estación meteorológica Percey) estaban dentro de los valores promedio para este sitio méxico, y que los plantines de lenga pueden no haber sufrido de estrés hídrico severo.

ENSAYO DE PLANTACIÓN EN VIVERO

Los resultados obtenidos en vivero coinciden en general con los correspondientes al ensayo de campo. En el vivero, los plantines sin cobertura y con riego alto (TSC/RA) presentaron mayor supervivencia que los pertenecientes al tratamiento con cobertura y riego normal (TC/RN). Entre la máxima y mínima supervivencia registrada en las combinaciones de tratamientos se encuentran los restantes combinaciones con valores

intermedios (TSC/RN y TC/RA). El efecto positivo del riego en la performance de crecimiento y la supervivencia se ha mencionado en plantines de lenga instalados en sitios post-fuego (Tercero-Bucardo et al. 2007). Además de afectar la supervivencia, la competencia afectó el crecimiento de los plantines. Los plantines TSC crecieron más en diámetro de cuello que los correspondientes al tratamiento TC. Las variaciones en el diámetro de cuello registradas, estarían relacionadas al desarrollo radical de los plantines, ya que se ha mencionado que las raíces de las plantas presentan elevada plasticidad y son las primeras en reaccionar ante interacciones con otras plantas (Callaway et al. 2003). Nuestros resultados coinciden con los registrados en renovales de algunas especies del género *Quercus*, en los que se encontró que la elevada cobertura de especies herbáceas afectó negativamente el crecimiento y provocó desecación de porciones aéreas de los renovales (Koukoura & Menke 1995). En sitios post-fuego de lenga en Patagonia, los plantines de lenga con adición de riego mostraron mayores incrementos de biomasa (Tercero-Bucardo et al. 2007). El efecto del riego en el crecimiento no fue evidenciado en este trabajo, posiblemente debido a que los niveles de agua utilizados correspondieron a sectores mésicos (RN) y mésico-húmedo (RA). Se ha indicado que, las condiciones de baja humedad asociadas a elevadas temperaturas en el suelo durante la temporada de crecimiento limitan el desarrollo de la regeneración natural en claros de lenga (Rusch 1992, Heinemann et al. 2000).

Se registraron valores de potencial hídrico menos negativos (que indican mejor estado hídrico de las plantas) en los plantines TSC/RA y valores más negativos en los plantines de la combinación de tratamientos (TC/RN). Estas diferencias fueron significativas en las mediciones de mediodía (Ψ_{Md}). Los renovales pertenecientes a la combinación de tratamientos TSC/RN y TC/RA presentaron valores intermedios comparados con los anteriores.

La cobertura de las especies herbáceas y el riego normal afectan negativamente el crecimiento de los plantines. Esta combinación de tratamientos resulta estresante para los plantines, evidenciándose en efectos tales como la muerte apical y la reducción del crecimiento de los plantines. En ausencia de cobertura con la vegetación herbácea y en condiciones de riego alto (TSC/RA), los plantines no mostraron una mejor performance de

crecimiento respecto de las condiciones sin cobertura y riego normal (TSC/RN). Esto podría indicar que los plantines de lenga crecen satisfactoriamente bajo condiciones de campo de riego normal (es decir en sitios méxicos) si se realizan plantaciones eliminando el efecto de la elevada cobertura de vegetación herbácea. Por otro lado, incrementar el riego en el tratamiento con cobertura (TC/RA) no mostró un efecto positivo en el crecimiento en altura ni en diámetro de cuello de los plantines respecto de aquellos con cobertura y riego normal (TC/RN). Esta falta de respuesta a los niveles de riego aumentados por encima de los valores normales se ha reportado en otras especies de *Nothofagus*, demostrando que estas especies se adaptan a un bajo a moderado déficit hídrico, sin cambios significativos en los parámetros de crecimiento (Varela et al. 2010). La adaptación de la lenga a amplios rangos de regímenes de precipitación justifican los escasos efectos registrados en la performance de los plantines en relación con los niveles de riego ensayados (Veblen et al. 1977).

Los resultados de este trabajo son limitados debido a que corresponden a un sitio de estudio. Sin embargo, el área donde se realizó el estudio es representativa de la distribución de lenga en condiciones méxicas y bajo un clima marcadamente mediterráneo, las conclusiones deben considerarse especialmente para esta región y no pueden extrapolarse a otros bosques en condiciones más xéricas o húmedas. En el área de estudio y durante las estaciones de crecimiento analizadas, la temperatura y la humedad del suelo indicaron que el estrés abiótico es relativamente bajo, y que bajo estas condiciones los plantines de lenga logran adquirir relativamente rápido los recursos. Esto apoya la idea de que en las condiciones examinadas (donde el estrés hídrico no es extremadamente severo) las interacciones de competencia sobrepasan los posibles efectos positivos de riego (Bertness & Callaway 1994). Se evidenció un efecto negativo de la cobertura de herbáceas, especialmente exóticas, en los plantines de lenga, afectando el crecimiento y la supervivencia de las plantas. El potencial hídrico de los plantines y la humedad del suelo en el campo mostraron una tendencia a que el efecto negativo podría deberse al agua, sin embargo, estas tendencias no pudieron ser demostradas en el performance de los plantines al aplicar riego en las condiciones de vivero. En la búsqueda de restaurar exitosamente los sectores de bosque de lenga degradados por pastoreo, otras variables deberán ser evaluadas,

por ejemplo los efectos de los “*empastados*” en los sistemas radicales de los plantines, el balance entre biomasa aérea y radical en situaciones con y sin cobertura de herbáceas. Además, la competencia por luz en los primeros estadios, la competencia por nutrientes, los microorganismos y macrofauna asociados a raíces de herbáceas que ataquen plantines.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- En claros del bosque lenga “*empastados*” por la presión ganadera, la cobertura herbácea afecta el crecimiento (en diámetro y altura) y la supervivencia de los plantines de lenga.
- La adición de riego no mejoró la performance de las plantas bajo efecto de la cobertura herbácea, lo cual indica que el efecto negativo no se debería a interacciones de competencia por el factor agua.
- Las prácticas de restauración activa (instalación de plantines de lenga con remoción de la vegetación herbácea) constituyen una buena alternativa y una acción necesaria si lo que se busca es restaurar el bosque preexistente.
- Las acciones que eliminen la competencia de vegetación herbácea podrían mejorar el crecimiento y la supervivencia beneficiando el establecimiento de los plantines de lenga y el éxito de la plantación.
- Eliminar el efecto de competencia de herbáceas es una acción necesaria para incrementar el éxito de las plantaciones. En cambio, aplicar riego no es una práctica necesaria en los sectores de bosque méxico donde las precipitaciones durante la estación de crecimiento (septiembre a marzo) se aproximen o superen los 500 mm.

CAPÍTULO VI



DISCUSIÓN GENERAL, RECOMENDACIONES Y TEMAS PENDIENTES

DISCUSIÓN GENERAL

Los grandes ungulados, tanto silvestres como domésticos, utilizan selectivamente los ecosistemas boscosos donde obtienen recursos tanto forrajeros como no forrajeros. Según las particularidades del hábitat y de sus propios requerimientos, estos ungulados recorren los ambientes seleccionando y utilizando sectores de alimentación y de disponibilidad de agua, de descanso, de protección térmica y contra depredadores, generando patrones espacio-temporales en el uso de los recursos (Bailey et al. 1996, Adler et al. 2001). Se han mencionado numerosos efectos que los ungulados provocan sobre la estructura y funcionalidad ecológica de los bosques (Hendrix 1988). La selectividad de los ungulados en el forrajeo constituye uno de los principales aspectos que, junto con la respuesta diferencial de las plantas a la herbivoría, conduce a cambio en la vegetación a largo plazo, como se ha demostrado en bosques de coníferas de América del Norte (Rooney & Waller 2003) y en otros bosques templados deciduos (Danell et al. 2003). Algunas de las modificaciones que se han mencionado a nivel de comunidad de plantas, son el ingreso de especies exóticas invasoras (Holmgren 2002), disminución de especies nativas no adaptadas al pastoreo, incrementos de cobertura, dominancia de especies palatables de crecimiento rápido (McNaughton 1983, Adler et al. 2001) y ramoneo de renovales del componente arbóreo (Rooney & Waller 2003).

La selectividad de recursos por parte de los grandes herbívoros depende de múltiples factores tanto intrínsecos del individuo, como sociales, de características propias de los alimentos y ambientales (Tarazona et al. 2012). Ésta puede evaluarse en múltiples escalas (Senft et al. 1987). El nivel de comunidad o parches de vegetación es el más indicado para identificar patrones de intensidad de uso de los grandes herbívoros (Van Soest 1996). Los pastizales, que generalmente poseen alta calidad de oferta forrajera, y las fuentes de agua constituyen sectores atractivos para los herbívoros. En ambientes heterogéneos conformados por bosques de lenga y humedales (principal fuente de agua y forraje) de Patagonia resulta relevante poder identificar niveles de intensidad de uso asociados a la distancia a la fuente de concentración de herbívoros, y las modificaciones que éstas diferentes intensidades de uso generan en el sotobosque y en la regeneración. En

este sentido, el objetivo general abordado en esta tesis fue identificar los principales indicios de la herbivoría del ganado bovino y del guanaco en la regeneración y en el sotobosque de los bosques de lenga, considerando el uso espacio-temporal de los recursos. El diseño de los estudios de campo permitió identificar, a escala de parche, un patrón que de intensidad de uso espacial del ganado vacuno en los bosques de lenga colindantes a mallines (Capítulo II). Otros estudios han mostrado un gradiente de uso del ganado relacionado con la distancia a las principales fuentes de agua o forraje (Tate et al. 2003, Pour et al. 2012). En cambio, a la escala aquí analizada, el herbívoro nativo no exhibió un patrón espacial definido del uso del bosque en relación con la distancia a la vega (Capítulo III). Es probable que la escala de estudio implementada no haya sido suficiente para determinar patrones de uso del ungulado silvestre que explore área de dimensiones mayores (Franklin 1982). En los bosques bajo uso ganadero, los cambios más evidentes en los niveles más intensos de uso con respecto a lo observado en sectores con escaso uso, fueron: la elevada colonización de especies herbáceas, especialmente exóticas; el elevado daño por ramoneo en los renovales dominantes y menores valores de frecuencia y densidad de renovales de lenga. Estas variaciones registradas en el sotobosque y en la regeneración coinciden con trabajos realizados en bosque de Patagonia con presencia de ganado (De Pietri 1995, Relva & Veblen 1998, Relva 1999, Vázquez 2002, Gallopin et al. 2005, Blackhall et al. 2008). En cambio, el sotobosque de lenga de Tierra del Fuego no mostró variaciones asociadas a las diferentes intensidades de uso del bosque por parte del guanaco. En estos bosques con presencia del herbívoro nativo, la frecuencia y densidad de renovales de lenga fueron elevadas y no mostraron cambios asociados a diferentes intensidades de uso del guanaco. Los indicios más evidentes de la herbivoría en los bosques de Tierra del Fuego del área estudiada fue la proporción de renovales dañados por ramoneo y la escasa altura dominante de la regeneración.

Las modificaciones asociadas a mayores intensidades de uso de los herbívoros en el bosque indican que el ganado afectaría varios componentes del ecosistema tanto en el sotobosque, en la regeneración, como en la estructura del suelo. La resistencia a la penetración registrada indica que el ganado modificaría las características del suelo, influyendo negativamente tanto en la vegetación como en otros seres vivos del suelo. En

contraste, el guanaco ha sido descrito como un herbívoro de bajo impacto, debido a que a diferencia del ganado, posee almohadillas en las extremidades de sus patas en vez de pezuñas, lo que contribuye a amortiguar la compactación del suelo (Baldi et al. 2006), lo que explicaría los menores valores de compactación del suelo registrados en los bosques de Tierra del Fuego.

La componente temporal de consumo y selectividad de ambos herbívoros indicó un consumo importante de lenga por ambos herbívoros (Capítulo IV). Además, se observaron variaciones temporales en el consumo. En Chubut el consumo de lenga se duplicó al final de la veranada, cuando la oferta forrajera de las especies más seleccionadas del mallín disminuye. En Tierra del Fuego el consumo de lenga fue importante todo el año, aunque mayor en los meses fríos. Si se comparan los resultados de la dieta de ambos herbívoros con los correspondientes a los capítulos II y III, se puede interpretar la importante frecuencia de lenga en la dieta. Por un lado el mayor ingreso de las vacas al bosque al final de la veranada (indicado por la densidad de heces nuevas días previos a la salida del ganado del predio) se corresponde con la frecuencia en la dieta de los renovales que se duplicó al final del período de pastoreo. El ganado vacuno es un herbívoro rumiante pastoreador altamente adaptado al consumo de fibra (Van Soest 1996), estas características dietarias se evidenciaron en este trabajo, y en otros estudios (Bonino & Pelliza Sbriller 1991a, Manacorda et al. 1996, Vila & Borrelli 2011). En los sistemas de pastoreo conformados por bosques y mallines, la disponibilidad forrajera del mallín condiciona el uso de recurso del ganado en las áreas de bosque. La elevada frecuencia de lenga en la dieta del guanaco se corresponde con el elevado daño por ramoneo registrado en los renovales, y por las características intrínsecas de esta especie. El guanaco es un herbívoro con características de ramoneador, que mostró una importante incorporación de lenga en su dieta, como han relevado otros estudios (Bonino & Pelliza Sbriller 1991b, a, Soler Esteban et al. 2011, Soler Esteban et al. 2013). Este herbívoro está adaptado al consumo de especies leñosas, posee un aparato bucal con labio leporino, que resulta ventajoso para asir y recolectar forraje con gran eficiencia. Posee dientes incisivos, que se ubican oblicuamente y tienen un crecimiento continuo lo que les permite una alta eficiencia en el corte de los tejidos vegetales. Además las características anatómicas y fisiológicas del estómago le confieren

una alta eficiencia en la digestión de especies leñosas y una gran eficiencia en el uso del agua (Pinto Jiménez et al. 2010).

El incremento de la cobertura de especies herbáceas, especialmente exóticas (“*empastado*”) promovido por el uso ganadero, constituye otro efecto, aparte del ramoneo, sobre la regeneración del bosque. En el capítulo V de esta tesis se registró en un claro del bosque “*empastado*” que la cobertura de especies herbáceas afecta negativamente el establecimiento de los plantines de lenga. El crecimiento y supervivencia de los plantines ubicados en sectores sin cobertura de herbáceas fue mayor respecto de aquellos con cobertura. Aunque en nuestro trabajo la hipótesis era que el establecimiento de la regeneración en los claros “*empastados*” estaba afectado negativamente por interacciones de competencia por agua, esto no se evidenció en el ensayo. Es importante aclarar el diseño de los experimentos para este objetivo fue acotado ya que se realizó en un claro del bosque de lenga con su réplica en el vivero. Es probable que los efectos más evidentes de cobertura herbácea sobre los plantines se observen en la estructura radical de los mismos. Además, es probable que otras variables influyan, tales como, microorganismos asociados a las raíces de las plantas herbáceas.

RECOMENDACIONES Y TEMAS PENDIENTES

La información generada en este estudio aporta argumentos científicos-técnicos para el uso sostenible de los bosques de lenga. La implementación de la Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos N° 26.331, requiere del acuerdo de pautas de manejo forestal y ganadero que, a través de su ejecución, permitan avanzar hacia la sustentabilidad del uso de los bosques de lenga. A su vez, esta Ley necesita nutrirse de la formulación de indicadores que permitan el monitoreo del uso del recurso forestal y que puedan incorporarse a la gestión de los proyectos generados en el marco de la misma. Este trabajo aporta información útil en ese sentido. En la provincia del Chubut la ganadería bovina es una actividad económica en crecimiento, que actualmente y desde hace al menos 50 años utiliza los bosques nativos. Se requiere una gestión alternativa que mantenga una ganadería productiva (que sustente la economía de la población rural del Oeste del Chubut) sin que esto vaya en desmedro del patrimonio natural asociado a la vegetación boscosa preexistente. Para esta provincia, nuestros resultados sugieren que en los predios de pastoreo conformados por bosques de lenga colindantes a mallines, la distancia a los mallines permite estimar la intensidad de uso en los sectores de bosque. Esta distancia podría constituirse como una herramienta práctica y útil para la planificación sostenible del uso ganadero y forestal en la región, por ejemplo, para el establecimiento de zonas de amortiguación alrededor de los mallines, donde se excluyan las actividades forestales. Sin embargo, sería importante replicar este estudio en otros sitios de bosque de lenga y con otras cargas ganaderas para poder sacar conclusiones que abarquen la amplitud de situaciones particulares que existen en Patagonia. Además, la duplicación del consumo de renovales de lenga al final del periodo de pastoreo (en marzo tardío y abril), indica que el manejo ganadero en estos sistemas debería contemplar un ajuste de la carga animal a la productividad de los mallines, reservar sectores de mallines para utilizarlos a fines de la temporada de pastoreo y/o acortar el periodo de veranada. Sin embargo, es necesario describir algunos atributos funcionales de estos humedales de cordillera, como por ejemplo la productividad (ya que la mayoría de los antecedentes corresponden a mallines

extrandinos) y la biodiversidad contemplando especies de plantas como de microorganismos, entre otros, que estarían siendo afectados por la herbivoría doméstica.

Por último, este trabajo aporta algunas recomendaciones para la implementación de futuras acciones exitosas de restauración de las áreas de bosques de lenga “*empastadas*” por acción del ganado vacuno. Por ejemplo, son necesarias acciones de restauración, como, la exclusión del ganado, la plantación de lenga acompañada por la reducción de la competencia de la vegetación herbácea. En los sectores de bosque méxico, donde las precipitaciones durante la estación de crecimiento (desde septiembre a marzo) superen los 500 mm no sería necesario aplicar riego. Por otro lado, debido a la elevada oferta forrajera que ofrecen los claros “*empastados*” al ganado, estos pueden constituir pequeños sectores seleccionados por el ganado. Por otro lado, el efecto negativo aquí detectado de la cobertura de herbáceas sobre los renovales en los sectores “*empastados*” del bosque, podría disminuir debido al consumo de hierbas que realiza el ganado, estos aspectos no fueron considerados en esta tesis y sería interesantes de evaluar en estudio posteriores.

Los resultados presentados en relación al uso del bosque de lenga por parte del guanaco, deberían complementarse con otros estudios. Es necesario evaluar la combinación de la herbivoría del guanaco con otros disturbios y a mayores escalas espaciales. Contrastar estos resultados con los obtenidos en sitios testigos sería necesario para poder comprender los efectos que ocasionan estos herbívoros en el bosque. Los estudios posteriores deberían contemplar escalas espaciales mayores. Históricamente y hasta la actualidad, el aprovechamiento forestal de lenga en Tierra del Fuego se ha desarrollado sobre los bosques más húmedos del Sur (Bava et al. 2005, Collado et al. 2008). En el corto y mediano plazo, los bosques susceptibles de ser objeto de aprovechamiento forestal en la Isla, coinciden con los sectores donde se ha registrado un mayor impacto del guanaco (Martínez Pastur et al. 1999, Bava et al. 2005, Cavieres & Fajardo 2005, Collado et al. 2008). En este sentido, sería necesaria la regulación del aprovechamiento forestal en el área estudiada donde la regeneración estaría comprometida.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adler, P. B., D. A. Raff, W. K. Lauenroth. 2001. The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia* **128**:465-479.
- Albarracín, V. 2011. Banco de semillas en bosques quemados de *Nothofagus pumilio* de Chubut y Santa Cruz. Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco.
- Álvarez-Romero, J., R. A. Medellín. 2005. *Bos taurus*. Vertebrados superiores exóticos en México: diversidad, distribución y efectos potenciales. Proyecto U020. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Amaya, J. N., J. von Thüngen, D. A. De Lamo. 2001. Densidad de guanacos (*Lama guanicoe*) en la Patagonia. INTA.
- Anderson, L. J., M. S. Brumbaugh, R. B. Jackson. 2001. Water and Tree–Understory Interactions: A Natural Experiment in a Savanna With Oak Kilt. *Ecology* **82**:33-49.
- Antequera, S. H. 1997. Crecimiento potencial de la lenga en Tierra de Fuego. Tesis de Grado. Universidad Nacional de la Patagonia, Esquel, Argentina.
- Armesto, J. J., C. Villagrán, M. K. Arroyo, editors. 1995. Ecología de los bosques nativos de Chile, Santiago, Chile.
- Arroyo, M. T. K., M. Riveros, A. Peñaloza, L. Cavieres, A. M. Faggi. 1996. Phytogeographic relationships and regional richness patterns of the cool temperate rainforest flora of southern South America. Pages 134-172 in R. G. Lawford, P. B. Alaback, and E. Fuentes, editors. High-Latitude Rainforests and Associated Ecosystems of the West Coast of the Americas, New York.
- Ayesa, J., D. Bran, C. López, A. Marcolín, D. Barrios. 1999. Aplicación de la teledetección para la caracterización y tipificación utilitaria de valles y mallines. *Revista Argentina de Producción Animal* **19**:133-138.
- Bailey, D. W., J. E. Gross, E. A. Laca, L. R. Rittenhouse, M. B. Coughenour, D. M. Swift, P. L. Sims. 1996. Mechanisms that result in large herbivore grazing distribution patterns. *Journal of Range Management* **49**:386-400.
- Baldi, B., L. G., B. González, M. Funes, E. Cuéllar, L. Villalba, D. Hoces, S. Puig. 2008. *Lama guanicoe*. IUCN Red List of Threatened Species.
- Baldi, R., D. A. De Lamo, M. Failla, P. Ferrando, M. Funes, P. Nugent, S. Puig, S. Rivera, J. Von Thüngen. 2006. Plan Nacional de Manejo del Guanaco (*Lama guanicoe*) República Argentina. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación.
- Bastías Fuentes, M. A. 2005. Composición de especies y cobertura del sotobosque en bosques vírgenes de lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. Et Endl.) Krasser) en Monte Alto, XII Región Universidad de Chile, Santiago.
- Baungartner, L. L., A. C. Martín. 1939. Plant histology as an aid in squirrel foodhabit studies. *Journal of Wildlife Management* **3**:266-268.
- Bava, J. O. 1999. Aportes ecológicos y silviculturales a la transformación de bosques vírgenes de lenga en bosques manejados en el sector argentino de Tierra del Fuego. CIEFAP, Esquel (Argentina).
- Bava, J. O. 2003. El uso forestal de los bosques de Lenga argentinos y la certificación de manejo. *Quebracho* **10**:53-59.
- Bava, J. O., L. Collado, L. Colombo, S. Farina, S. Favoretti, F. Jaras, R. Hlopec, P. M. López Bernal, N. Urquía. 2005. Historia y perspectivas del aprovechamiento forestal en tierras fiscales en Tierra del Fuego. in 3° Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano. AFOA, Corrientes (Argentina).

- Bava, J. O., J. D. Lencinas, A. Haag. 2006. Determinación de la materia prima disponible para proyectos de inversión forestal en la provincia del Chubut. Consejo Federal de Inversiones.
- Bava, J. O., P. M. López Bernal. 2005. Cortas de selección en grupo en bosques de lenga. *IDIA XXI* **5(8)**:39-42.
- Bava, J. O., C. J. Puig. 1992. Regeneración natural de lenga. Análisis de algunos factores involucrados. Pages 85-110 in *Actas del Seminario de Manejo forestal de la lenga y aspectos ecológicos relacionados*. CIEFAP, Esquel, Chubut, Argentina.
- Bava, J. O., D. C. Rechene. 2004. Dinámica de la regeneración de lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl) Krasser) como base para la aplicación de sistemas silvícolas. Pages 1-22 in M. F. Arturi, J. L. Frangi, and J. F. Goya, editors. *Ecología y Manejo de los Bosques de Argentina*. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata, La Plata.
- Berón, F., G. A. Rêo, S. A. Featherston. 2003. Los bosques de lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser). Su aprovechamiento en la Provincia del Chubut. *Patagonia Forestal* **9**:14-16.
- Bertness, M. D., R. Callaway. 1994. Positive interactions in communities. *Trends in Ecology & Evolution* **9**:191-193.
- Blackhall, M., E. Raffaele, T. T. Veblen. 2008. Cattle affect early post-fire regeneration in a *Nothofagus dombeyi*-*Austrocedrus chilensis* mixed forest in northern Patagonia, Argentina. *Biological Conservation* **141**:2251-2261.
- Boege, K., R. J. Marquis. 2005. Facing herbivory as you grow up: the ontogeny of resistance in plants. *Trends in Ecology & Evolution* **20**:441-448.
- Boelcke, O. 1957. Comunidades herbáceas del Norte de la Patagonia y sus relaciones con la ganadería. *Revista de Investigación Agrícola (Argentina)* **11**:5-98.
- Boelcke, O., D. M. Moore, F. A. Roig. 1985. *Transecta botánica de la Patagonia Austral*. Royal Society, Buenos Aires.
- Bonino, N. 1995. Introduced mammals in Patagonia, southern Argentina: consequences, problems, and management considerations. Pages 406-409 in *First International Wildlife Management Congress*. The Wildlife Society, Bethesda.
- Bonino, N., E. Fernández. 1994. Distribución general y abundancia de guanacos (*Lama guanicoe*) en diferentes ambientes de Tierra del Fuego, Argentina. *Ecología Austral* **4**:79-85.
- Bonino, N., A. Pelliza Sbriller. 1991a. Comparación de las dietas del guanaco, ovino y bovino en Tierra del Fuego, Argentina. *Turrialba* **41**:452-457.
- Bonino, N., A. Pelliza Sbriller. 1991b. Composición botánica de la dieta del guanaco (*Lama guanicoe*) en dos ambientes contrastantes de Tierra del Fuego, Argentina. *Ecología Austral* **1**:97-102.
- Bonvissuto, G. L., R. Somlo. 1997. Guías de condición para los mallines de precordillera y sierras y mesetas de la Patagonia Argentina. Pages 37-38 in *Seminario Taller Argentino Chileno. III Reunión del Grupo Regional Patagónico de Ecosistemas de Pastoreo*.
- Braun, K., A. Vitale, M. Saborido, M. B. Collantes. 2003. Química secundaria y pastoreo ovino en *Chiliotrichum diffusum*, un arbusto de Tierra del Fuego. *XXIX Jornadas de Botánica & XV Reunión Anual de la Sociedad Botánica de Chile*. Sociedad Argentina de Botánica, San Luis, Argentina.
- Burgos, J. J. 1985. Clima del extremo sur de Sudamérica. in O. Boelcke, D. M. Moore, and F. A. Roig, editors. *Transecta Botánica de la Patagonia Austral*. CONICET (Argentina), Royal Society (Gran Bretaña) e Instituto de la Patagonia (Chile).
- Callaway, R. 1995. Positive interactions among plants. *The Botanical Review* **61**:306-349.
- Callaway, R. M., S. C. Pennings, C. L. Richards. 2003. Phenotypic plasticity and interactions among plants. *Ecology* **84(5)**:1115-1128.
- Callaway, R. M., L. R. Walker. 1997. Competition and Facilitation: A Synthetic Approach to Interactions in Plant Communities. *Ecology* **78**:1958-1965.

- Candia, R., A. Dalmaso. 1995. Dieta del guanaco (*Lama guanicoe*) y productividad del pastizal en la reserva La Payunia, Mendoza (Argentina). *Multequina* **004**:5-15.
- Casamiquela, R. M. 1983. La significación del guanaco (*Lama guanicoe*) en el ámbito pampeano-patagónico: Aspectos cronológicos, ecológicos, etológicos y etnográficos. *Mundo ameghiniano* **4**:21-46.
- Cassola, A. L. 1988. Los Mallines. *Revista Presencia INTA* **16**:11-14.
- Cavieres, L. A., A. Fajardo. 2005. Browsing by guanaco (*Lama guanicoe*) on *Nothofagus pumilio* forest gaps in Tierra del Fuego, Chile. *Forest Ecology and Management* **204**:237-248.
- Cingolani, A. M., I. Noy - Meir, D. D. Renison, M. Cabido. 2008. La ganadería extensiva, ¿es compatible con la conservación de la biodiversidad y de los suelos? *Ecología Austral* **18**:253-271.
- Clausen, J. C., I. M. Ortega, C. M. Glaude, R. A. Relyea, G. Garay, O. Guineo. 2006. Classification of wetlands in Patagonian National Park, Chile. *Wetlands* **26**:217-229.
- Cocimano, M., A. Lange, E. Menvielle. 1975. Estudio sobre equivalencias ganaderas. *Producción Animal* **4**:161-190.
- Collado, L., S. Farina, F. Jaras, H. Vargas. 2008. Monitoreo del estado de intervención y de la regeneración de *Nothofagus pumilio* en un plan de manejo forestal en el ecotono estepa-bosque de Tierra del Fuego, Argentina. *Bosque* **29**:85-90.
- Cortés, A., E. Miranda, F. López-Cortés. 2006. Abundancia y dieta del camélido *Lama guanicoe* en un ambiente altoandino del Norte-Centro de Chile. *Mastozoología Neotropical* **16**:389-401.
- Coughenour, M. B. 1991. Spatial Components of Plant-Herbivore Interactions in Pastoral, Ranching, and Native Ungulates Ecosystems. *Journal of Range Management* **44**:530-542.
- Cuevas, J. G. 2002. Episodic regeneration at the *Nothofagus pumilio* alpine timberline in Tierra del Fuego, Chile. *Journal of Ecology* **90**:52-60.
- Chadwick, D. O., B. C. Larson. 1999. *Forest Stand Dynamics*. McGraw-Hill, United States of America.
- Christensen, M., J. Emborg. 1996. Biodiversity in natural versus managed forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* **85**:47-51.
- Damascos, M. A., E. H. Rapoport. 2002. Diferencias en la flora herbácea y arbustiva entre claros y áreas bajo dosel en un bosque de *Nothofagus pumilio* en Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* **75**:465-472.
- Danell, K., R. Bergström, L. Edenius, G. Ericsson. 2003. Ungulates as drivers of tree population dynamics at module and genet levels. *Forest Ecology and Management* **181**:67-76.
- Davis, A. D., K. J. Wrage, P. B. Reich, M. G. Tjoelker, T. Schaeffer, C. Muermann. 1999. Survival, growth, and photosynthesis of tree seedlings competing with herbaceous vegetation along a water-light-nitrogen gradient. *Plant Ecology* **145**:341-350.
- Davis, M. A., K. J. Wrage, P. B. Reich. 1998. Competition between tree seedlings and herbaceous vegetation: support for a theory of resource supply and demand. *Journal of Ecology* **86**:652-661.
- De Pietri, D. 1992. The search for ecological indicators: is it possible to biomonitor forest system degradation caused by cattle ranching activities in Argentina? *Vegetatio* **101**:109-121.
- De Pietri, D. 1995. The spatial configuration of vegetation as an indicator of landscape degradation due to livestock enterprises in Argentina. *Journal of Applied Ecology* **32**:857-865.
- Dezzotti, A., R. Sbrancia, M. Rodriguez-Arias, D. Roat, A. Parisi. 2003. Regeneración de un bosque mixto de *Nothofagus* (Nothofagaceae) después de una corta selectiva. *Revista Chilena de Historia Natural* **76**:691-602.
- DGBYP. 1997. Inventario forestal del bosque nativo de la provincia del Chubut. Subsecretaría de Desarrollo Económico, Ministerio de la Producción y Turismo. Gobierno de la prov. del Chubut, Chubut, Argentina.

- DGEyCP. 1998. La Encuesta Nacional Agropecuaria 1997 en Tierra del Fuego: Un análisis de sus resultados. Secretaría de Desarrollo y Planeamiento. Page 14 in A. e. I. d. A. S. Provincia de Tierra del Fuego, editor.
- Dimitri, M. J. 1972. La región de los bosques Andino-Patagónicos. Sinopsis General INTA, Buenos Aires.
- Dodds, H. 1997. Efecto del ramoneo de guanacos (*Lama guanicoe*) sobre la regeneración de lenga (*Nothofagus pumilio*) en Rusfin, Tierra del fuego. Universidad de Chile.
- Donoso Z., C. 1995. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica. Tercera edición edition. Editorial Universitaria, Santiago de Chile.
- Donoso Z., C., editor. 2006. Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología. Ed. Marisa Cuneo edition, Santiago, Chile.
- Dusi, J. L. 1949. Method for determination of food habits by plant microtechniques and histology and their application to cottontail rabbit food habits. *Journal of Wildlife Management* **13**:295—299.
- Ellum, D. S. 2009. Floristic Diversity in Managed Forests: Demography and Physiology of Understory Plants Following Disturbance in Southern New England Forests. *Journal of Sustainable Forestry* **28**:132 - 151.
- Engel, V. L., J. A. Parrotta. 2001. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central Sao Paulo state, Brazil. *Forest Ecology and Management* **152**:169-181.
- Ezcurra, C., C. Brion. 2005. Plantas del Nahuel Huapi. Catálogo de la flora vascular del Parque Nacional Nahuel Huapi, Argentina. UNCOMA-RLB, Bariloche, Argentina.
- Fernández, M. C., G. Staffieri, G. Martínez Pastur, P. L. Peri. 1998. Cambios en la biodiversidad del sotobosque a lo largo del ciclo del manejo forestal de la lenga. in 1º Congreso Latinoamericano IUFRO. IUFRO, Valdivia, Chile.
- Flores, C. E., A. M. Cingolani, A. von Müller, F. R. Barri. 2013. Habitat selection by reintroduced guanacos (*Lama guanicoe*) in a heterogeneous mountain rangeland of central Argentina. *The Rangeland Journal* **34**:439-445.
- Flueck, W. T., M. Franken, J. M. Smith-Flueck. 1999. Red deer, cattle and horses at high elevations in the Andean Precordillera: habitat use and deer density. *Mastozoología Neotropical* **6**:91-101.
- Focardi, S., A. Tinelli. 2005. Herbivory in a Mediterranean forest: browsing impact and plant compensation. *Acta Oecologica* **28**:239-247.
- Franklin, W. L. 1982. Biology, ecology, and relationship to man of the South American camelids Pages 457-489 in M. A. Mares and H. H. Genoways, editors. *Mammalian Biology in South America*. University of Pittsburgh, Pittsburgh.
- Frazer, G. W., C. D. Canham, K. P. Lertzman. 1999. Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.
- Gallo, E. A., M. V. Lencinas, G. J. Martínez-Pastur. 2013. Site quality influence over understory plant diversity in old-growth and harvested *Nothofagus pumilio* forests.
- Gallopín, G. C., C. E. Martín, M. A. Mermoz, editors. 2005. Impacto de la ganadería en la cuenca del Río Manso Superior. Parte I: Bosques de Ñire con Laura. APN, Buenos Aires.
- Gigli, S. M. 2001. Plan de manejo de Reservas Naturales: "Inventario y Zonificación de la Reserva Corazón de la Isla". Informe Final. Ushuaia, Tierra del Fuego.
- Gill, R. M. A. 1991. A Review of Damage by Mammals in North Temperate Forests: 3. Impact on Trees and Forests. **65**:363-388.
- González, B. A., R. E. Palma, B. Zapata, J. C. Marín. 2006. Taxonomic and biogeographical status of guanaco *Lama guanicoe* (Artiodactyla, Camelidae). *Mammal Review* **36**:157-178.

- Graham, R. T., T. B. Jain, J. L. Kinger. 2010. Ameliorating conflicts among deer, elk, cattle and/or other ungulates and other forest uses: a synthesis. *Forestry* **83**:245 - 255.
- Grime, J. P. 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* **242**:344-347.
- Guitart, E. 2004. Diagnóstico productivo orientado a establecer la capacidad del sector ganadero del NO del Chubut para involucrarse y sostener un proyecto de diferenciación por calidad del producto carne vacuna. Page 26. EEA-INTA, Esquel.
- Gutierrez, J. S., L. C. Fierro. 1979. Are pasturing systems superfluous and too complicated? *Rangelands* **1**:160-161.
- Hahn, N. 1992. Die Verjüngung von *Nothofagus pumilio* bei verschiedenen waldbaulichen Behandlungsmethoden im andino Patagonischen Bergwald nahe Esquel. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.
- Hansen, N., M. Fertig, M. Escalona. 2008. Ramoneo en regeneración de ñire y disponibilidad forrajera. Pages 137-142 in 2. Reunión sobre *Nothofagus* en la Patagonia. Econothofagus 2008. CIEFAP, Esquel.
- Haufe, J. 1992. Desarrollo de la regeneración en rodales de *Nothofagus* con y sin influencia del ganado. Informe Interno Pasantía Laboral, GTZ-CIEFAP, Esquel.
- Heinemann, K., T. Kitzberger. 2006. Effects of position, understorey vegetation and coarse woody debris on tree regeneration in two environmentally contrasting forests of north-western Patagonia: a manipulative approach. *Journal of Biogeography* **33**:1357-1367.
- Heinemann, K., T. Kitzberger, T. T. Veblen. 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.
- Heinze, E., S. Boch, M. Fischer, D. Hessenmöller, B. Klenk, J. Müller, D. Prati, E.-D. Schulze, C. Seele, S. Socher, S. Halle. 2011. Habitat use of large ungulates in northeastern Germany in relation to forest management. *Forest Ecology and Management* **261**:288-296.
- Hendrix, S. D. 1988. Herbivory and its impact on plant reproduction. Pages 246-263 in J. Lovett Doust and L. Lovett Doust, editors. *Plant Reproductive Ecology Patterns and Strategies*. Oxford University Press, Oxford.
- Henríquez, J. M. 2004. Influencia de los defecaderos de camélidos sobre el desarrollo vegetal. *Revista Chilena de Historia Natural* **77**:501-508.
- Hobbs, N. T. 1996. Modification of the Ecosystems by Ungulates. *The Journal of Wildlife Management* **60**:695-713
- Hobbs, N. T., D. R. Gordon. 2010. How do landscape heterogeneity shape dynamics of large herbivore populations in N. Owen-Smith, editor. *Dynamics of Large Herbivore Populations in Changing Environments*. Blackwell Publishing.
- Hofmann, R. R. 1989. Evolutionary steps of Ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive systems. *Oecologia* **78**:443 - 457.
- Holechek, J., B. Gross. 1982. Evaluation of different calculation procedures for microhistological analysis. *Journal of Range Management* **35**:721-723.
- Holechek, J., M. Vavra. 1981. The effects of slide and frequency observation numbers frequency on the precision of microhistological analysis. *Journal of Range Management* **34**:337-338.
- Holechek, J., M. Vavra, J. Skovlin. 1981. Diet Quality and Performance of Cattle on Forest and Grassland Range. *Journal of Animal Science* **53**:291-298.
- Holmgren, M. 2002. Exotic herbivores as drivers of plant invasion and switch to ecosystem alternative states. *Biological Conservation* **4**:25-33.
- Jaksic, F. M., J. A. Iriarte, J. E. Jiménez, D. R. Martínez. 2002. Invaders without frontiers: cross-border invasions of exotic mammals. *Biological Invasions* **4**:157-173.
- Jarman, P. 1974. Social organization of antelope. *Behavioral* **48**:215-267.
- Jobbágy, E. G., J. M. Paruelo, R. J. C. León. 1995. Estimación del régimen de precipitación a partir de la distancia a la cordillera en el noroeste de la Patagonia. *Ecología Austral* **5**:47-53.

- Kamler, J., M. Homolka, M. Barancekov, M. Krojerová-Prokesova. 2010. Reduction of herbivore density as a tool for reduction of herbivore browsing on palatable tree species. *European Journal of Forest Research* **129**:155-162
- Kaufmann, J., E. W. Bork, M. J. Alexander, P. V. Blenis. 2013. Habitat selection by cattle in Foothill landscapes following variable harvest of aspen forest. *Forest Ecology and Management* **306**:15-22.
- Kelly, D. 1994. The evolutionary ecology of mast seeding. *Trends in Ecology & Evolution* **9**:465-470.
- Kerns, B. K., J. L. Ohmann. 2004. Evaluation and prediction of shrubs cover in coastal Oregon forest (USA). *Ecological Indicators* **4**:83-98.
- Kingery, J., J. Mosley, K. Bordwell. 1996. Dietary overlap among cattle and cervids in northern Idaho forests. *Journal of Range Management* **49**:8-15.
- Kitzberger, T., E. Raffaele, T. T. Veblen. 2005. Variable community responses to herbivory in fire-altered landscapes of northern Patagonia, Argentina. *African Journal of Range & Forage Science* **22**:85-91.
- Koukoura, Z., J. Menke. 1995. Competition for soil water between perennial bunch-grass (*Elymus glaucus* B.B.) and blue oak seedlings (*Quercus douglasii* H. & A.). *Agroforestry Systems* **32**:225-235.
- Krebs, C. 1989. *Ecological Methodology*. Harper and Row Publisher, New York.
- La Manna, L., M. Collantes, J. Bava, M. Rajchenberg. 2008. Seedling recruitment of *Austrocedrus chilensis* in relation to cattle use, microsite environment and forest disease. *Ecología Austral* **18**:27-41.
- Latour, M. C., A. Pelliza Sbriller. 1981. Clave para la determinación de la dieta de herbívoros en el N.O. de la Patagonia. *RIA (Bs. As.)* **16**:109-152.
- Lencinas, M., G. Martínez Pastur, P. Rivero, C. Busso. 2008. Conservation value of timber quality versus associated non-timber quality stands for understory diversity in *Nothofagus* forests. *Biodiversity and Conservation* **17**:2579-2597.
- Letey, J. 1985. Relationship between soil physical properties and crop production. *Advances in Soil Science* **1**:277-294.
- Linares, L., V. Linares, G. Mendoza, F. Peláez, E. Rodríguez, C. Phum. 2010. Preferencias alimenticias del guanaco (*Lama guanicoe cacsilensis*) y su competencia con el ganado doméstico en la Reserva Nacional de Calipuy, Perú. *Scientia Agropecuaria* **1**:225 - 234.
- López Bernal, P. 2010. Balance de las interacciones entre el dosel y la regeneración avanzada en bosques productivos de *Nothofagus pumilio*. Universidad Nacional del Comahue, Bariloche.
- López Bernal, P. M., J. O. Bava, S. H. Antequera. 2003. Regeneración en un bosque de lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser) sometido a un manejo de selección en grupos. *Bosque* **24**:13-21.
- López Bernal, P. M., G. Defossé, C. P. Quinteros, J. O. Bava. 2012. Sapling growth and crown expansion in canopy gaps of *Nothofagus pumilio* (lenga) forests in Chubut, Patagonia, Argentina. *Forest Systems* **21**:489-497.
- Lopez de Casenave, J., L. Marone, F. Jaksic, P. Camus. 2007. Escalas. Pages 193-213 in F. Jaksic and L. Marone, editors. *Ecología de Comunidades*. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile
- Lloyd, C. 2008. La ganadería vacuna en el área de ñire del Chubut. INTA, Trevelín.
- Lloyd, C. 2011. Herramientas para el manejo de la oferta forrajera en áreas de bosque. 1° Taller sobre Herbivoría en el Bosque, Esquel, Chubut.

- Maher, E. L., M. J. Germino, N. J. Hasselquist. 2005. Interactive effects of tree and herb cover on survivorship, physiology, and microclimate of conifer seedlings at the alpine tree-line ecotone. *Canadian Journal of Forest Research* **35**:567-574.
- Manacorda, G., R. Somlo, A. Pelliza Sbriller, P. Willems. 1996. Dieta de Ovinos y Bovinos en la región de los bosques de ñire (*Nothofagus antarctica*) de Río Negro y Neuquén. *Revista de Investigaciones Agropecuaria* **26**:137 - 146.
- Marcolin, A., C. Lopez, M. L. Lanciotti, D. Bran, J. Ayesa, F. Colmet Daage. 1989. Características de los suelos derivados de cenizas volcánicas de la cordillera de los Andes y precordillera del norte de la Patagonia. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Bariloche, Argentina.
- Marquardt, S., A. Marquez, H. Bouillot, S. G. Beck, A. C. Mayer, M. Kreuzer, H. Alzérreca A. 2009. Intensity of browsing on trees and shrubs under experimental variation of cattle stocking densities in southern Bolivia. *Forest Ecology and Management* **258**:1422-1428.
- Martínez Pastur, G., J. M. Cellini, P. L. Peri, R. F. Vukasovic, M. C. Fernández. 2000a. Timber production of *Nothofagus pumilio* forests by a shelterwood system in Tierra del Fuego (Argentina). *Forest Ecology and Management* **134**:153-162.
- Martínez Pastur, G., M. V. Lencinas, J. M. Cellini, P. L. Peri, R. Soler Esteban. 2009. Timber management with variable retention in *Nothofagus pumilio* forests of Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management* **258**:436-443.
- Martínez Pastur, G., M. V. Lencinas, R. Soler Esteban, H. Ivancich, P. L. Peri, A. Moretto, L. Hernández, I. Lindstrom. 2011a. Plasticidad ecofisiológica de plántulas de *Nothofagus pumilio* frente a combinaciones de niveles de luz y humedad en el suelo. *Ecología Austral* **21**:301-315.
- Martínez Pastur, G., P. Peri, J. Cellini, M. Lencinas, M. Barrera, H. Ivancich. 2011b. Canopy structure analysis for estimating forest regeneration dynamics and growth in *Nothofagus pumilio* forests. *Annals of Forest Science* **68**:587-594.
- Martínez Pastur, G., P. L. Peri, M. C. Fernández, G. Staffieri. 1999. Desarrollo de la regeneración a lo largo del ciclo del manejo forestal de un bosque de *Nothofagus pumilio*: 1. Incidencia de la cobertura y el aprovechamiento o cosecha. *Bosque* **20(2)**:39-46.
- Martínez Pastur, G., P. L. Peri, R. Vukasovic, M. V. Lencinas, B. Díaz, J. M. Cellini. 2000b. Modelo de producción y rendimiento para bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*) bajo manejo a lo largo de un gradiente de calidad de sitio. *in* Actas Reunión Internacional: Modelos y métodos estadísticos aplicados a bosques naturales, Valdivia, Chile.
- Mascareño, A. 1987. Evaluación de ensayos de semillación y regeneración de Lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser) bajo diferentes tratamientos a la cama de semillas en la reserva forestal Trapananda, Coyhaique, XI Región Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.
- McNaughton, S. J. 1983. Compensatory plant growth as a response to herbivory. *Oikos* **40**:329-336.
- Milchunas, D. G., W. K. Lauenroth, I. C. Burke. 1998. Livestock Grazing: Animal and Plant Biodiversity of Shortgrass Steppe and the Relationship to Ecosystem Function. *Oikos* **83**:65-74
- Montes, C., D. A. De Lamo, J. Zavatti. 2000. Distribución de abundancias de guanacos (*Lama guanicoe*) en los distintos ambientes de Tierra del Fuego, Argentina. *Mastozoología Neotropical* **7**:23-31.
- Moore, D. M. 1983. Flora of Tierra del Fuego. Anthony Nelson, Inglaterra. edition, Missouri Botanical Garden, EEUU.
- Moraga, C. A., D. Droguett, R. Verdugo. 2010. Guanaco El camélido del fin del mundo. Wildlife Conservation Society.
- Motta, R. 1996. Impact of wild ungulates on forest regeneration and tree composition of mountain forests in the Western Italian Alps. *Forest Ecology and Management* **88**:93-98.

- Muñoz González, A. E. 2008. Guanaco (*Lama guanicoe*) browsing on lenga (*Nothofagus pumilio*) regeneration in Tierra del Fuego. Universidad de Chile, Santiago.
- Musters, J. 1871. Vida entre los Patagones. Un año de Excursiones por tierras no frecuentadas desde el estrecho de Magallanes hasta Río Negro El Elefante Blanco, Buenos Aires.
- Navas, J. R. 1987. Los vertebrados exóticos introducidos en la Argentina. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" Zoología **14**:7-38.
- Noy - Meir, I. 1975. Stability of grazing systems: an application of predator graphs. Journal of Ecology **63**:459-481.
- Oliver, C. D., B. C. Larson. 1990. Forest Stand Dynamics. McGraw-Hill, New York.
- Palma, L., A. Pelliza, M. Manacorda. 2004. La importancia de los tejidos no epidérmicos en el microanálisis de la dieta de herbívoros. Ecología Austral **14**:31-38.
- Pastor, J., B. Dewey, R. Moen, D. J. Mladenoff, M. White, Y. Cohen. 1998. Spatial Patterns In The Moose-Forest-Soil Ecosystem on Isle Royale, Michigan, USA. Ecological Applications **8**:411-424
- Pelliza Sbriller, A., P. Willems, V. Nakamatsu, A. Manero. 1997. Atlas Dietario de Herbívoros Patagónicos. Somlo, R. (Ed.) PRODESAR-INTA-GTZ, Bariloche, Argentina.
- Perry, D. A. 1994. Forest Ecosystems. The Johns Hopkins University Press, United States of America.
- Pinto Jiménez, C., C. Martín Espada, M. Cid Vázquez. 2010. Camélidos Sudamericanos: clasificación, origen y características. Revista Complutense de Ciencias Veterinarias **4**:23-36.
- Pour, M., M. Mohadjer, V. Etemad, M. Zobeiri. 2012. Effects of grazing on natural regeneration of tree and herb species of Kheyroud forest in northern Iran. Journal of Forestry Research **23**:299-304.
- Puig, C. J. 1993. Efecto de distintos grados de cobertura, el pastoreo y la liebre sobre la densidad, distribución y calidad de la regeneración natural de la lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser) en la provincia del Chubut. Universidad Nacional de la Patagonia, Esquel, Argentina.
- Puig, S., F. Videla, M. I. Cona. 1997. Diet and abundance of the guanaco (*Lama guanicoe* Müller 1776) in four habitats of northern Patagonia, Argentina. Journal of Arid Environments **36**:343-357.
- Puig, S., F. Videla, S. Moge, S. Cona, V. Roig. 1995. Variaciones estacionales en la dieta del guanaco (*Lama guanicoe* Müller 1776) y la disponibilidad de alimento en la Patagonia septentrional Argentina. in Reunión Argentina de Ecología, Mar del Plata, Argentina.
- Puig, S., F. Videla, S. Monge, V. Roig. 1996. Seasonal variations in guanaco diet (*Lama guanicoe* Müller 1776) and food availability in northern Patagonia, Argentina. . Journal of Arid environments **34**:215-224.
- Pulido, F. J., B. Díaz, G. Martínez Pastur. 2000. Incidencia del ramoneo del guanaco (*Lama guanicoe*) sobre la regeneración temprana en bosques de lenga [*Nothofagus pumilio* (Poepp et Endl) Krasser] de Tierra del Fuego, Argentina. Investigación agraria: Sistemas y recursos forestales **9**:381-394.
- Putman, R. J. 1996. Ungulates in temperate forest ecosystems: perspectives and recommendations for future research Forest Ecology and Management **88**:205 - 214.
- Quinteros, C., P. López Bernal, M. Gobbi, J. Bava. 2012. Distance to flood meadows as a predictor of use of *Nothofagus pumilio* forest by livestock and resulting impact, in Patagonia, Argentina. Agroforestry Systems **84**:261-272.
- Raedake, K. J. 1980. Food habits of the guanaco (*Lama guanicoe*) of Tierra del Fuego, Chile. Turrialba **30**:177-181.
- Raedake, K. J. 1982. Habitat use by guanacos (*Lama guanicoe*) and sheep on common range, Tierra del Fuego, Chile. Turrialba **32**:309-314.

- Raffaele, E. 1999. Mallines: aspectos generales y problemas particulares. Pages 27-33 in A. I. Malvárez, editor. Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica. ORCyT - UNESCO, Montevideo.
- Raffaele, E., T. Kitzberger, T. Veblen. 2007. Interactive effects of introduced herbivores and post-flowering die-off of bamboos in Patagonian *Nothofagus* forests. *Journal of Vegetation Science* **18**:371-378.
- Raffaele, E., T. T. Veblen, M. Blackhall, N. Tercero-Bucardo. 2011. Synergistic influences of introduced herbivores and fire on vegetation change in northern Patagonia, Argentina. *Journal of Vegetation Science* **22**:59-71.
- Ramírez, C., C. San Martín, A. Oyarzún, H. Figueroa. 1997. Morpho-ecological study on the South American species of the genus *Nothofagus*. *Plant Ecology* **130**:101-109.
- Rebertus, A. J., T. Kitzberger, T. T. Veblen, L. M. Roovers. 1997. Blowdown history and landscape patterns in the Andes of Tierra del Fuego, Argentina. *Ecology* **78**:678-692.
- Rebertus, A. J., T. T. Veblen. 1993a. Partial wave formation in old-growth *Nothofagus* forests on Tierra del Fuego, Argentina. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **120(4)**:461-470.
- Rebertus, A. J., T. T. Veblen. 1993b. Structure and tree-fall gap dynamics of old-growth *Nothofagus* forests in Tierra del Fuego, Argentina. *Journal of Vegetation Science* **4**:641-654.
- Rechene, D. C. 1995. Establecimiento y desarrollo de renovales de lenga en situaciones de baja cobertura. Pages 75-114 *Regeneración natural de la lenga. Factores ecológicos*. CIEFAP, Esquel, Argentina.
- Reimoser, F., H. Gossow. 1996. Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. *Forest Ecology and Management* **88**:107-119.
- Relva, M. A. 1999. Efecto del ramoneo sobre la regeneración del bosque de ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*). Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Comahue.
- Relva, M. A., M. A. Nuñez, D. Simberloff. 2010. Introduced deer reduce native plant cover and facilitate invasion of non-native tree species: evidence for invasional meltdown. *Biological Invasions* **12**:303-311.
- Relva, M. A., T. T. Veblen. 1998. Impacts of introduced large herbivores on *Austrocedrus chilensis* forests in northern Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management* **108**:27-40.
- Rey, A., P. D. Carmanhahi, S. Puig, M. L. Guichón. 2009. Densidad, estructura social, actividad y manejo de guanacos silvestres (*Lama guanicoe*) en el sur del Neuquén, Argentina. *Mastozoología Neotropical* **16**:389-401.
- Rey Benayas, J. M., T. Espigares, P. Castro-Díez. 2003. Simulated effects of herb competition on planted *Quercus faginea* seedlings in Mediterranean abandoned cropland. *Applied Vegetation Science* **6**:213-222.
- Rooney, T. P., D. M. Waller. 2003. Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* **181**:165-176.
- Rusch, V. 1987. Estudio sobre la regeneración de la lenga en la Cuenca del Río Manso Superior, Río Negro. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Buenos Aires.
- Rusch, V. 1992. Principales limitantes para la regeneración de la lenga en la zona N.E. de su área de distribución. Pages 61-73 in *Actas del Seminario de Manejo forestal de la lenga y aspectos ecológicos relacionados*. CIEFAP, Esquel, Chubut, Argentina.
- Rusch, V., M. Sarasola, T. Schlichter. 2005. Indicadores de Biodiversidad en Bosques de *Nothofagus*. *IDIA XXI* **V**:8-14.
- San Martín, F., C. Bryant. 1989. Nutrition of domesticated South American llamas and alpacas. *Small Ruminant Research* **2**:191-216.
- Sánchez-Jardón, L., B. Acosta, A. Del Pozo, M. A. Casado, C. Ovalle, H. F. Elizalde, C. Hepp, J. M. De Miguel. 2010. Grassland productivity and diversity on a tree cover gradient in *Nothofagus pumilio* in NW Patagonia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **137**:213-218.

- Sarno, R. J., W. L. Franklin, S. J. O'Brien, W. E. Johnson. 2001. Patterns of mtDNA and microsatellite variation in an island and mainland population of guanacos in southern Chile. *Animal Conservation* **4**:93-101.
- SAyDS. 2006. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Informe regional bosque andino-patagónico. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Argentina.
- Schabenberger, O., F. J. Pierce. 2002. *Contemporary Statistical Models for the Plant and Soil Sciences*. Taylor & Francis.
- Schiavini, A., J. Escobar, G. Deferrari. 2009. Guanaco distribution and abundance in central Tierra del Fuego, Argentina. X Congreso Internacional de Mastozoología, Mendoza.
- Schlatter, J. E. 1994. Requerimientos de sitio para la lenga, *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser. *Bosque* **15**:3-10.
- Schmidt, H., K. Peña, P. Doods. 1998. Estabilidad y efecto del guanaco sobre la regeneración en un bosque de lenga en Tierra del Fuego. *in* I Congreso Latinoamericano IUFRO. IUFRO, Valdivia, Chile.
- Schmidt, H., A. Ursúa. 1982. Transformación y manejo de los bosques de lenga de Magallanes. Facultad de Ciencias Agrarias, Veterinarias y Forestales. Corporación Nacional Forestal, Chile.
- Senft, R. L., M. B. Coughenour, D. W. Bailey, L. R. Rittenhouse, O. E. Sala, D. M. Swift. 1987. Large herbivore foraging and ecological hierarchies. *BioScience* **37**:789-799.
- Skrut, M. V., G. Staffieri, P. Ferrere, G. Martínez Pastur, P. L. Peri. 1997. Incidencia de la cobertura, el aprovechamiento y el ramoneo de *Lama guanicoe* sobre la regeneración de un bosque de *Nothofagus pumilio*. *in* 2º Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano. AFoA, Posadas, Argentina.
- Sokal, R., J. Rohlf. 1973. *Introduction to Biostatistics*. Freeman and Co.
- Soler Esteban, R., G. Martínez Pastur, M. Lencinas, L. Borrelli. 2013. Seasonal diet of *Lama guanicoe* (Camelidae: Artiodactyla) in a heterogeneous landscape of South Patagonia. *Bosque (Valdivia)* **34**:129-141.
- Soler Esteban, R., G. Martínez Pastur, M. V. Lencinas, L. Borrelli. 2011. Differential forage use between large native and domestic herbivores in Southern Patagonian *Nothofagus* forests. *Agroforestry Systems* **85**:397-409.
- Somlo, R., L. Cohen. 1997. Tablas de valor nutritivo de especies forrajeras Patagónicas. 1-Cordillera - Precordillera. INTA, Bariloche.
- SPSS Inc. 2006. *SPSS Base 15.0 User's Guide*. SPSS Inc., Chicago, IL, USA.
- Stephens, D. W., J. R. Krebs. 1986. *Foraging theory*. Princeton University Press, New Jersey.
- Sun, D., G. R. Dickinson, A. L. Bragg. 1995a. Direct seeding of *Alphitonia petriei* (Rhamnaceae) for gully revegetation on tropical northern Australia. *Forest Ecology and Management* **73**:249-257.
- Sun, O. J., G. B. Sweet, D. Whitehead, G. D. Buchan. 1995b. Physiological responses to water stress and waterlogging in *Nothofagus* species. *Tree Physiology* **15**:629-638.
- Tate, K. W., E. R. Atwill, N. K. McDougald, M. R. George. 2003. Spatial and temporal patterns of cattle feces deposition on rangeland. *Journal of Range Management* **56**:432-438.
- Tercero-Bucardo, N., T. Kitzberger, T. T. Veblen, E. Raffaele. 2007. A field experiment on climatic and herbivore impacts on post-fire tree regeneration in north-western Patagonia. *Journal of Ecology* **95**:771-779.
- Todd, S. W. 2006. Gradients in vegetation cover, structure and species richness of Nama-Karoo shrublands in relation to distance from livestock watering points. *Journal of Applied Ecology* **43**:293-304.
- Tortorelli, L. A. 1956. *Maderas y bosques argentinos*. Editorial ACME, Buenos Aires, Argentina.

- Urretavizcaya, M. F., G. E. Defossé, H. E. Gonda. 2012a. Effect of Sowing Season, Plant Cover, and Climatic Variability on Seedling Emergence and Survival in Burned *Austrocedrus chilensis* Forests. *Restoration Ecology* **20**:131-140.
- Urretavizcaya, M. F., L. Monelos, M. F. Oyharzabal, H. Arriola, P. Peri, G. Defossé. 2012b. Post-Fire Ecological Restoration in Southern Temperate Forests of *Nothofagus pumilio* in Patagonia, Argentina. Page 13 in Vth. International Fire Ecology and Management Congress. Abstracts de Posters. , Portland, Oregon, USA.
- Urretavizcaya, M. F., M. F. Oyharzabal. 2011. Calidad de semillas de árboles y arbustos nativos del Bosque Andino Patagónico. Segunda parte. *Patagonia Forestal* **17**:15-18.
- Van Soest, P. J. 1996. Allometry and Ecology of Feeding Behavior and Digestive Capacity in Herbivores: A Review. *Zoo Biology* **15**:455-479.
- Vandenbergh, C., F. Freléchoux, F. Gadallah, A. Buttler. 2006. Competitive effects of herbaceous vegetation on tree seedling emergence, growth and survival: Does gap size matter? *Journal of Vegetation Science* **17**:481-488.
- Vandenbergh, C., F. Freléchoux, M.-A. Moravie, F. Gadallah, A. Buttler. 2007. Short-term effects of cattle browsing on tree sapling growth in mountain wooded pastures. *Plant Ecology* **188**:253-264.
- Varano, L. 2007. Medición de la Productividad Neta en mallines del Noroeste de Patagonia, mediante métodos destructivos y no destructivos. Universidad de Belgrano.
- Varela, S. A., J. Gyenge, M. Fernandez, T. Schlichter. 2010. Seedling drought stress susceptibility in two deciduous *Nothofagus* species of NW Patagonia. *Trees* **24**:443-453.
- Vavra, M., C. G. Parks, M. J. Wisdom. 2007. Biodiversity, exotic plant species, and herbivory: The good, the bad, and the ungulate. *Forest Ecology and Management* **246**:66-72.
- Vázquez, D. P. 2002. Multiple effects of introduced mammalian herbivores in a temperate forest. *Biological Invasions* **4**:175-191.
- Vázquez, D. P., D. Simberloff. 2004. Indirect Effects of an Introduced Ungulate on Pollination and Plant Reproduction. *Ecological Monographs* **74**:281-308.
- Veblen, T. T. 1989. *Nothofagus* regeneration in treefall gaps in northern Patagonia. *Canadian Journal of Forest Research* **19**:365-371.
- Veblen, T. T. 1992. Regeneration dynamics. Pages 152-187 in D. C. Glenn-Lewin, R. K. Peet, and T. T. Veblen, editors. *Plant succession - Theory and Prediction, Population and Community*. Chapman & Hall, London, UK.
- Veblen, T. T., D. H. Ashton, F. M. Schlegel, A. T. Veblen. 1977. Plant Succession in a Timberline Depressed by Vulcanism in South-Central Chile. *Journal of Biogeography* **4**:275-294.
- Veblen, T. T., C. Donoso Z., T. Kitzberger, A. J. Rebertus. 1996. Ecology of southern Chilean and Argentinian *Nothofagus* forests. Pages 293-353 in T. T. Veblen, R. S. Hill, and J. Read, editors. *The ecology and biogeography of Nothofagus forests*. Yale University Press, London.
- Veblen, T. T., D. C. Lorenz. 1988. Recent Vegetation Changes along the forest/steppe ecotone of northern Patagonia. *Annals of the Association of American Geographers* **78**(1):93-111.
- Veblen, T. T., M. Mermoz, C. Martin, T. Kitzberger. 1992. Ecological impacts of introduced animals in Nahuel Huapi National Park, Argentina. *Conservation Biology* **6**:71-83.
- Veblen, T. T., M. Mermoz, C. Martin, E. Ramilo. 1989. Effects of exotic deer on forest regeneration and composition in Northern Patagonia. *Journal of Applied Ecology* **26**:711-724.
- Vila, A. R., L. Borrelli. 2011. Cattle in the Patagonian forests: Feeding ecology in Los Alerces National Reserve. *Forest Ecology and Management* **261**:1306-1314
- von Müller, A. R. 2010. Factores Ecológicos y de Manejo en la Selección de Hábitat de Herbívoros Domésticos en las Sierras Grandes de Córdoba. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba.







- von Müller, A. R. 2013. Adecuación de la carga ganadera para asegurar la conservación de la estructura y los servicios ecosistémicos en el bosque andino patagónico. *in* II Jornadas Forestales de Patagonia Sur 2° Congreso Internacional Agroforestal Patagónico, El Calafate, Santa Cruz, Argentina.
- Weisberg, P., H. Bugmann. 2003. Forest dynamics and ungulate herbivory: from leaf to landscape. *Forest Ecology and Management* **181**:1-12.
- White, C. A., M. C. Feller, S. Bayley. 2003. Predation risk and the functional response of elk–aspen herbivory. *Forest Ecology and Management* **181**:77-97.
- Williams, O. 1969. An improved technique for identification of plant fragments in herbivore feces. *Journal of Range Management* **22**:51-52.
- Zuloaga, F., O. Morrone, M. Belgrano. 2008. *Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur* Missouri Botanical Garden edition, St. Louis, MO. USA.







ANEXO



1-SÍNTESIS DE LOS PRINCIPALES RESULTADOS

2-PUBLICACIÓN DE RESPALDO

1- Síntesis de los principales resultados

	Herbívoro	Rasgo de la herbivoría	Observaciones
Patrón de uso espacial del bosque en relación con la distancia al humedal CAPÍTULO II Y III	 Chubut	Uso intenso del bosque hasta 80 m del borde entre el bosque y mallín	Indicadores: densidad de heces, sendas y compactación del suelo.
	 Tierra del Fuego	No se registró variación en la intensidad de uso del bosque en relación con la distancia a la vega	Indicadores: densidad de heces (individuales y bosteaderos), sendas y revolcaderos, y compactación del suelo.
Efecto de la intensidad de uso sobre el sotobosque CAPÍTULO II Y III	 Chubut	Incremento de especies herbáceas exóticas en detrimento de las nativas	<i>Poa pratensis</i> , <i>Taraxacum officinale</i> , <i>Trifolium repens</i> , <i>Stellaria media</i> , <i>Rumex acetosella</i> .
	 Tierra del Fuego	Incremento de la cobertura de especies herbáceas exóticas y nativas	<i>Poa pratensis</i> , <i>Taraxacum officinale</i> , <i>Trifolium repens</i> , <i>Leptinella scariosa</i> , <i>Osmorhiza chilensis</i>
Efecto de la intensidad de uso sobre la regeneración CAPÍTULO II Y III	 Chubut	Menor frecuencia de regeneración Menor densidad de renovales Tendencia a mayor daño por ramoneo	En sectores de mayor intensidad de uso Frecuencia < 50% Densidad: 2 renovales/m ²
	 Tierra del Fuego	No se registró efecto de la intensidad de uso sobre la frecuencia ni la densidad de renovales Tendencia a mayor daño por ramoneo	Sectores de mayor intensidad de uso ≈ a los de escaso uso Frecuencia: 85% Densidad: 10 renovales/m ²

	Herbívoro	Rasgo de la herbivoría	Observaciones
Altura de la regeneración e índice de daño por ramoneo CAPÍTULO II Y III	 Chubut	No se registró predominancia de una clase de altura El 50 % de los renovales de entre 10 cm y 2 m evaluados presentó índice de ramoneo intenso	10-50 cm (36 %) > menor a 10 cm (27 %) > 50-200 cm (21 %) > mayor a 2 m (16 %)
	 Tierra del Fuego	El 90 % de la regeneración presentó altura < 50 cm El 90 % de los renovales de entre 10 cm y 2 m evaluados presentó índice de ramoneo intenso	Menor a 10 cm (59%) >10-50 cm (32 %) >50-200 cm (8 %) > mayor a 2 m (1 %)
Patrón de uso temporal Importancia de lenga en la dieta CAPÍTULO IV	 Chubut	Mayor frecuencia en la dieta de especies gramíneas, gramínoideas El consumo de lenga se duplica al final de la estación de pastoreo El consumo de lenga es más importante en sitios con menor superficie de mallín Lenga es una especie seleccionada al final de la temporada de pastoreo	Frecuencia total de gramíneas 32 %>gramínoideas 24 %>lenga 19 % Frecuencia al inicio del pastoreo gramíneas + gramínoideas 63%, lenga 13% Frecuencia al final del pastoreo gramíneas + gramínoideas 43%, lenga 24 %
	 Tierra del Fuego	Mayor frecuencia en la dieta de lenga y gramíneas, seguida por gramínoideas El consumo de lenga es mayor en los meses más fríos analizados En la época donde se evaluó la disponibilidad de forraje (primavera y verano) lenga es una especie seleccionada.	Datos de 1 sitio (Reserva Corazón de la Isla) lenga 28%>gramíneas 28%>gramínoideas 26% Lenga: Noviembre 38%> Septiembre 36%> Junio 30 %> Abril 20 %>Enero 16 %. Gramíneas + gramínoideas: Enero 69 %> Abril 65%> Junio 47 % > Enero 42 % > Septiembre 24 %. Datos correspondientes a los tres sitios analizados en los meses de Noviembre y Febrero
Especies más importantes en la dieta CAPÍTULO IV	 Chubut	Especies importantes en la dieta <i>Carex sp.</i> , <i>Eleocharis sp.</i> , <i>Poa sp.</i> , <i>Nothofagus pumilio</i> , <i>Chilictrichum diffusum</i> , <i>Viola maculata</i>	Especies con frecuencia > a 10 % en algún sitio o periodo del pastoreo analizado
	 Tierra del Fuego	Especies importantes en la dieta: <i>N. pumilio</i> , <i>Festuca magellanica</i> , <i>U. lechleriana</i> , <i>Carex sp.</i> , <i>Poa sp</i>	Especies con frecuencia > a 10 % en algún sitio o mes analizado

Herbívoro	Rasgo de la herbivoría	Observaciones
<p data-bbox="172 261 709 298">Efecto del “<i>empastado</i>” sobre la regeneración</p> <p data-bbox="172 298 709 336">Chubut</p>  <p data-bbox="365 461 512 521">Siembra CAPÍTULO V</p>	<p data-bbox="709 261 1394 298">Germinación a campo: TSC 1,1 % ≈ TC 0,7 %</p> <p data-bbox="709 298 1394 370">Germinación en vivero: TSC/RN ≈ TC/RA (2%) > TC/RN (1%) > TSC/RA (0,7 %)</p> <p data-bbox="709 370 1394 407">Crecimiento a campo: tendencia a TC > TSC</p> <p data-bbox="709 407 1394 444">Crecimiento en vivero: tendencia a TSC/RN > TC/RN ≈ TSC/RA ≈ TC/RA</p> <p data-bbox="709 444 1394 482">Supervivencia a campo: TSC 51% ≈ TC 45%</p> <p data-bbox="709 482 1394 553">Supervivencia en vivero: TSC/RN (54 %) > TC/RA (38 %) > TC/RN (15 %) > TSC/RA (11 %)</p>	<p data-bbox="1394 261 1923 298">Viabilidad de las semillas</p> <p data-bbox="1394 298 1923 336">Método de corte 32 %.</p> <p data-bbox="1394 336 1923 407">Método del peso, aproximadamente 20 % (55.710 semillas/kg)</p>
<p data-bbox="172 558 709 596">Efecto del “<i>empastado</i>” sobre la regeneración</p> <p data-bbox="172 596 709 633">Chubut</p>  <p data-bbox="365 758 512 818">Plantación CAPÍTULO V</p>	<p data-bbox="709 558 1394 596">Crecimiento en altura campo TSC ≈ TC</p> <p data-bbox="709 596 1394 633">Crecimiento en altura vivero: TSC/RA ≈ TSC/RN > TC/RA ≈ TC/RN</p> <p data-bbox="709 633 1394 670">Crecimiento en diámetro campo TSC > TC</p> <p data-bbox="709 670 1394 708">Crecimiento en diámetro vivero: TSC/RA ≈ TSC/RN > TC/RA ≈ TC/RN</p> <p data-bbox="709 708 1394 745">Supervivencia en campo TSC > TC;</p> <p data-bbox="709 745 1394 782">Supervivencia en vivero: TSC/RA > TC/RA > TSC/RN > TC/RN</p> <p data-bbox="709 820 1394 857">Estrés hídrico en campo TC > TSC en prealba y mediodía</p> <p data-bbox="709 857 1394 927">Estrés hídrico en vivero TC/RN ≈ TSC/RN > TSC/RA ≈ TC/RN en prealba y mediodía</p>	<p data-bbox="1394 558 1923 596">En campo TSC: sin competencia, TC: con competencia</p> <p data-bbox="1394 596 1923 633">En vivero, además: RA: riego alto, RN: riego normal</p> <p data-bbox="1394 633 1923 670">Los TC presentaron desecamiento de los ápices</p> <p data-bbox="1394 708 1923 745">TSC 100% TC 90%</p> <p data-bbox="1394 745 1923 816">TSC/RA 87 %, TC/RA 73 %, TSC/RN 67 %, TC/RN 37 %.</p> <p data-bbox="1394 816 1923 854">Potencial hídrico en prealba tendencias no significativas</p> <p data-bbox="1394 854 1923 925">Potencial hídrico al mediodía diferencias significativas</p>

This document was created with Win2PDF available at <http://www.win2pdf.com>.
The unregistered version of Win2PDF is for evaluation or non-commercial use only.
This page will not be added after purchasing Win2PDF.