

TESIS DOCTORAL EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

***Efecto de los recursos agua y radiación sobre la
productividad del pastizal natural en sistemas
silvopastoriles de la Sierra de Comechingones***

DOCTORANDO: *Ing. Agr. Santiago I. Fiandino*

DIRECTOR: *Dr. Javier Gyenge*

Co-DIRECTOR: *Ing. Agr. Msc. Jose O. Plevich*

MIEMBROS DEL JURADO DE TESIS

Dra. Stella M. Bogino

Dr. Juan J. Cantero

Dr. Mariano M. Amoroso



CREER...CREAR...CRECER

Índice de contenidos

Efecto de los recursos agua y radiación sobre la productividad del pastizal natural en sistemas silvopastoriles de la Sierra de Comechingones	i
Índice de contenidos	ii
Agradecimientos	vii
Resumen.....	viii
Abstract.....	x
Índice de figuras.....	xii
Índice de tablas	xv
Capítulo 1 : Introducción general, objetivos, región bajo estudio y diseño del experimento.	1
I. Introducción general	1
II. Objetivos	3
Objetivos generales:	3
Objetivos específicos:	4
III. Región de estudio y diseño experimental	4
IV. Bibliografía	7
V. Anexo 1.1	10
Capítulo 2 : Distribución espacial y temporal de la precipitación efectiva, el contenido humedad edáfica y la radiación fotosintéticamente activa incidente en los sistemas silvopastoriles y la situación testigo sin árboles.	12
I. Introducción.....	12
II. Materiales y métodos	17
Radiación fotosintéticamente activa.....	17
Precipitación efectiva	17
Humedad edáfica.....	19
Análisis estadísticos	20
III. Resultados	20
Radiación fotosintéticamente activa.....	20
Precipitación efectiva	26

Humedad edáfica.....	29
IV. Discusión.....	32
Radiación fotosintéticamente activa.....	32
Precipitación efectiva	33
Humedad edáfica.....	35
V. Conclusiones	37
VI. Bibliografía	37
VII. Anexo 2.1	42
Capítulo 3 : Composición florística de las comunidades vegetales en los sistemas silvopastoriles y en el testigo sin forestar.....	48
I. Introducción.....	48
II. Materiales y métodos	52
Caracterización de las variables ambientales	52
Análisis de la composición florística	54
Análisis estadísticos	55
III. Resultados	55
Caracterización de las variables ambientales	55
Características florísticas de los tratamientos	58
Estudio de las especies de interés.....	62
IV. Discusión.....	64
Diferencias en el micro-ambiente entre los sistemas silvopastoriles y el arbustal testigo	64
Diferencias en la composición florística, riqueza y diversidad de especies entre los sistemas silvopastoriles y el arbustal testigo	65
Estudio de las especies de interés.....	67
V. Conclusión	69
VI. Bibliografía	69
VII. Anexo 3.1	73
Capítulo 4 : Determinación de la producción primaria neta de las leñosas.	78
I. Introducción.....	78
II. Materiales y métodos	83

Inventarios y mediciones.....	83
Cálculo del incremento anual del área basimétrica para cada una de las parcelas..	84
Estimación del crecimiento en altura	85
Predicción del crecimiento en volumen a través de un modelo de estados y transiciones.....	86
Dinámica de la cobertura de copas.....	89
Estimación de la biomasa total y su partición a los diferentes órganos aéreos	89
Estimación de la acumulación de biomasa de arbustos.....	91
Selección de modelos y análisis estadísticos.....	93
III. Resultados	94
Resultados de los inventarios, incremento anual en altura e incremento anual área basimétrica	94
Modelización del crecimiento en volumen a través de Índices de Densidad.....	95
Dinámica de la cobertura de copas.....	101
Ajuste de ecuaciones para la simulación de la biomasa de la copa.....	104
Estimación de la biomasa total y su partición a los diferentes órganos aéreos	109
Estimación de la acumulación de biomasa de arbustos.....	115
IV. Discusión.....	118
Incremento anual en altura, incremento anual del área basimétrica, dinámica de la cobertura de copas y modelización del crecimiento en volumen a través de Índices de Densidad.....	118
Estimación de la biomasa total y su partición a los diferentes órganos aéreos	122
Estimación de la acumulación de biomasa de arbustos.....	125
V. Conclusiones	126
VI. Bibliografía	127
VII. Anexo 4.1	133
VIII. Anexo 4.2	135
IX. Anexo 4.3	137
X. Anexo 4.4	143
XI. Anexo 4.5	149
XII. Anexo 4.6	150

Capítulo 5 : Determinación de la producción primaria neta aérea de las especies herbáceas, la carga ganadera admisible y la productividad ganadera de los sistemas silvopastoriles bajo estudio y del testigo sin árboles.....	151
I. Introducción.....	151
II. Materiales y métodos	155
Muestreo y mediciones.....	155
Análisis estadísticos	158
III. Resultados.....	158
IV. Discusión.....	164
V. Conclusiones	168
VI. Bibliografía	169
Capítulo 6 : Modelo de predicción de la producción primaria neta aérea del pastizal a partir de la disponibilidad de agua y radiación.....	172
I. Introducción.....	172
II. Materiales y métodos	173
Conceptualización del modelo	173
Relación entre la cobertura de copas y la cantidad de radiación global que llega al sotobosque.....	175
Ajuste de un modelo de predicción de la producción de biomasa aérea del pastizal en los sistemas silvopastoriles.....	176
Selección de modelos y análisis estadísticos.....	179
III. Resultados	179
Relación entre la cobertura de copas y la cantidad de radiación global que llega al sotobosque.....	179
Ajuste de un modelo de predicción de la producción de biomasa aérea del pastizal en los sistemas silvopastoriles.....	180
IV. Discusión.....	186
V. Conclusiones	188
VI. Bibliografía	189
VII. Anexo 6.1	191

Capítulo 7 : Valoración de las alternativas y selección de la mejor combinación leñosa-pastura a través de un método de toma de decisiones multicriterio.....	193
I. Introducción.....	193
II. Materiales y métodos	196
Alternativas técnicas de sistemas silvopastoriles	196
Criterios de selección	196
Procedimiento PROMETHEE.....	199
III. Resultados	201
IV. Discusión.....	204
V. Conclusiones	206
VI. Bibliografía	207
VII. Anexo 7.1	211
VIII. Anexo 7.2	216
Capítulo 8 Conclusiones finales.	218
Conclusiones finales y aportes	218
Limitaciones y aspectos que deberán ser abordados en futuras líneas de investigación	223
I. Bibliografía.....	225

Agradecimientos

Esta tesis no hubiese sido posible sin el apoyo constante de un gran número de personas con las que tuve el placer de compartir este proyecto. A riesgo de olvidarme de algunas de ellas, quiero comenzar agradeciendo especialmente a mis directores Omar (Ruso) y Javier, dado que han sido, cada cual a su manera, guías fundamentales durante las diferentes etapas del proceso. Sin dudas he aprendido mucho de ellos en este tiempo, y eso se debe en gran medida a que siempre estuvieron abiertos a la discusión de ideas; y a que me dieron la libertad suficiente para crear, experimentar, hacer y deshacer, incluso en momentos donde no estaban del todo convencidos con el rumbo. Agradezco también al resto de los integrantes de la cátedra de Dasonomía y del SECyOT de la FAV-UNRC, en especial, a Juan, Catalina, Marco y Marcela, dado que con ellos compartí muchas de las tareas diarias, y su apoyo fue fundamental para poder llevar a cabo este proyecto. También quiero dar las gracias a mis compañeros del Nodo, dado que directa o indirectamente han contribuido a que este trabajo pudiera realizarse. Asimismo, quiero agradecer a las distintas instituciones que financiaron este trabajo (CONICET y Secyt-UNRC), y a las personas a cargo del campo experimental Las Guindas, donde se llevó a cabo el trabajo de campo. De este último grupo de personas, quiero agradecer especialmente a Fabian y su familia, quienes más allá de cumplir con su trabajo, siempre me han brindado su cariño y hospitalidad.

Guardo las últimas líneas para agradecer a mis pilares, a esos que están y estuvieron siempre, mi familia, mis amigos, mi novia. Me es imposible expresar en estas líneas un agradecimiento acorde a lo que siento que merecen mis padres, cualquier cosa que escriba será, sin dudas, poco. Por eso simplemente les agradezco por su apoyo incondicional en todo aquello que me he aventurado, dado que sin saber que estaban atrás mio, seguramente hubiese hecho mucho menos. Quiero darle las gracias también al resto de mi familia y a mis amigos, quienes son los responsables de que las cosas que realmente importan, esten en su lugar. Solo me queda agradecer a Nati, mi compañera de ruta, por acompañarme siempre con esa energía y ese cariño que la caracterizan, y que a mí me hace tan feliz.

Resumen

Los sistemas silvopastoriles (SSP) son sistemas productivos que permiten integrar especies leñosas y herbáceas, generando bienes (madera, carne, leche, fibra) y servicios (manejo del agua, fijación de carbono, entre otros). Este tipo de sistemas son una alternativa tecnológica adecuada para ambientes de alta fragilidad ambiental, como el cordón de la Sierra de Comechingones. Sin embargo, existen interacciones de competencia y facilitación entre los estratos que componen un SSP, y el balance entre esos procesos determina su productividad. Es por ello que en esta tesis se evaluaron alternativas de SSP de *Pinus elliotti*, con el objetivo de determinar el impacto de la introducción de especies forestales de rápido crecimiento sobre la distribución de los recursos, y de éstos sobre la productividad del estrato herbáceo en SSP; y, a partir de ello, establecer las bases para el diseño de sistemas sustentables que optimicen de manera conjunta la producción de madera, forraje y carga animal. Se establecieron 18 parcelas de SSP con densidades de árboles de 450, 250 y 150 árboles.ha⁻¹ (seis parcelas para cada densidad), y se podaron todos los arboles en nueve de ellas (tres de cada densidad) hasta una altura de 4,5 metros. En cada tratamiento, se evaluó el impacto de los pinos sobre la disponibilidad de agua (precipitación efectiva y humedad edáfica) y luz (radiación fotosintéticamente activa que llega al sotobosque), y cómo los cambios en la disponibilidad de esos recursos afectan la riqueza de especies, diversidad vegetal, productividad, calidad forrajera y eficiencia de consumo por parte del bovino en los sistemas bajo estudio. Además, se midió la productividad (en términos de volumen de madera y biomasa aérea) de los pinos y de los arbustos nativos, y se generaron modelos para estimarla a partir de variables de rápida medición. Finalmente, se compararon tres alternativas diferentes de acuerdo a su densidad de árboles a cosecha (450, 250 o 150) entre sí y respecto de la ganadería extensiva (actividad principal en la región) mediante un método multicriterio (PROMETEE), de manera de poder seleccionar la mejor alternativa atendiendo a criterios representativos de las dimensiones económica, ambiental y social.

Los resultados indican que la radiación que llega al sotobosque disminuyó a medida que aumentó la cobertura arbórea, siendo menor bajo las copas (BC) de los pinos que en los espacios entre copas (EC), y disminuyendo a medida que aumentó la densidad de árboles. Respecto a la disponibilidad de agua, los árboles disminuyeron fuertemente la precipitación efectiva, mientras que la disponibilidad de agua en el suelo superficial fue mayor en EC que BC y que en la situación testigo en la época estival, y mayor en la

situación testigo que en los sistemas silvopastoriles durante la época invernal. Como consecuencia, la posición EC en los sistemas silvopastoriles y la situación testigo sin árboles tuvieron una producción primaria neta aérea similar solo en las parcelas con menor densidad de árboles, dado que en el resto de los tratamientos EC y en la posición BC la producción de biomasa fue menor. Sin embargo, la producción potencial de terneros fue mayor en las alternativas SSP con 150 árboles.ha⁻¹, debido a que la calidad y el factor de uso del forraje fueron mayores en los SSP. Por otro lado, los índices de riqueza, diversidad y equitatividad no se diferenciaron significativamente entre los parches EC y el arbustal testigo, aunque sí fueron menores BC. La producción de madera y biomasa leñosa fue mayor a medida que aumentó la densidad de árboles. Se pudieron ajustar modelos de estados y transiciones para predecir la producción de madera de fuste luego del raleo, y modelos para predecir la cobertura de copas y la producción de biomasa a través de variables dasométricas de rápida medición, obteniendo muy buenos resultados en términos de ajuste y capacidad de predicción. También, al relacionarse la cobertura de copas directamente con la disponibilidad de recursos y la producción primaria neta aérea de biomasa herbácea (PPNAP), se ajustaron modelos con una buena capacidad de predicción de la PPNAP a partir de variables climáticas y dasométricas de fácil medición.

La información generada fue sintetizada en cuatro criterios que permitieron evaluar las alternativas. Los resultados de la comparación indican que la alternativa de SSP con 450 árboles.ha⁻¹ (SSP-450) fue la que presentó los mejores resultados globales y en gran parte se debe a que tiene la mejor performance económica y una alta producción de biomasa total. Se puede concluir que la aplicación del método de análisis multicriterio permitió sistematizar el proceso de valoración de las alternativas, dando mayor robustez a las recomendaciones y conclusiones generadas.

Abstract

Silvopastoral systems (SPS) are productive systems that allow to integrate woody and herbaceous species, generating goods (wood, meat, milk, fiber) and services (water management, carbon fixation, among others). This type of systems is a suitable economic activity for fragile environments, such as the Sierra de Comechingones. However, there are interactions of competition and facilitation between the woody and the herbaceous parts of a SPS, and the balance between these processes determines the productivity of the whole system. For that reason, in current thesis we evaluated different alternatives of *Pinus elliottii* SPS, in order to determine the impact of the introduction of fast growing woody species on the distribution of resources, and on the productivity of the ground vegetation. From this, we expected to establish the basis for designing sustainable systems which optimize the joint production of wood and fodder. Eighteen SPS plots were established with different tree densities (450, 250 and 150 trees.ha⁻¹). All trees in half of these plots were pruned up to a height of 4.5 meters. In each treatment, the impact of pines on the availability of water (effective precipitation and soil moisture) and light (photosynthetically active radiation reaching the understory) were evaluated. Also, we evaluated how those changes in the availability of resources affected species richness, plant diversity and forage productivity and quality. In addition, the productivity (in terms of wood volume and biomass) of the pines (on the SPS) and the shrubs (on the unafforested situation) was measured, and we fitted prediction models to estimate the woody productivity from variables which are easy to measure. Finally, three different SPS alternatives (450, 250 or 150 trees.ha⁻¹) were compared among themselves and with respect to livestock breeding (main activity in the region) through a multicriteria method (PROMETEE), in order to be able to select the best alternative according to economic, environmental and social criteria.

The results indicated that the radiation that reaches the understory diminished as the tree coverage increased, being less under the crown (UC) than in between crowns (BC); and decreasing as the density of trees increased. Although tree crowns strongly decreased effective precipitation, the availability of water in the surface soil was greater in BC than in UC and the treeless situation (TES) in the summer, but higher in the TES than in SPS during winter. As a consequence, BC and TES had a similar aerial net primary production (ANPP) in the lowest tree density treatment, given that in the rest of the treatments the biomass production was lower. However, the potential meat production

was higher in the SPS alternatives with 150 trees.ha⁻¹, because the quality of the forage and the forage use factor were higher in the SPS. On the other hand, the indices of richness, diversity and equitability did not differ significantly between BC and TES, although they were lower UC. The production of wood and biomass was greater as the tree density increased. The State and Transitions Model fitted to predict post-thinning stemwood production, and the models fitted to predict canopy cover and biomass production showed good prediction capacities. Also, as the canopy coverage was directly related to the availability of resources and the ANPP, it was possible to fit a prediction model to estimate ANPP from climatic and dasometric easy measuring variables.

The information generated was synthesized in four criteria that allowed evaluating the alternatives. The results of the comparison indicate that the SPS alternative with 450 trees.ha⁻¹ (SSP-450) presented the best overall results, because of its better economic performance and higher total biomass production. We concluded that the use of the multicriteria analysis method allowed us to systematize the alternatives evaluation process, and provided stronger recommendations and conclusions.

Índice de figuras

Figura 1.1: Imagen satelital en donde se observa la ubicación geográfica del sitio bajo estudio y la distribución de las parcelas experimentales.	6
Figura 1.2: Esquematación de la proyección vertical de la copa de una árbol. 7	
Figura 1.3: Precipitación y temperaturas medias mensuales (serie de 15 años) del establecimiento Las Guindas.	10
Figura 1.4: Precipitación anual acumulada en el establecimiento Las Guindas.	11
Figura 1.5: Precipitación acumulada por temporada (julio-junio) en el establecimiento Las Guindas.	11
Figura 2.1: Dispositivos montados para la medición del escurrimiento fustal..	18
Figura 2.2: Radiación fotosintéticamente activa media anual para la posición bajo copa de acuerdo a la densidad de plantas y el momento del día..	21
Figura 2.3: Radiación fotosintéticamente activa media anual para la posición entre copas de acuerdo a la densidad de plantas y el momento del día.	22
Figura 2.4: Radiación fotosintéticamente activa media de acuerdo a la posición y el tratamiento de poda, para: diciembre de 2015.	23
Figura 2.5: Radiación fotosintéticamente activa media de acuerdo a la posición, la densidad de plantas y el tratamiento de poda, para: marzo 2016 y septiembre 2016..	24
Figura 2.6: Radiación fotosintéticamente activa de acuerdo a la posición y la densidad de árboles expresada como porcentaje de la situación testigo.	26
Figura 2.7: Diferencias en el contenido de humedad edáfica de las posiciones bajo copa y entre copas, respecto al contenido de humedad de la situación testigo..	30
Figura 2.8: Evolución de las precipitaciones y el índice normalizado diferencial de vegetación a través del año para el período entre julio de 2015 y julio de 2017.	31
Figura 2.9: Radiación fotosintéticamente activa media para la posición bajo copa de acuerdo a la densidad de plantas y el momento del día.	44
Figura 2.10: Radiación fotosintéticamente activa media para la posición entre copas de acuerdo a la densidad de plantas y el momento del día.	46
Figura 3.1: Análisis de Componentes Principales a partir de las variables ambientales y la riqueza de formas de vida más relevantes.	61
Figura 4.1: Área basimétrica media acumulada y altura media estimada a través del tiempo para las parcelas de <i>Pinus elliottii</i> establecidas en las sierras de Córdoba.	95

Figura 4.2: Evolución del Factor de Proporcionalidad a medida que se incrementa la altura media en las parcelas.	96
Figura 4.3: Volumen estimado vs. volumen observado por la función ajustada de volumen.	99
Figura 4.4: Volumen estimado vs. volumen observado por el modelo ajustado para los datos de los inventarios realizados posteriores al raleo..	101
Figura 4.5: Ancho de copa estimado vs. ancho de copa observado de acuerdo a las funciones seleccionadas..	103
Figura 4.6: Largo de rama estimado vs. largo de rama observado de acuerdo a las funciones seleccionadas.....	106
Figura 4.7: Peso seco de la rama estimado vs. peso seco de la rama observado de acuerdo a las funciones seleccionadas.....	108
Figura 4.8: Peso seco de acículas por rama estimado vs. peso seco de acículas por rama observado de acuerdo a las funciones seleccionadas.....	109
Figura 4.9: Peso seco total de ramas por árbol estimado vs. peso seco total de ramas por árbol observado de acuerdo a las funciones seleccionadas.	112
Figura 4.10: Peso seco total de acículas por árbol estimado vs. peso seco total de acículas por árbol observado, de acuerdo a las funciones seleccionadas.	113
Figura 4.11: Peso seco total del árbol estimado vs. peso seco total del árbol observado, de acuerdo a las funciones seleccionadas.....	115
Figura 4.12: Simulación de la partición de biomasa a acículas a partir del diámetro normal en parcelas densas, utilizando las ecuaciones propuestas para la estimación del peso total del árbol y el peso total de acículas a partir del área transversal normal del árbol (AT).....	150
Figura 5.1: Esquematización de los espacios bajo copa y entre copas.....	156
Figura 5.2: Producción primaria neta aérea promedio total, de gramíneas y de latifoliadas, de acuerdo a la fecha de corte.	158
Figura 5.3: Producción primaria neta aérea promedio total, de gramíneas y de latifoliadas, de la situación testigo sin arboles y de las combinaciones de tratamientos de sistemas silvopastoriles.....	159
Figura 5.4: Proporción de especies latifoliadas en la biomasa total cosechada de acuerdo a la posición respecto a la copa y la densidad de árboles.	160
Figura 5.5: Factor de uso del pastizal de acuerdo a la época de pastoreo.	162
Figura 5.6: Factor de uso del pastizal media de acuerdo al tipo de sistema....	162

Figura 6.1: Modelo conceptual del efecto de <i>Pinus elliotti</i> sobre la disponibilidad de recursos para el estrato herbáceo y su posterior transformación en producción primaria neta aérea.	174
Figura 6.2: Radiación total incidente en los tratamientos de sistemas silvopastoriles en cada ciclo de pastoreo.	182
Figura 6.3: Precipitación efectiva total acumulada por tratamiento en cada ciclo de pastoreo.	182
Figura 6.4: Producción primaria neta aérea del pastizal estimada vs. producción primaria neta aérea del pastizal observada, utilizando la función potencial.	184
Figura 6.5: Producción primaria neta aérea del pastizal calculada para el período que va desde comienzos del otoño a fines de primavera de acuerdo a la precipitación total acumulada y a la radiación total incidente a partir del modelo potencial ajustado.	185
Figura 6.6: Producción primaria neta aérea del pastizal calculada para el período que incluye todo el verano y parte del otoño de acuerdo a la precipitación total acumulada y a la radiación total incidente a partir del modelo potencial ajustado.	185
Figura 6.7: Algoritmo de cálculo propuesto para estimar la producción primaria neta aérea del pastizal, la producción primaria neta aérea forestal y el volumen de madera a partir del diámetro normal medio, la altura dominante media, la densidad de árboles, las precipitaciones y la radiación global.	192
Figura 7.1: Sensibilidad del Flujo Neto ante cambios del peso del Esfuerzo de Gestión o del índice Riqueza-Diversidad.	216
Figura 7.2: Sensibilidad del Flujo Neto ante cambios del peso del Equivalente Anual del Valor Actual Neto o de la Producción de Biomasa Total.	217

Índice de tablas

Tabla 2.1: Precipitación directa registrada en las posiciones bajo copa y entre copas en las parcelas de los sistemas silvopastoriles.....	27
Tabla 2.2: Resultados del ajuste del modelo de regresión lineal para la estimación de la precipitación directa a partir de la precipitación total para las posiciones bajo copa y entre copas.	27
Tabla 2.3: Resultados del ajuste de los modelos de regresión lineal y exponencial, para la estimación del escurrimiento fustal a partir de la precipitación total.	27
Tabla 2.4: Cálculo de la intercepción y la precipitación efectiva de acuerdo a la densidad de plantas de las parcelas.....	28
Tabla 2.5: Humedad edáfica de acuerdo a la posición en los sistemas silvopastoriles y en el testigo sin árboles.....	29
Tabla 3.1: Variables ambientales y formas de vida utilizadas en el análisis de componentes principales.....	55
Tabla 3.2: Proporción gravimétrica de fragmentos gruesos, materia orgánica del suelo, conductividad eléctrica, <i>pH</i> y contenido hídrico relativo de acuerdo al tipo de sistema.	56
Tabla 3.3: Radiación fotosintéticamente activa incidente de acuerdo al tipo de sistema, la densidad de árboles, la posición y el tratamiento de poda.....	57
Tabla 3.4: Riqueza, diversidad y equitatividad según la posición respecto de la copa y para la situación no forestada.....	59
Tabla 3.5: Riqueza de especies de las formas de vida mejor representadas, para cada posición y para la situación no forestada.	59
Tabla 3.6: Riqueza de cada grupo de especies de interés por tratamiento, y riqueza promedio de especies por parcela de muestreo.	62
Tabla 3.7: Especies de gramíneas comunes a todos los tratamientos y exclusivas de los SSP.	63
Tabla 3.8: Usos de las especies medicinales encontradas con mayor frecuencia.	63
Tabla 3.9: Listado de plantas vasculares identificadas en el área de estudio, ordenadas por familias.....	73
Tabla 4.1: Alternativas para el cálculo de las funciones de transición.	88
Tabla 4.2: Modelos ajustados para la predicción del ancho de copa a partir del diámetro normal y la altura.....	89

Tabla 4.3: Modelos ajustados para la predicción del largo de la rama, el peso seco de la rama y el peso seco de acículas a partir del diámetro basal de la rama, el área basal de la rama y la superficie de copa viva.....	90
Tabla 4.4: Modelos ajustados para la predicción del peso seco total de ramas, el peso seco total de acículas y el peso seco total del árbol a partir del área transversal normal, la superficie de copa viva, la altura y el largo de copa.....	90
Tabla 4.5: Modelos ajustados para la predicción del diámetro de copa, el peso seco total y el peso seco de hojas para el arbusto dominante <i>B. aliena</i>	92
Tabla 4.6: Factor de proporcionalidad promedio para los períodos 2010-2014, 2012-2014 y 2014.....	96
Tabla 4.7: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión seleccionados, para los pares de datos altura dominante-factor de proporcionalidad.....	96
Tabla 4.8: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión seleccionados, para los pares de datos factor de altura-índice de densidad relativa.	98
Tabla 4.9: Estimación y significancia estadística de los parámetros del modelo de regresión no lineal ajustado para el cálculo del volumen, a través de la Ecuación 1.....	98
Tabla 4.10: Comparación entre los volúmenes observados y estimados de acuerdo a la función de transición utilizada y a la densidad de árboles.....	99
Tabla 4.11: Ancho de copa medio y largo de copa medio de acuerdo a la densidad de árboles y al tratamiento de poda.	102
Tabla 4.12: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión no lineal seleccionados para la estimación del ancho de copa a partir del diámetro normal y la altura, en parcelas con baja (150-250) y alta (450) densidad de árboles.....	102
Tabla 4.13: Número medio de verticilos por árbol, número medio de ramas por tercio, diámetro basal medio de las ramas, largo promedio de las ramas, peso seco medio por rama y peso seco de acículas por rama para cada tercio de copa.....	104
Tabla 4.14: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión no lineal seleccionados para la estimación del largo de rama en los tres tercios a partir del diámetro basal de la rama, del área basal de la rama y la superficie de copa viva.	105

Tabla 4.15: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión no lineal seleccionados para la estimación del peso seco de la rama en los tres tercios a partir del área basal de la rama y el largo de la rama.....	107
Tabla 4.16: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión seleccionados para la estimación del peso seco de acículas por rama en los tres tercios a partir del área basal de la rama, el peso seco de la rama y el largo de la rama.	108
Tabla 4.17: Peso seco medio total de ramas por árbol, peso seco medio total de acículas por árbol, peso seco medio total de fuste por árbol, peso seco medio total del árbol, proporción del peso total en ramas, proporción del peso total en acículas y proporción del peso total en fuste, según la densidad de árboles y el tratamiento de poda.	110
Tabla 4.18: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión seleccionados para la estimación del peso seco total de ramas por árbol a partir del área transversal normal y la superficie de copa viva, en parcelas con baja (150-250) y alta (450) densidad de árboles.	111
Tabla 4.19: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión seleccionados para la estimación del peso seco total de acículas por árbol a partir del área transversal normal, la superficie de copa viva y el largo de copa, en parcelas con baja (150-250) y alta (450) densidad de árboles.....	112
Tabla 4.20: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión seleccionados para la estimación del peso seco total del árbol a partir del área transversal normal y la altura, en parcelas con baja (150-250) y alta (450) densidad de árboles.....	114
Tabla 4.21: Variables medidas a los arbustos de la especie dominante (<i>B. aliena</i>) en la situación natural sin forestar.	116
Tabla 4.22: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión seleccionados para la estimación del diámetro de copa, el peso seco total del arbusto y el peso seco de hojas, a partir del área de copa viva y la altura.....	117
Tabla 4.23: Medidas de resumen de los datos de inventario, presentados de acuerdo a la densidad de árboles.	133
Tabla 4.24: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión de la Tabla 4.2 para todos los datos (sin diferenciar por densidad) a partir del diámetro normal.	135

Tabla 4.25: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión de la Tabla 4.2 para las parcelas de baja densidad de árboles a partir del diámetro normal y la altura.....	135
Tabla 4.26: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión de la Tabla 4.2 para las parcelas de alta densidad de árboles a partir del diámetro normal y la altura.....	136
Tabla 4.27: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión para la estimación del largo de rama de la Tabla 4.3, a partir del diámetro basal de la rama, el área basal de la rama y la superficie de copa viva.....	137
Tabla 4.28: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión para la estimación del peso seco de la rama de la Tabla 4.3, a partir del área basal de la rama y el largo de la rama.....	138
Tabla 4.29: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión para la estimación del peso seco de acículas por rama de la Tabla 4.3, a partir del área basal de la rama, el largo de la rama y el peso seco de la rama...	140
Tabla 4.30: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión de la Tabla 4.4 para estimar el peso seco de ramas total por árbol a partir del área transversal normal y la superficie de copa viva, sin diferenciar por densidad, para parcelas con densidad baja (150-250) y para parcelas con densidad alta (450).....	143
Tabla 4.31: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión de la Tabla 4.4 para estimar el peso seco total de acículas por árbol a partir del área transversal normal, la superficie de copa viva y el largo de copa, sin diferenciar por densidad, para parcelas con densidad baja (150-250) y para parcelas con densidad alta (450).....	144
Tabla 4.32: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión de la Tabla 4.4 para estimar el peso seco total del árbol a partir del área transversal normal y la altura, sin diferenciar por densidad, para parcelas con densidad baja (150-250) y para parcelas con densidad alta (450).....	147
Tabla 4.33: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión de la Tabla 4.5 para estimar el diámetro de copa, el peso seco total y el peso seco total de hojas a partir de la altura y el área de copa viva y el largo de copa, sin diferenciar por densidad, para parcelas con densidad baja (150-250) y para parcelas con densidad alta (450).....	149

Tabla 5.1: Productividad primaria neta aérea total anual de las parcelas de los sistemas silvopastoriles luego de ponderar la producción entre copas y bajo copa de cada situación.....	161
Tabla 5.2: Cantidad de forraje que sería consumido en un año promedio para el testigo sin árboles y para cada una de las combinaciones de sistemas silvopastoriles expresadas en términos absolutos y como proporción del testigo.....	163
Tabla 5.3: Carga ganadera anual calculada para cada uno de los sistemas silvopastoriles y para el testigo sin árboles, en términos de unidades ganaderas por hectárea y hectáreas por unidad ganadera.	163
Tabla 5.4: Producción potencial de terneros calculada para cada uno de los sistemas silvopastoriles y para el testigo sin árboles, en términos de terneros por hectárea y kilogramos de ternero por hectárea.	164
Tabla 6.1: Modelos ajustados para la predicción de la proporción media anual de la radiación global que penetra el dosel forestal a partir de la cobertura de copas.	176
Tabla 6.2: Modelos ajustados para predecir la amplitud de la función seno a partir de la proporción media anual de la radiación global que penetra el dosel forestal.	177
Tabla 6.3: Modelos ajustados para predecir la producción primaria neta aérea del pastizal a partir de la radiación fotosintéticamente activa total interceptada y la precipitación efectiva acumulada en el ciclo de crecimiento.	178
Tabla 6.4: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión para predecir la proporción media anual de la radiación total que llega al sotobosque de los sistemas silvopastoriles a partir del porcentaje de cobertura de copas.	180
Tabla 6.5: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión para predecir la amplitud de la función seno a partir de la proporción media anual de la radiación total que llega al sotobosque de los sistemas silvopastoriles.. ...	180
Tabla 6.6: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión ajustados para el cálculo de la producción primaria neta aérea del pastizal en el período que va desde comienzos del otoño a fines de primavera.....	183
Tabla 6.7: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresiónajustados para el cálculo de la producción primaria neta aérea del pastizal en el período que incluye todo el verano y parte del otoño.....	183
Tabla 7.1: Valor de los criterios para cada alternativa.	201

Tabla 7.2: Resultados de las encuestas realizadas para asignar el peso a cada uno de los criterios, según el tipo de entrevistado.	202
Tabla 7.3: Matriz de decisiones y conflictos.	202
Tabla 7.4: Valores de Flujo Neto, Fortaleza y Debilidad entre alternativas....	203
Tabla 7.5: Orden (mejor a peor) de las alternativas según sus valores de Flujo Neto (de mayor a menor), Fortaleza (de mayor a menor) y Debilidad (de menor a mayor).	204
Tabla 7.6: Análisis de sensibilidad de los valores de Flujo Neto, respecto a los cambios en los umbrales de indiferencia y fuerte preferencia.....	204
Tabla 7.7: Detalle del valor de las inversiones.	211
Tabla 7.8: Precios de referencia de los bienes producidos.	212
Tabla 7.9: Flujo de caja de la alternativa uno.	212
Tabla 7.10: Flujo de caja de la alternativa dos.	213
Tabla 7.11: Flujo de caja de la alternativa tres.	214
Tabla 7.12: Flujo de caja de la alternativa tendencial.	214

Capítulo 1 : Introducción general, objetivos, región bajo estudio y diseño del experimento.

I. Introducción general

En la región centro-sur de Córdoba, el sector de sierra y pedemonte ocupa una franja con una superficie de 500.000 hectáreas y un rango altitudinal entre los 750 y 1.800 msnm. Presenta un relieve abrupto y complejo con pendientes de longitud variable y gradientes de hasta el 45%, suelos con poco desarrollo, afloramientos rocosos y alta susceptibilidad de erosión hídrica. La zona pedemontana se caracteriza por un relieve ondulado con pendientes del orden del 12% (Oggero *et al.*, 2014).

Dentro de la región, el cordón de la sierra de Comechingones se caracteriza por ser un ambiente heterogéneo, propicio a sufrir procesos intensos de degradación ambiental, como la pérdida de suelos por erosión hídrica (Gaitán *et al.*, 2017) o la pérdida de biodiversidad (Cantero *et al.*, 2003). Muchos de estos procesos son provocados a partir de la actividad humana, principalmente, aquellas actividades desarrolladas por los pobladores de la región para generar ingresos económicos que les permitan tener una vida digna (Oggero *et al.*, 2014).

Es por ello, que se han identificado como las principales causas de degradación ambiental: la extracción de hierbas medicinales y aromáticas, el sobrepastoreo, los incendios en áreas de pastizales y arbustales, y la tala y la deforestación en los bosques serranos. Estos factores han producido un marcado deterioro de la vegetación original, contribuyendo a modelar el paisaje actual (Cabido y Zak 1999, Cantero y Leon 1999, Cantero *et al.*, 1999, Vischi *et al.*, 1999, Verzino *et al.*, 2005).

La producción agropecuaria en ambientes propicios a sufrir fuertes procesos de degradación ambiental, como los del caso que nos ocupa, debe desarrollarse enmarcada en el paradigma de la producción agropecuaria sostenible. Las presiones antropogénicas son la razón principal por la cual los ecosistemas están siendo degradados a un ritmo alarmante, con pérdidas que incluyen tanto al medio físico (pérdida y contaminación de suelo, agua y aire) como a la biodiversidad (Jose, 2012; Schroeder, 1994). Los intentos de reducir este tipo de presiones y conservar los recursos en áreas protegidas sólo han logrado un éxito limitado (Jose, 2012). Es por ello que en los últimos años, se han ido desarrollando sistemas alternativos de producción bajo un enfoque de uso de los ecosistemas sostenible, donde se trata de encontrar un equilibrio entre las funciones de producción y conservación.

Los sistemas agroforestales (SAF) son un tipo de sistemas alternativos de producción que involucran un conjunto de tecnologías del uso de la tierra donde las especies leñosas perennes (árboles, arbustos, palmas, etc.) son usados deliberadamente en las mismas unidades de manejo con cultivos agrícolas y/o animales, en alguna forma de arreglo espacial o secuencia temporal donde existen interacciones ecológicas y económicas entre los diferentes componentes (Krishnamurthy y Marechino Avila, 1999). La implementación de este tipo de sistemas ha demostrado tener efectos positivos sobre las propiedades físico-químicas (Bulgarin *et al.*, 2010), la capacidad de captura de carbono (Rojas *et al.*, 2009) y el ciclado de nutrientes (Kaur *et al.*, 2002) en los suelos. En conjunto, estos efectos positivos incrementan la estabilidad de los suelos frente a los procesos de degradación. Además, los SAF son una herramienta importante para la conservación de la diversidad biológica (Jose, 2012; Bremer y Farley, 2010) dado que proponen una diversificación de los sistemas ecológicos. Sin embargo, los efectos positivos no responden únicamente a cuestiones ambientales, sino que, en el último tiempo, también se reconoce que esta diversificación productiva tiene impactos económicos positivos sobre los productores agropecuarios, a partir de una mayor estabilidad en la producción y, en muchos casos, la maximización del margen bruto (Nair 2007; Coronel de Renolfi y Brassiolo, 2008)

Una opción dentro de los SAF son los sistemas silvopastoriles (SSP), que se definen como aquellos sistemas productivos que permiten integrar especies leñosas y herbáceas, generando bienes (madera, carne, leche, fibra) o servicios (manejo del agua, fijación de carbono, entre otros). Este tipo de integración genera interacciones ecológicas y/o económicas entre los componentes leñosos y no leñosos del sistema, ofreciendo ventajas competitivas para el desarrollo de la ganadería con menor impacto ambiental (Fernandez, 2003). Una de las bondades de esta alternativa estriba en la obtención de una mejor calidad y cantidad de forraje (Obispo *et al.*, 2008).

En los últimos 18 años, la implementación de los sistemas silvopastoriles ha cobrado relevancia en diferentes regiones de Argentina. El principal desarrollo de los sistemas silvopastoriles (SSP) con bosques cultivados ocurrió en las provincias de Misiones, Corrientes, Neuquén y la zona del Delta Bonaerense del Río Paraná (Peri *et al.*, 2015). En la provincia de Córdoba, en cambio, el desarrollo de sistemas silvopastoriles con especies leñosas exóticas predomina principalmente en la región serrana, donde actualmente se encuentran implantadas alrededor de 20.000 has de pinos (*Pinus elliottii* Engelm., *Pinus taeda* L. y *Pinus radiata* D. Don) con escaso o nulo manejo silvícola. En

proporción, la mayoría de las plantaciones de las serranías corresponde a la especie *Pinus elliotii*, originaria del sudeste de los Estados Unidos. La actividad silvopastoril, en este caso, consiste en la producción bovina y caprina utilizando como alimento el pasto natural que crece bajo estas plantaciones, las cuales por su origen, fueron diseñadas pensando solo en la producción maderera (Cantero, 1999).

Dada la naturaleza de estos sistemas, resulta difícil proponer prescripciones para su manejo debido a los numerosos procesos interactivos y estocásticos que regulan la productividad de los mismos. Por ejemplo, se observan cambios en la magnitud y dirección de las interacciones en la medida que los árboles ocupan el sitio durante el desarrollo fenológico del pastizal, dado que se producen cambios en la disponibilidad de los recursos como el agua, la radiación y los nutrientes del suelo (Gyenge *et al.*, 2002; Fernández *et al.*, 2007; Caballé, 2013). Por lo tanto, resulta esencial entender el funcionamiento de este tipo de sistemas, de manera de poder desarrollar estrategias flexibles de manejo tendientes a la utilización sostenible de dichos recursos (Nuñez, 2000). Es por ello que, en este trabajo de tesis, se evaluó el impacto de la introducción de *Pinus elliotii* sobre la distribución de los recursos (agua y radiación), y de éstos sobre la composición de especies y la productividad del estrato herbáceo en SSP en la Sierra de Comechingones del sur de Córdoba. Además, se compararon diferentes alternativas de SSP con el fin de seleccionar el sistema o la combinación de sistemas que optimicen la producción conjunta de forraje y madera.

En base a los antecedentes mencionados, se plantean los siguientes objetivos:

II. Objetivos

Objetivos generales:

- I. Determinar el impacto de la introducción de especies forestales de rápido crecimiento sobre la distribución de los recursos, y de éstos sobre la productividad del estrato herbáceo en sistemas silvopastoriles.
- II. Realizar una valoración multicriterio y seleccionar aquella alternativa más adecuada para asegurar la sustentabilidad del sistema integrado pastizal – plantación forestal en el ambiente serrano, estableciendo las bases para el diseño de sistemas sustentables que optimicen de manera conjunta la producción de madera, forraje y carga animal.

Objetivos específicos:

- i. Determinar la distribución espacial y temporal de la radiación fotosintéticamente activa incidente, la precipitación efectiva y el contenido de humedad edáfica en los sistemas silvopastoriles y en el arbustal (romerillal) testigo sin árboles.
- ii. Caracterizar la composición florística de las comunidades vegetales que se desarrollan en el sotobosque de los sistemas silvopastoriles y en el arbustal testigo, relacionándolas con las características ambientales de cada sitio.
- iii. Ajustar y seleccionar funciones de crecimiento que permitan conocer la producción neta aérea forestal de los sistemas silvopastoriles y la producción primaria neta aérea de la especie leñosa dominante en el arbustal testigo.
- iv. Determinar la productividad primaria neta aérea del pastizal, la carga ganadera admisible y la productividad ganadera de los sistemas silvopastoriles y del romerillal vecino sin árboles.
- v. Analizar el efecto del agua y la radiación sobre la producción primaria neta aérea del pastizal en cada sistema silvopastoril propuesto y compararla con el romerillal testigo (sin árboles).
- vi. Realizar una valoración multicriterio y seleccionar aquella alternativa más adecuada para asegurar la sustentabilidad del sistema integrado pastizal – plantación forestal, teniendo en cuenta criterios económicos, sociales y ambientales.

III. Región de estudio y diseño experimental

Las sierras de comechingones, ocupan aproximadamente 300.000 hectáreas de la provincia de Córdoba, con más del 80% de sus paisajes dominados por ecosistemas herbáceos, denominados pastizales, que constituyen el recurso natural básico para la productividad animal bovina y caprina. El sistema ganadero predominante en la Sierra de Comechingones es el sistema de cría bovina, que se caracteriza por ser de tipo pastoril sobre pastizales naturales con un alto nivel de diversidad, y bajo un método de pastoreo tradicional o continuo con baja carga ganadera. Se utilizan prioritariamente animales de la raza británica Aberdeen Angus, debido a que presentan menos problemas de parto que animales de otras razas (Bavera, 2007). El principal objetivo productivo de estos sistemas es lograr un ternero por vaca por año.

A mediados del siglo pasado las autoridades gubernamentales fomentaron la introducción de plantaciones de pino en la región serrana, sin tener en cuenta las

consecuencias que podría acarrear el reemplazo de los ecosistemas naturales (Cantero, 1999). En la actualidad existen 20.000 hectáreas de plantaciones situadas entre los 900 y 1600 m.s.n.m. En la mayoría de ellas, por falta de manejo silvícola, se obtiene madera de baja calidad y solo puede practicarse pastoreo durante los primeros 10-12 años, momento en que la producción del pastizal comienza a ser escasa o nula (Plevich *et al.*, 2002).

El trabajo se desarrolló en el campo de docencia y experimentación Las Guindas, perteneciente a la Universidad Nacional de Río Cuarto, ubicado a los 32° 35' 16.8" S y 64° 43' 45.42" O, a 1000 m.s.n.m y a 14 km al N de la localidad de Alpa Corral, Dpto. Calamuchita, Córdoba, Argentina. Este ambiente se ubica en la provincia geomorfológica de Sierras, con inviernos secos (Jarsun *et al.*, 2006).

La temperatura media anual es de 14,7 °C, siendo julio el mes de menor temperatura media (7,7 °C) y enero el mes de mayor temperatura media (21,1 °C). La temperatura máxima media anual registrada es de 22,3 °C, mientras que la mínima media anual es de 8,4 °C; lo que da como resultado una amplitud térmica media anual de 13,9 °C. La temperatura extrema más baja registrada corresponde al mes de julio (-13,7 °C), mientras que la más alta al mes de enero (42,3 °C) (Anexo 1.1, Figura 1.3; Rivarola *et al.*, 2015).

El régimen de precipitaciones es de tipo monzónico, con un 82% de las mismas concentradas en el período octubre-marzo. La precipitación media anual de los últimos 15 años es de 1007 mm, siendo 2012 el año con el mayor registro pluviométrico (1376 mm) y 2003 el de menor registro (708 mm). El mes más lluvioso es febrero con 179 mm, mientras que junio es el mes más seco con 7 mm medios de precipitación mensual (Anexo 1.1, Figura 1.3; Rivarola *et al.*, 2015).

La topografía de la región corresponde a la de un ambiente de sierra, donde se diferencian zonas de lomas y laderas (50%), zonas de valles y concavidades (30%) y afloramientos rocosos (20%) (Jarsun *et al.*, 2006).

Las zonas de lomas y laderas son las que ocupan una mayor proporción de la superficie de la región, y es sobre ellas donde se han desarrollado las plantaciones de pinos. La pendiente media en estas unidades de tierra es superior al 10% y los suelos predominantes son Udorthent líticos, someros (35 cm de profundidad), excesivamente drenados y muy pedregosos, con una secuencia de horizontes del perfil típico: A (0-12 cm), A2 (12-35 cm) y R (> a 35 cm) (Jarsun *et al.*, 2006).

En las unidades de paisaje que se corresponden con laderas, se encuentran afloramientos rocosos que ocupan gran parte de la superficie. Allí, de manera dispersa,

se ubica el “Romerillal”, unidad de vegetación descrita por Suarez y Vischi (1997) como Estepa Arbustiva continua y cuya especie dominante es el Romerillo (*Baccharis aliena*).

El pastizal que crece en el sotobosque está integrado por especies invernales con valor forrajero entre las que se destacan *Piptochaetium montevidense* (Spreng.) Parodi y *Nassella tenuissima* (Trin.) Barkworth, mientras que en las estivales se encuentran especies de los géneros *Schizachyrium*, *Bothriocloa* y *Setaria*.

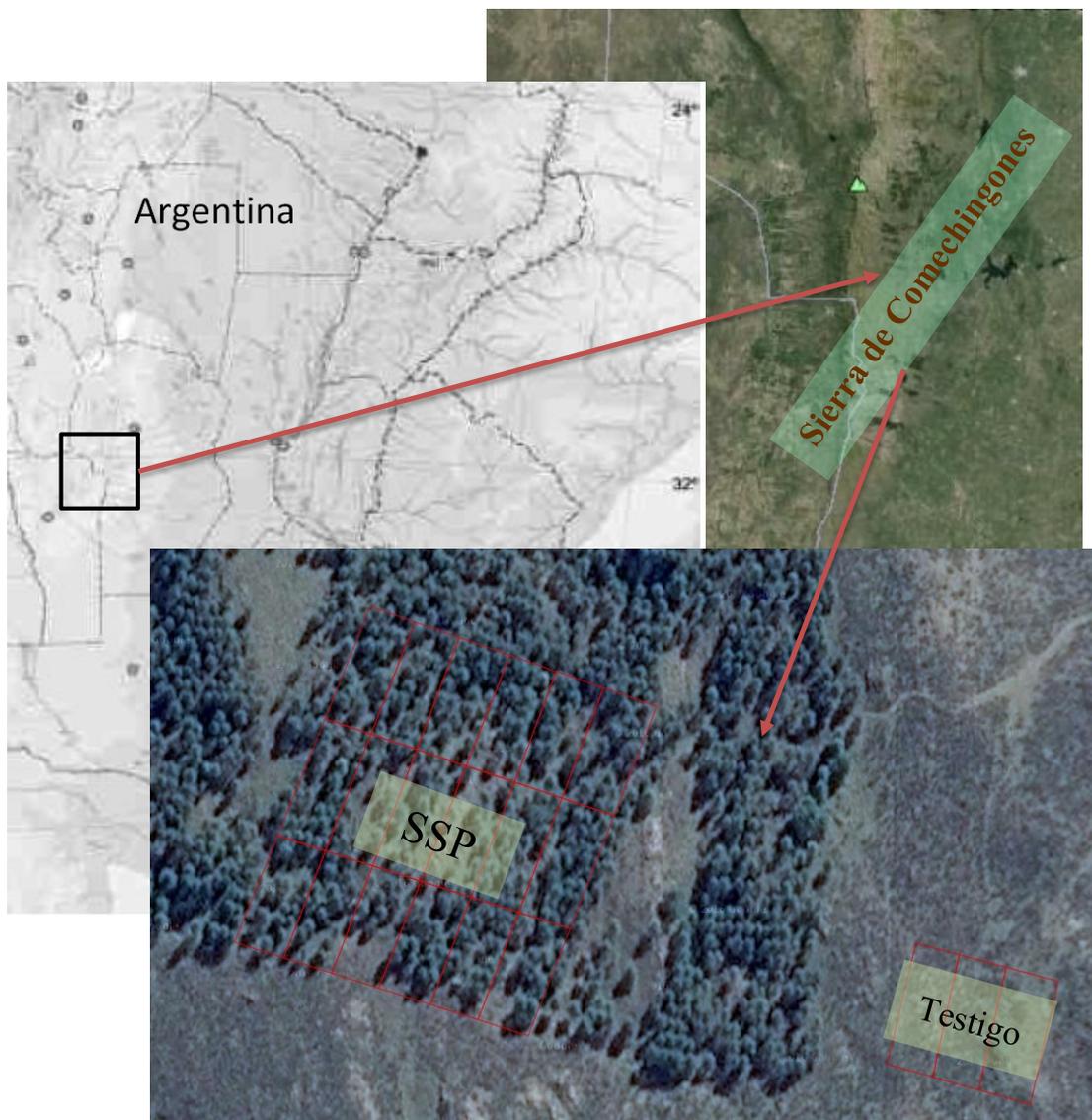


Figura 1.1: Imagen satelital en donde se observa la ubicación geográfica del sitio bajo estudio y la distribución de las parcelas experimentales.

El ensayo se estableció sobre una plantación de *Pinus elliottii* de 14 años de edad y en un Romerillal vecino, ambos bajo condiciones similares de exposición y suelos (Figura 1.1). En el mes de mayo de 2014, se transformó una porción de la plantación original de pinos (con una densidad de 500-600 árboles por hectárea) en un sistema

silvopastoril con tres densidades de árboles diferentes y un tratamiento diferencial de poda. Para ello, se delimitaron 18 parcelas a las que se les ajustó, mediante un raleo, la densidad de árboles a 450, 250 y 150 árboles por hectárea (seis parcelas para cada densidad; Figura 1.1). Luego, en nueve de las parcelas delimitadas (tres de cada densidad de árboles), se podaron todos los árboles hasta una altura de 4,5 metros. En consecuencia, quedaron definidos seis tratamientos (con tres parcelas cada uno): 1- 450 árboles por hectárea sin podar, 2- 450 árboles por hectárea podados, 3- 250 árboles por hectárea sin podar, 4- 250 árboles por hectárea podados, 5- 150 árboles por hectárea sin podar y 6- 150 árboles por hectárea podados. En cada una de las 18 parcelas se eligieron al azar tres árboles, y en relación a cada uno de ellos se establecieron dos puntos de muestreo: 1- bajo la proyección de la copa del árbol (bajo copa, BC; Figura 1.2) y 2- en una posición cercana al árbol elegido pero por fuera de la proyección de la copa del mismo y de cualquier otro árbol adyacente (entre copas, EC; Figura 1.2). El diseño experimental consistió en bloques completos aleatorizados (tres bloques con seis parcelas cada uno), cortando la pendiente principal del sitio (Figura 1.1). En la situación no forestada (testigo), se delimitaron tres parcelas de muestreo del mismo tamaño que en los sistemas silvopastoriles.

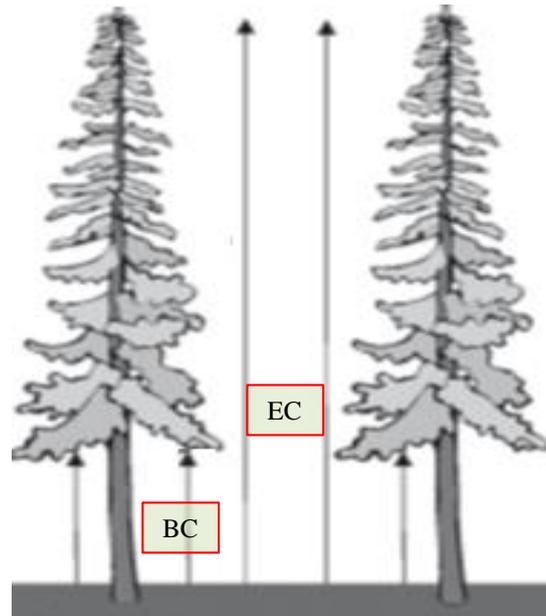


Figura 1.2: Ubicación de los puntos de muestreo de acuerdo a la proyección vertical de la copa. BC: Bajo copa; EC: Entre copas.

IV. Bibliografía

Bremer, L. L., y Farley, K. A. (2010). Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodiversity and Conservation* 19(14): 3893-3915.

- Bugarín, J., Bojórquez, J. I., Lemus, C., Murray, R. M., Ontiveros, H., Aguirre, J., y Hernández, A. (2010). Comportamiento de algunas propiedades fisico-químicas del suelo con diferente sistema silvopastoril en la llanura norte de nayarit. *Cultivos Tropicales* 31(2): 48-56.
- Caballé, G. (2013). Efecto interactivo de la defoliación del estrato herbáceo y la cobertura del estrato arbóreo sobre el crecimiento del estrato herbáceo en sistemas silvopastoriles. Tesis Doctoral, FA-UBA. 216 p.
- Cabido, M. R., y Zak, M. R. (1999). *Vegetación del Norte de Córdoba*. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Recursos Renovables de la Provincia de Córdoba, Córdoba.
- Cantero, J. J. (1999). *Proyecto Pastizales Serranos, bases ecológicas para su manejo*. 34p.
- Cantero, J. J., y León R. J. C. (1999). The vegetation of saltmarshes in central Argentina. *Beiträge zur Biologie der Pflanzen* 71: 203-242.
- Cantero, J. J., Liira, J., Cisneros, J. M., Gonzalez, J., Nuñez, C., Petryna, L., Cholaky, C., y Zobel, M. (2003). Species richness, alien species and plant traits in Central Argentine mountain grasslands. *Journal of Vegetation Science* 14(1): 129-136.
- Coronel de Renolfi, M., y Brassiolo, M. M. (2008). Uso de sistemas silvopastoriles en la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Copo, Santiago del Estero: Un análisis económico. *Quebracho (Santiago del Estero-Argentina)* 16: 69-83.
- Fernández, M. E. (2003). Influencia del componente arbóreo sobre aspectos fisiológicos determinantes de la productividad herbácea en sistemas silvopastoriles de la Patagonia Argentina. Tesis Doctoral.
- Fernández, M. E., Gyenge, J., Licata, J., Schlichter, T., y Bond, B. J. (2007). Balance of competitive and facilitative effects of exotic trees on a native Patagonian grass. *Plant Ecology* 88(1): 67-76.
- Gaitán, J., Navarro, M. F., Tenti, L., Pizarro, M., Carfagno, P., y Rigo, S. (2017). *Estimación de la pérdida de suelo por erosión hídrica en la República Argentina*. INTA-Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. ISBN 978-987-521-857-4
- Gyenge, J. E., Fernández, M. E., Dalla Salda, G., y Schlichter, T. M. (2002). Silvopastoral systems in Northwestern Patagonia II: water balance and water potential in a stand of *Pinus ponderosa* and native grassland. *Agroforestry Systems* 55(1): 47-55.
- Jarsún, B., Gorgas, J. A., Zamora, E., Bosnero, H., Lovera, E., Ravelo, A., ... y Tassile, J. L. (2006). *Recursos naturales de la Provincia de Córdoba, Los Suelos*. Publ. Téc. Agencia Córdoba Ambiente SE, Córdoba, Argentina.
- Jose, S. (2012). Agroforestry for conserving and enhancing biodiversity. *Agroforestry Systems* 85(1): 1-8.
- Kaur, B., Gupta, S. R., y Singh, G. (2002). Carbon storage and nitrogen cycling in silvopastoral systems on a sodic in northwestern India. *Agroforestry systems* 54(1): 21-29.
- Krishnamurthy, L., y Marachino Avila, M. (1999). *Agroforestería básica*. Serie Textos básicos para la formación ambiental N° 3. 1ra Ed. PNUMA/ORPALC, México. 340 p. ISBN 968-7913-04-5.
- Nair, P. K. R. (2007). The coming of age of agroforestry. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 87: 1613-1619.
- Nuñez, C. O. (2000). Efectos del fuego y el pastoreo en pastizales serranos de la Sierra de Comechingones. Tesis M.Sc. Valdivia, Chile, Universidad Austral de Chile. 167 p.

- Obispo, N. E., Espinoza, Y., Gil, J. L., Ovalles, F., y Rodríguez, M. F. (2008). Efecto del sombreado sobre la producción y calidad del pasto guinea (*Panicum maximum*) en un sistema silvopastoril. *Zootecnia Tropical* 26(3): 285-288.
- Oggero, A., De Luca, N., Natale, E., y Arana, M. (2014). Caracterización y situación actual de los bosques nativos en el centro sur de Córdoba. *Voces del Fenix* 35: 142-152. ISSN 1853-8819.
- Peri, P. L., Paez, J. A., Marcovecchio, J., Carranza, C., Laclau, P., y Schlichter, T. (2015). Política forestal en apoyo a la implementación de sistemas silvopastoriles en Argentina. *Actas VIII Congreso Internacional de Sistemas Agroforestales / III Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles*. Iguazú, Misiones, Argentina, 7.8 y 9 de Mayo, 2015.
- Plevich, J., Nuñez, C., Cantero, J., Demaestri, M., y Viale, S. (2002). Biomasa del pastizal bajo diferentes densidades de pino (*Pinus elliottii*). *Agroforestería en las Américas* 9 (33-34): 19-23.
- Rivarola, A.; Seiler, R. y Vinocur, M. (2015). Datos climáticos de Las Guindas: serie de 15 años. Servicio de agrometeorología. FAV, UNRC.
- Rojas, J., Ibrahim, M., y Andrade, H. J. (2009). Secuestro de carbono y uso de agua en sistemas silvopastoriles con especies maderables nativas en el trópico seco de Costa Rica. *Revista Corpoica: Ciencia y Tecnología Agropecuaria* 10(2): 214-223.
- Schroeder, P. (1994). Carbon storage benefits of agroforestry systems. *Agroforestry systems* 27(1): 89-97.
- Suárez, S., y Vischi, N. (1997). Caracterización fisonómicoestructural de vegetación serrana (Alpa Corral, Córdoba - Argentina). *Multequina* 6: 21- 32.
- Verzino, G., Joseau, J., Dorado, M., Gellert, E., Rodríguez Reartes, S., y Nóbile, R. (2005). Impacto de los incendios sobre la diversidad vegetal, Sierras de Córdoba, Argentina. *Ecología Aplicada* 4: 25-34.
- Vischi, N. B., Oggero, A. J., Correa, A. L., y Suárez, S. (1999). Comunidades vegetales del Bosque serrano y su asociación con factores edáficos (Sierra de Comechingones-Córdoba). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 34: 107-112.

V. Anexo 1.1

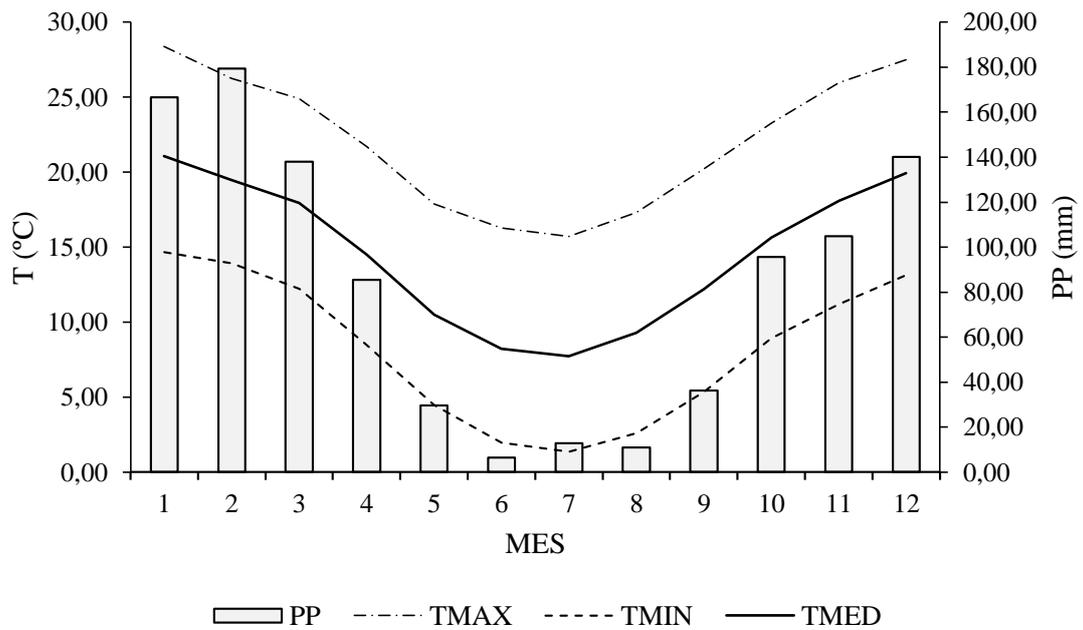


Figura 1.3: Precipitación y temperaturas medias mensuales (serie de 15 años) del establecimiento Las Guindas. PP: precipitación media mensual; TMAX: temperatura media máxima mensual; TMED: temperatura media mensual; TMIN: temperatura media mínima mensual.

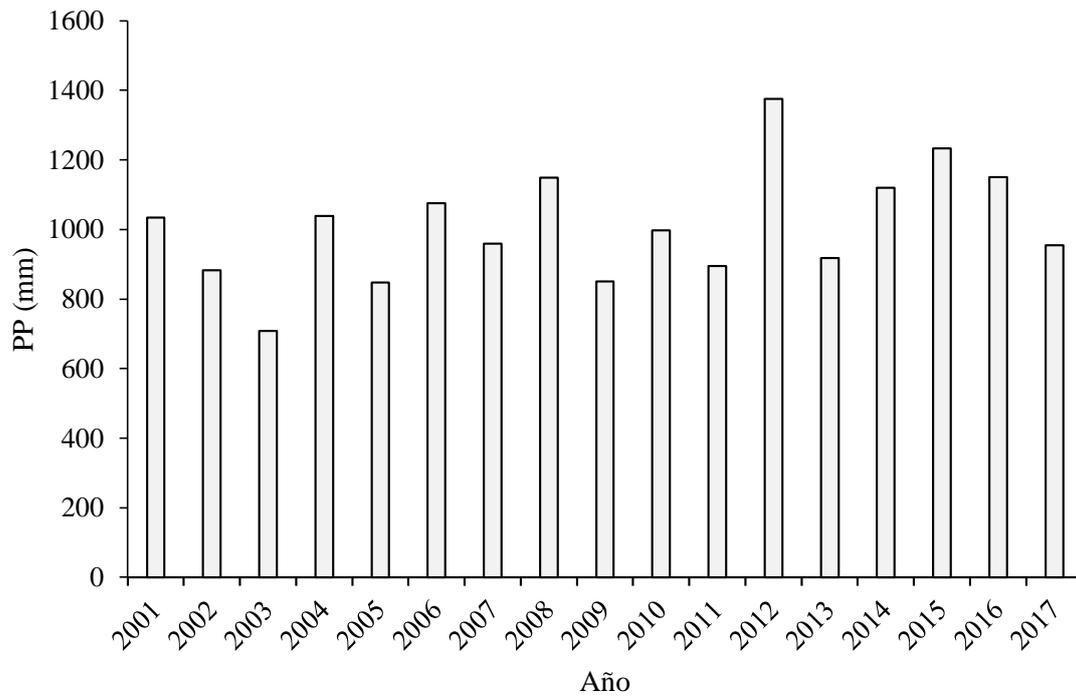


Figura 1.4: Precipitación anual en el establecimiento Las Guindas. PP: precipitación anual (mm).

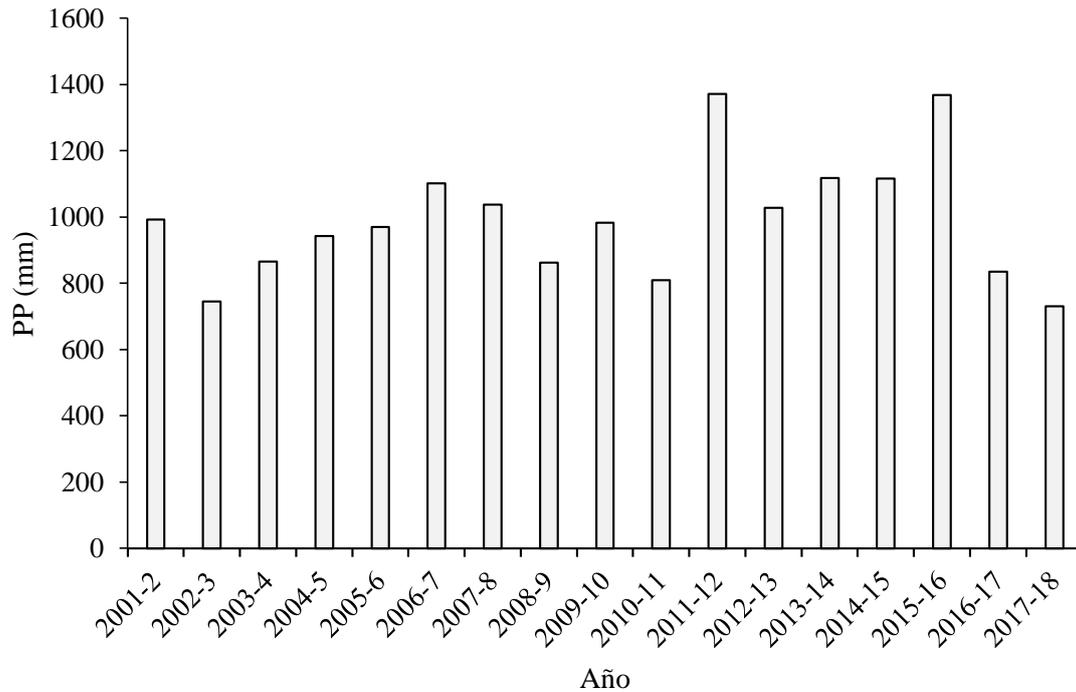


Figura 1.5: Precipitación acumulada por temporada (julio-junio) en el establecimiento Las Guindas. PP: precipitación de la temporada (mm).

Capítulo 2 : Distribución espacial y temporal de la precipitación efectiva, el contenido humedad edáfica y la radiación fotosintéticamente activa incidente en los sistemas silvopastoriles y la situación testigo sin árboles.

I. Introducción

En los sistemas multi-estratificados, como los sistemas silvopastoriles, existen interrelaciones entre los componentes de los diferentes estratos que modifican la disponibilidad de los principales recursos que limitan su productividad: el agua y la radiación solar. Estas relaciones/interferencias tienen lugar tanto sobre la superficie del suelo como por debajo de la misma (Fernandez, 2003).

El estrato arbóreo en un sistema silvopastoril limita la entrada de radiación solar al sotobosque, lo cual puede impactar sobre el crecimiento del estrato inferior (Sampson y Smith, 1992). La interceptación de la radiación solar por la copa de los árboles causa efectos directos e indirectos sobre el estrato herbáceo. En forma directa provoca la alteración simultánea de dos importantes recursos para el pasto: la cantidad de radiación y la energía térmica. Además, en forma indirecta afecta la evaporación del agua contenida en la capa superior del suelo, la cual es valiosa para el cultivo, y para la descomposición de las partes muertas de las plantas y la absorción de nutrientes (Córdoba Sánchez y Hernández, 2003). El grado en el que las copas de los árboles disminuyen la radiación disponible en el sotobosque depende de múltiples factores, entre los que se destacan: la altura del árbol, las características de la copa, la densidad y el arreglo espacial la plantación, la fenología de las leñosas, la topografía, la inclinación de los rayos solares (en función de la hora del día y de la época del año) y la intensidad con la que éstos últimos llegan a la superficie (que depende de su inclinación y de factores atmosféricos como la nubosidad) (Bergez *et al.*, 1997; Sampson y Smith, 1992). El manejo de la radiación que incide sobre el sotobosque puede realizarse mediante podas y raleos de las masas forestales, lo cual coincide con el manejo silvícola que tiene como objetivo la obtención de madera libre de nudos (mayor calidad) y el desarrollo de tareas destinadas a reducir el peligro de incendio.

El sombreado producto de la asociación de especies arbóreas es un factor importante en la reducción del rendimiento en sistemas silvopastoriles en climas templados. Por ejemplo, se encontró una disminución lineal sobre la producción de especies del pastizal del Chaco árido creciendo bajo condiciones controladas de humedad y luz a medida que aumentaba el sombreado (Carranza y Ledesma, 2005). En términos

generales, el sombreado disminuye la tasa de crecimiento de las pasturas, y este efecto es más marcado sobre las forrajeras de ciclo estival (la mayoría de las gramíneas tropicales C4 y muchas de las Fabáceas) respecto de aquellas de ciclo de crecimiento otoño-inverno-primaveral (gramíneas C3 de regiones templadas) (Koukura y Kyriazopoulos, 2007). Sin embargo, algunas especies forrajeras (como por ej. *Bromus inermis*) producen mayor biomasa aérea creciendo bajo niveles de sombra cercanos al 50% (Lin *et al.*, 1999). Esto genera que los resultados de la influencia de la sombra o el sombreado parcial sobre el rendimiento de los pastos sean en la actualidad contradictorios, en función de las condiciones de suelo y clima donde se han realizado las investigaciones, el tipo de pastos, las características del estrato arbóreo y hasta la forma en que se ha medido o estimado el nivel de reducción de la intensidad luminosa. Por ejemplo, en pastizales de la Patagonia bajo bosques de ñire (*Nothofagus antártica* G. Forst.), en zonas con alta disponibilidad de agua en el suelo, la producción de forraje fue máxima a cielo abierto y disminuyó linealmente cuando se incrementó la cobertura arbórea, mientras que en zonas con déficit hídrico el máximo de producción se alcanzó con 50% de cobertura de ñire (Peri *et al.*, 2005). En el subtrópico húmedo, *Axonopus compressus* Sw., *Axonopus catarinensis* Valls y *Brachiaria brizantha* A.Rich., también aumentan su producción a niveles de sombra intermedia y se ha medido un aumento de hasta el 70% de la producción de pastizales de *Sorghastrum agrostoides* Speg., *Andropogon lateralis* Nees y *Axonopus spp* creciendo bajo 50% de cobertura (Lacorte y Esquivel, 2009).

El sombreado en forestaciones con *Pinus ponderosa* Douglas ex C. Lawson en la Patagonia, también produciría una alteración de la composición del pastizal natural, ante las respuestas diferentes de las especies. *Festuca pallescens* St. Yves reacciona ante la sombra de acuerdo a la disponibilidad de agua, disminuyendo su crecimiento en temporadas secas con niveles de sombra superiores al 60%, mientras que recién lo hace con niveles superiores al 90% cuando el año es húmedo (Caballé *et al.*, 2009). En ambos casos, cuando cae la producción, lo hace siguiendo pendientes similares, lo cual llevaría a pensar que la luz y el agua tienen efectos aditivos para esa especie. Entre tanto, en la misma región, *Nasella speciosa* Trin., especie de menor valor forrajero y dominante en pastizales abiertos, reaccionaría ante reducciones en la disponibilidad de radiación fotosintéticamente activa (RFA) disminuyendo linealmente su crecimiento, tanto en años secos como húmedos (Fernández, 2002). Para esta especie, claramente el primer factor limitante es la luz.

De manera análoga a lo que sucede con la radiación, la interceptación de las precipitaciones por parte de las copas de los árboles es un proceso de gran importancia en la regulación del ingreso de agua al sistema. Esto se debe a que el agua retenida no llega al suelo y es evaporada directamente desde el follaje, por lo que no interviene en la producción de biomasa. En este sentido, Le Maitre y colaboradores (1999) determinaron que las pérdidas por interceptación de lluvias en las plantaciones con coníferas en Sudáfrica fueron del 15 al 24%, llegando incluso al 60% de la precipitación. Estos porcentajes dependieron del tipo de lluvias (intensidad, duración), de la velocidad de evaporación (dada por el clima del lugar) y de las características de las plantas (área foliar, disposición y forma de las hojas, etc.). Por ejemplo, Putuhena y Cordery (2000) demostraron que en el reemplazo de un bosque de *Eucalyptus globulus* Labill. por *Pinus radiata*, aumentó la interceptación de lluvias por las copas y hojarasca, disminuyendo la evapotranspiración y la cantidad de agua remanente del lugar. En estudios comparativos entre las especies *P. radiata* y *Eucalyptus viminalis* Labill., Besteiro y Rodríguez Vagaría (2012) registraron mayores tasas de interceptación por parte de la primera especie llegando a un 25% anual, en comparación a la segunda que presentó un 12%.

Bajo la superficie del suelo, una hipótesis fundamental de la agrosilvicultura es que los sistemas de raíces de plantas con diferente forma de vida, tales como árboles o cultivos herbáceos, ocupan hasta cierto punto los diferentes estratos del suelo cuando se cultivan en asociación, dando lugar a la utilización complementaria de los recursos del suelo (Fernandez *et al.*, 2008). Este principio fue asumido como un hecho en los primeros estudios de sistemas agroforestales y sistemas de producción derivados de ellos. Sin embargo, la productividad de muchos de estos sistemas fue menor a la esperada, particularmente en condiciones semiáridas, donde el impacto de la competencia por el agua entre las leñosas y las herbáceas con frecuencia supera los posibles efectos positivos de los árboles sobre el suelo y el microclima (Kho, 2000). La competencia por agua, generalmente ocurre cuando las especies exploran los mismos estratos del suelo, volviéndose más intensa en la medida que el agua del suelo se agota (Jones *et al.*, 1998). Diversos autores han documentado, en una gran variedad de sistemas integrados (agroforestales), que las raíces de los árboles y las herbáceas se concentran principalmente en los primeros 30 cm de suelo (Jose *et al.*, 2000; Schaller *et al.*, 2001).

Sin embargo, en numerosos casos existe complementariedad en el uso del agua entre las leñosas y las herbáceas. Fernandez *et al.* (2008) examinaron las interacciones entre las raíces de la especie *Pinus ponderosa* y *Festuca pallescens* en un sistema

agroforestal del norte de la Patagonia; y encontraron que los pinos y pastos mostraron complementariedad en el uso del agua del suelo, utilizando menos agua de fuentes poco profundas los pinos en los sistemas silvopastoriles que aquellos cultivados como monocultivo. En un estudio con características similares, Gyenge *et al.* (2002) encontraron que los pinos utilizaron recursos hídricos, que de no haber sido captados, se hubieran escapado del sistema y almacenado en capas profundas que resultan inaccesibles para las herbáceas.

Otro aspecto a tener en cuenta es que las leñosas pueden generar una amortiguación (facilitación) de las pérdidas de agua por efecto desecantes de los vientos y por efecto del mismo sombreado que disminuye la evaporación (Caballé, 2013). Además, algunos autores han encontrado que en los sistemas silvopastoriles mejoran las condiciones de recarga hídrica. Rios *et al.* (2008), concluyeron que al tener estos sistemas un componente arbóreo, muestran mayores beneficios hidrológicos en la zona de recarga, ya que disminuyen la escorrentía superficial e incrementan la infiltración.

Se podría esperar, entonces, que la predominancia de la competencia o la facilitación esté estrechamente relacionada con del patrón de precipitación del área, el arreglo espacial que presenten los árboles dentro de la plantación y por la fenología de las especies involucradas (Fernández *et al.*, 2007).

Los factores antes mencionados fueron caracterizados de manera de poder identificar los efectos de competencia o facilitación producidos a raíz de las interacciones entre leñosas y herbáceas. Mediante el diseño del experimento fue controlada la densidad y distribución de los árboles; se dispone, además, de información acerca de la distribución de las precipitaciones para el período bajo estudio; y la fenología del arbustal puede ser caracterizada indirectamente a través del Índice Normalizado Diferencial de Vegetación (NDVI). Este último índice se basa en el peculiar comportamiento radiométrico de la vegetación, relacionado con la actividad fotosintética y la estructura foliar de las plantas, que permite determinar la vigorosidad de la planta. Los valores del NDVI están en función de la energía absorbida o reflejada por las plantas en diversas partes del espectro electromagnético. La respuesta espectral que tiene la vegetación sana, muestra un claro contraste entre el espectro del visible, especialmente la banda roja, y el Infrarrojo Cercano (NIR). Mientras que en el visible los pigmentos de la hoja absorben la mayor parte de la energía que reciben, en el NIR, las paredes de las células de las hojas, que se encuentran llenas de agua, reflejan la mayor cantidad de energía. En contraste, cuando la vegetación sufre algún tipo de estrés, la cantidad de agua disminuye en las paredes celulares por lo

que la reflectividad disminuye el NIR y aumenta paralelamente en el rojo al tener menor absorción clorofílica (Díaz García, 2015). Esta diferencia en la respuesta espectral permite separar con relativa facilidad la vegetación sana de otras cubiertas (suelo desnudo, vegetación senescente, etc.). Es por ello que este índice ha sido utilizado en numerosos trabajos con diversos fines, que incluyen: la estimación indirecta del área foliar (Curran *et al.*, 1992), conocer las variaciones del contenido de agua del suelo (Rivas *et al.*, 2005), e incluso para estimar el coeficiente de cultivo basal (Kcb), parámetro clave en el cálculo de la evapotranspiración real de un cultivo (Calera *et al.*, 2014).

Este capítulo tiene como objetivo caracterizar temporal y espacialmente la distribución de los recursos agua y radiación incidente en los tratamientos que componen los sistemas silvopastoriles (tres niveles de densidad arbórea y dos de intensidad de poda; Cap. 1), estableciendo comparaciones con la situación testigo sin árboles (arbustal original sin forestar; Cap. 1). Para cumplir con dicho objetivo, se analizará la distribución de la radiación fotosintéticamente activa incidente en los cuatro cambios de estación (solsticios y equinoccios) para los diferentes niveles de cobertura de copas de cada tratamiento, y se comparará con la del testigo sin árboles. También, se caracterizará la dinámica del agua a través de su ingreso (precipitación efectiva) y la cantidad almacenada (humedad edáfica) en los diferentes tratamientos a través del año. Para poder explicar las diferencias en la cantidad de agua almacenada en el suelo, se inferirán los cambios en la fenología de los sistemas a partir del Índice Normalizado Diferencial de Vegetación.

Las hipótesis que serán contrastadas en este capítulo son: 1. La radiación que llega al sotobosque disminuye a medida que aumenta la cobertura arbórea, siendo menor bajo las copas de los pinos que en los espacios entre copas, y disminuyendo a medida que aumenta la densidad de árboles; 2. La interceptación de las precipitaciones por parte de las copas de los árboles disminuye la precipitación efectiva, siendo este efecto mayor bajo la copa de los árboles que en los parches entre copas; 3. La disponibilidad de agua en el suelo superficial es mayor en los parches entre copas que bajo la copa, dado que entre las copas la competencia entre la leñosa y la herbácea es menor, y hay una disminución de la evaporación (debido al sombreado y la reducción de la velocidad del viento producidos por los árboles); y 4. La disponibilidad de agua en el suelo superficial en la situación testigo sin árboles será mayor que bajo la copa o entre copas en los sistemas silvopastoriles en la época invernal (cuando el arbusto pierde sus hojas), y menor o igual en la época estival (cuando el arbusto y el pino se encuentren en activo crecimiento).

II. Materiales y métodos

Radiación fotosintéticamente activa

Para determinar la distribución espacial y temporal de la radiación fotosintéticamente activa incidente (RFA_i) en los sistemas silvopastoriles (parcelas con 150, 250 o 450 árboles por hectárea, podadas y no podadas; Cap. 1) y en la situación no forestada (arbustal nativo; Cap. 1), se seleccionaron tres árboles por parcela (54 árboles en total) y en relación a cada uno ellos se realizaron ocho mediciones de RFA_i : cuatro bajo la proyección vertical de la copa (BC), y cuatro en una posición cercana a dichos árboles, pero fuera de la proyección vertical de su copa o de la copa de cualquier otro árbol vecino (EC; Figura 1.2, Cap. 1). Las mediciones fueron realizadas cada una hora desde las 9 a las 16 h, en el solsticio de verano de 2015, y el solsticio de invierno y los equinoccios de 2016, mediante el sensor LI-COR (LI-190 Quantum sensor).

Precipitación efectiva

Con el fin de cuantificar el efecto de la interceptación de las precipitaciones sobre la entrada de agua al sistema, se midió la distribución temporal y espacial de la precipitación efectiva en los sistemas silvopastoriles y en el pastizal abierto.

Los datos de precipitación total fueron obtenidos de un pluviómetro instalado a 1,3 m de altura en la situación testigo. La pérdida por interceptación en las parcelas silvopastoriles fue calculada mediante la relación:

$$I = P - (Pd + Pf) \quad [2.1]$$

donde: I = interceptación; P = precipitación total; Pd = precipitación directa (agua que llega al suelo y atraviesa el dosel forestal) y Pf = escurrimiento fustal (agua que llega al suelo a través del fuste) (Huber y Oyarzún, 1984).

Se asumió que las pérdidas por interceptación originadas por los arbustos y herbáceas eran despreciables.

Los valores de precipitación directa se obtuvieron a partir de la instalación de seis pluviómetros de polipropileno de 120 mm de capacidad en cada parcela (108 en total, a 1,3 metros de altura), de los cuales tres fueron ubicados bajo la proyección vertical de la copa y los otros tres en la posición entre copas. Estos pluviómetros fueron reubicados mensualmente para evitar errores de muestreo por captación en sitios preferenciales de escurrimiento (Besteiro y Rodríguez Vagaría, 2012).



Figura 2.1: Dispositivos montados para la medición del escurrimiento fustal. A: colector de goma y acetato; B: manguera de conducción; C: tanques de almacenamiento calibrados.

El escurrimiento fustal se registró a partir de la instalación de tres colectores por parcela de muestreo, en los árboles seleccionados para las mediciones de radiación. Estos colectores consisten en una banda de goma (2 x 2 cm) sujeta al fuste a 1,6 m de altura, a la que se le adhirió una tira de plástico acetato transparente de 10 cm de ancho, de manera de crear una estructura capaz de retener y conducir el agua escurrida a través del fuste (Figura 2.1). La descarga se realizó hacia un colector calibrado de 55 litros, mediante una manguera de 8 mm de diámetro adherida (con silicona) a un orificio de descarga realizado en la goma (Besteiro y Rodriguez Vagaria, 2012). El volumen de agua recolectado en cada colector fue dividido por la superficie de copa del árbol donde fue montado, de manera de poder expresar los resultados en términos de lámina.

A través de la Intercepción, se calculó la precipitación efectiva por medio de la siguiente ecuación:

$$Pe = P - I \quad [2.2]$$

donde: Pe = precipitación efectiva; I = intercepción; P = precipitación total.

El análisis estadístico de los datos se realizó mediante análisis de parcelas completamente aleatorizadas.

Humedad edáfica

Para determinar la distribución espacial y temporal del agua en el suelo de los sistemas silvopastoriles y de la situación testigo sin árboles, se tomaron muestras de humedad gravimétrica bajo la copa (BC) y entre copas (EC) de los árboles seleccionados para las mediciones de radiación fotosintéticamente activa. Se realizaron mediciones de humedad gravimétrica cada 30 días (aproximadamente) desde septiembre de 2015 hasta diciembre de 2017, extrayendo muestras en el horizonte superficial del suelo (primeros 15-20 cm de suelo) con el uso de un barreno. En el laboratorio, las muestras fueron llevadas a estufa a 105°C y se obtuvo el contenido de humedad por diferencia de peso.

Con el fin de interpretar las diferencias encontradas en términos de humedad edáfica, se analizó la precipitación mensual para el periodo comprendido entre junio 2015 y junio de 2017. También se calculó el Índice Normalizado Diferencial de Vegetación (NDVI, Normalized Difference Vegetation Index) utilizando imágenes del satélite Copernicus Sentinel-2 (2015-2017), dado que este índice puede ser utilizado para estimar (de manera indirecta) los cambios en el contenido hídrico del suelo (Rivas *et al.*, 2005). El cálculo de este índice de vegetación se realizó a través de las radiancias (L) de las

bandas de infrarrojo cercano (NIR: 760-900 nm, banda 8) y rojo (R: 630-690 nm, banda 4).

$$\text{NDVI} = \frac{(\text{LNIR} - \text{LR})}{(\text{LNIR} + \text{LR})} \quad [2.3]$$

donde: NDVI = índice normalizado diferencial de vegetación, LNIR: radiancia en el infrarrojo cercano, LR = radiancia en el rojo.

Los valores de este índice fluctúan entre -1 y 1. Diversos estudios y publicaciones señalan que valores por encima de 0.1 indican presencia de vegetación, y cuanto más alto sea el valor de este índice, las condiciones de vigor son mejores (Díaz García, 2015)

Análisis estadísticos

Se realizó un ANAVA para determinar el efecto de los tratamientos (densidad, poda, posición respecto a la copa) sobre la RFA_i y la humedad gravimétrica, con el software estadístico Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2013). Las comparaciones de medias fueron realizadas a partir del test DGC.

Por otro lado, se realizó un ANCOVA para determinar si los tratamientos diferían significativamente en términos de precipitación directa o de escurrimiento fustal, utilizando la precipitación total como co-variable. Luego se utilizaron métodos de regresión para determinar la evolución de dichas variables respecto a la precipitación total. La comparación de las estimaciones de los modelos se basó en el estudio de tres estadísticos: el error cuadrático medio de predicción (*ECMP*), que analiza la precisión de las estimaciones, el coeficiente de determinación (R^2) que indica bondad de ajuste (Kiviste *et al.*, 2002) y el criterio de información de Akaike (*AIC*). En los casos donde se realizaron análisis de regresión diferentes para los factores de un mismo tratamiento, se compararon los ajustes de las curvas resultantes con el fin de determinar si las curvas eran realmente diferentes, o bien, si era más adecuado utilizar una única curva para todo el conjunto de datos. Los análisis estadísticos fueron realizados a partir del software estadístico Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2013) y del software GraphPad Prism, versión 6.04 para Windows (GraphPad Software, La Jolla California USA, www.graphpad.com).

III. Resultados

Radiación fotosintéticamente activa

La disponibilidad la RFA_i en el sotobosque de los SSP es diferente de acuerdo al momento del año y a la posición respecto de la copa de los árboles. Además, existen

interacciones entre el momento del día (hora) y la densidad de árboles, tanto bajo la copa (BC) como entre copas (EC).

Dentro de los SSP, la densidad de árboles no tuvo un efecto constante sobre la RFA_i registrada en la posición BC, sino que dicho efecto varió de acuerdo a la estación y al momento del día. El análisis pormenorizado de las diferentes combinaciones se presenta en el Anexo 2.1. Al menos en dos de las cuatro estaciones del año, se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) en la RFA_i de acuerdo a la densidad de árboles para todos los horarios (Anexo 2.1).

La tendencia general marca que las parcelas con 150 árboles. ha^{-1} reciben un mayor flujo de radiación que las de 450 árboles. ha^{-1} durante todo el día, y que las de 250 árboles. ha^{-1} por la mañana (Figura 2.2). Por la tarde las parcelas con 150 árboles. ha^{-1} reciben una cantidad de RFA_i similar a la de las parcelas con 250 árboles. ha^{-1} (Figura 2.2).

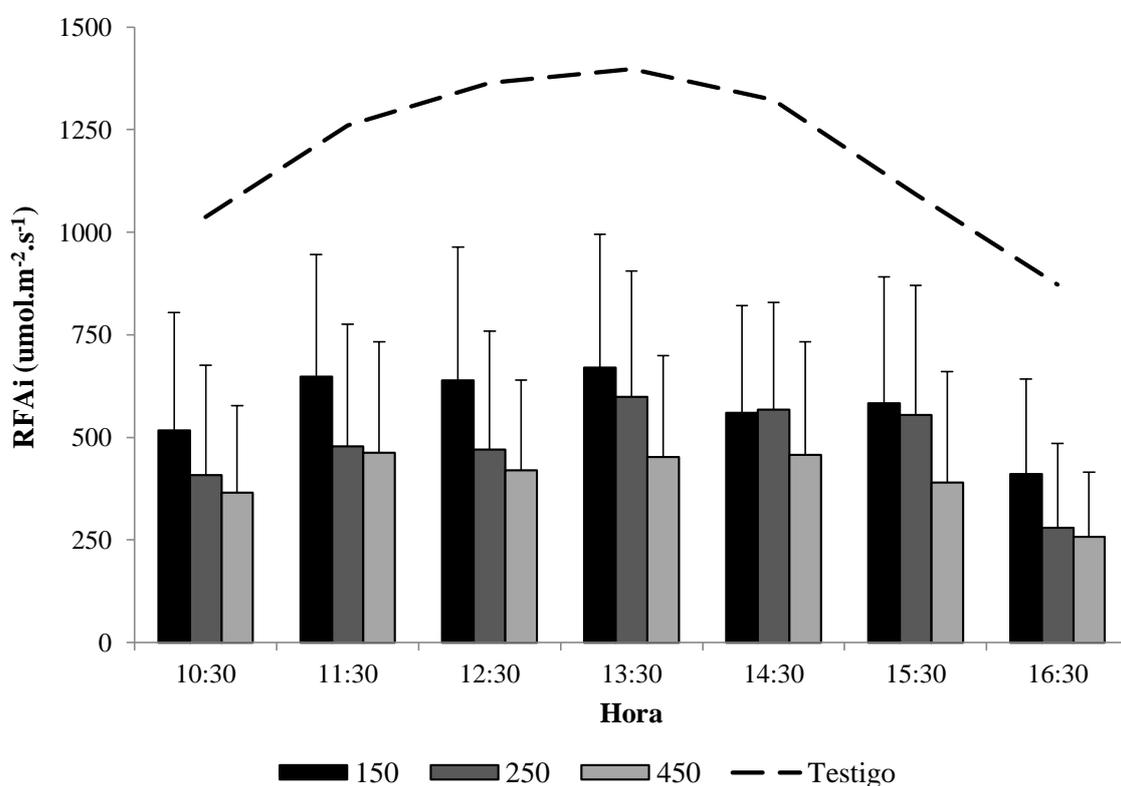


Figura 2.2: Radiación fotosintéticamente activa media anual (RFA_i ; $umol.m^{-2}.s^{-1}$) para la posición bajo copa (BC) de acuerdo a la densidad de plantas (150, 250 y 450 árboles. ha^{-1}) y el momento del día. La línea punteada corresponde a la RFA_i media de la situación testigo. Las barras de error corresponden al desvío estándar (DE) de la media.

La RFA_i media anual de la posición BC fue 485 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, y la media de las densidades dentro de esta posición fue: 576, 480 y 401 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ para los tratamientos de 150, 250 y 450 árboles. ha^{-1} respectivamente.

Al igual que en la posición BC, la densidad de árboles no tuvo un efecto constante sobre la RFA_i registrada en la posición EC, sino que dicho efecto varió de acuerdo a la estación y al momento del día. El análisis pormenorizado de las diferentes combinaciones se presenta en el Anexo 2.1. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) en la RFA_i de acuerdo a la densidad de árboles para todos los horarios desde las 11:00 hasta las 15:30 en las cuatro estaciones del año, mientras que a las 10:30 y 16:30 la radiación recibida fue similar entre los tratamientos en alguna de las estaciones (Anexo 2.1). La tendencia general marca una disminución en la RFA_i a medida que aumenta la densidad de árboles. Las parcelas con 150 árboles. ha^{-1} reciben un flujo de radiación significativamente mayor que las de 450 árboles. ha^{-1} durante todo el día (Figura 2.3). En muchos casos, la RFA_i que recibe el sotobosque de las parcelas con 250 árboles. ha^{-1} no se diferencia estadísticamente de la RFA_i que recibe el sotobosque en los otros dos tratamientos (Anexo 2.1). La RFA_i media anual de la posición EC fue 777 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, y la media de las densidades dentro de esta posición fue: 920, 751 y 659 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ para los tratamientos de 150, 250 y 450 árboles. ha^{-1} respectivamente.

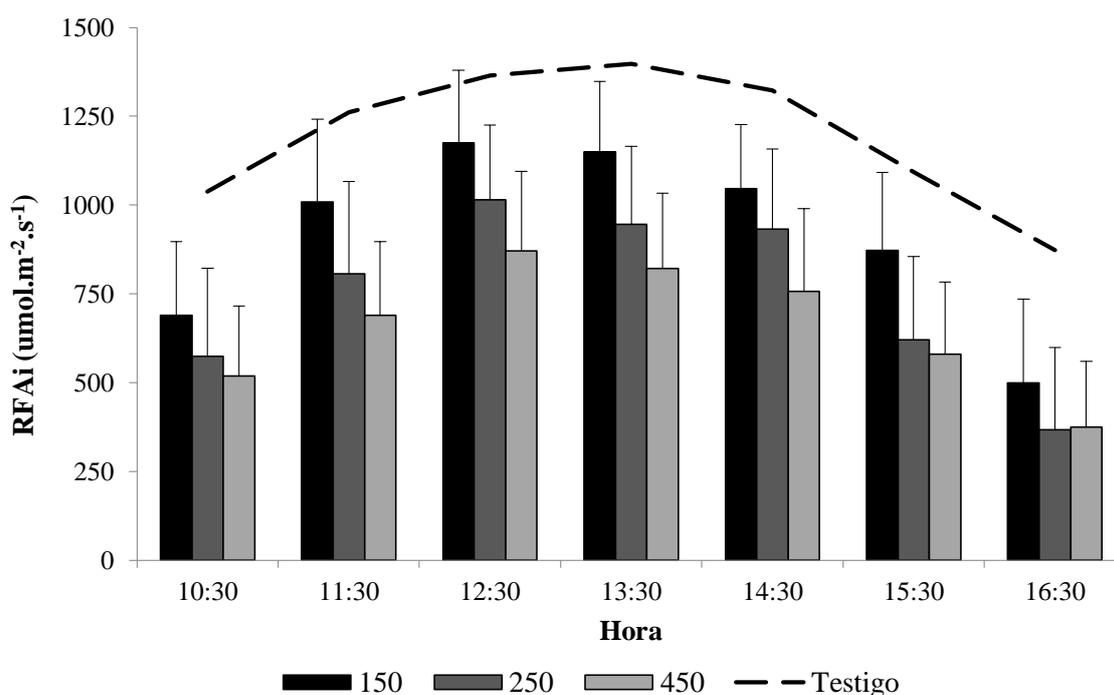


Figura 2.3: Radiación fotosintéticamente activa media anual (RFA_i; $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) para la posición entre copas (EC) de acuerdo a la densidad de plantas (150, 250 y 450

árboles.ha⁻¹) y el momento del día. La línea punteada corresponde a la RFA_i media de la situación testigo. Las barras de error corresponden al desvío estándar (DE) de la media.

Por otro lado, la poda también tuvo un efecto diferencial sobre la RFA_i, de acuerdo a la estación del año. En el verano, este tratamiento tuvo una interacción con la posición respecto a la copa (Figura 3), mientras que en los equinoccios lo hizo tanto con la posición como con la densidad (Figura 4). En junio de 2016, la poda no tuvo efecto sobre la RFA_i registrada en el sotobosque de los SSP.

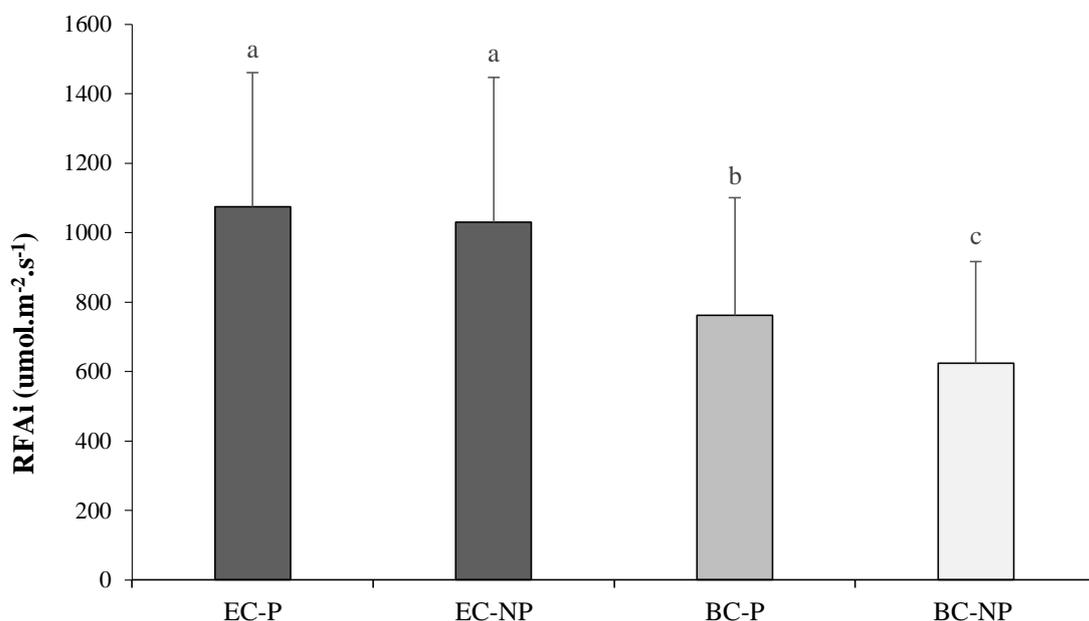


Figura 2.4: Radiación fotosintéticamente activa media (RFA_i; umol.m⁻².s⁻¹) de acuerdo a la posición (BC o EC) y el tratamiento de poda (P: podado; NP: no podado), para: diciembre de 2015. Las barras de error corresponden al desvío estándar (DE) de la media. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

En verano, la poda incrementó la radiación incidente en la posición BC, pero no tuvo efectos sobre las parcelas EC. En los equinoccios en cambio, la poda hizo que penetrara una cantidad de radiación superior en la posición EC de las parcelas de 250 árboles.ha⁻¹ (podadas), dado que éstas recibieron significativamente más RFA_i que las combinaciones de la posición BC, mientras que la posición EC de las parcelas de 250 árboles.ha⁻¹ no podadas no difirieron significativamente de las posiciones BC en las parcelas de 150 y 250 árboles.ha⁻¹ que fueron podadas. Del mismo modo, la radiación registrada en la posición BC de las parcelas con 150 árboles.ha⁻¹ que fueron podadas fue significativamente superior a la registrada en la posición BC de los tratamientos de 250

árboles.ha⁻¹ no podadas y 450 árboles.ha⁻¹ podadas y no podadas; mientras que en la posición BC de las parcelas con 150 árboles.ha⁻¹ no podadas, los valores de RFA_i no difirieron estadísticamente de ningún otro tratamiento en la posición BC, salvo el de 450 árboles.ha⁻¹ podadas.

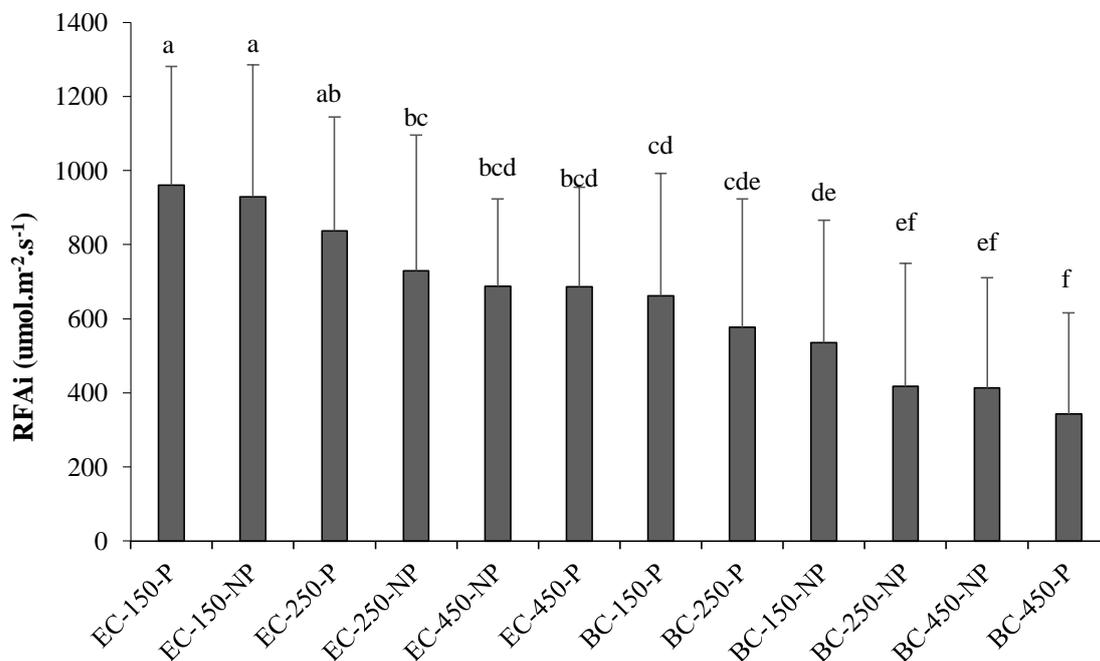


Figura 2.5: Radiación fotosintéticamente activa media (RFA_i; umol.m⁻².s⁻¹) de acuerdo a la posición (entre copas: EC; bajo copa: BC) densidad de plantas (150, 250 o 450 árboles.ha⁻¹) y el tratamiento de poda (P: podado; NP: no podado), para: marzo 2016 y septiembre 2016. Las barras de error corresponden al desvío estándar (DE) de la media. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

De todas formas, los efectos de la poda sobre la radiación que llega al sotobosque no tienen el mismo peso que la posición o la densidad de árboles, y no están relacionados con la hora del día. Es por ello que las comparaciones con la situación testigo se realizaron para cada estación teniendo en cuenta la posición, la densidad y el momento del día.

Durante el verano, la RFA_i media de los SSP, en términos de proporción de la RFA_i testigo, toma los valores más elevados del año; particularmente durante las horas cercanas al mediodía y en las posiciones EC de las parcelas de 150 y 250 árboles.ha⁻¹ (Figura 2.6A). En estos últimos casos, llega alrededor de un 90% de la radiación máxima.

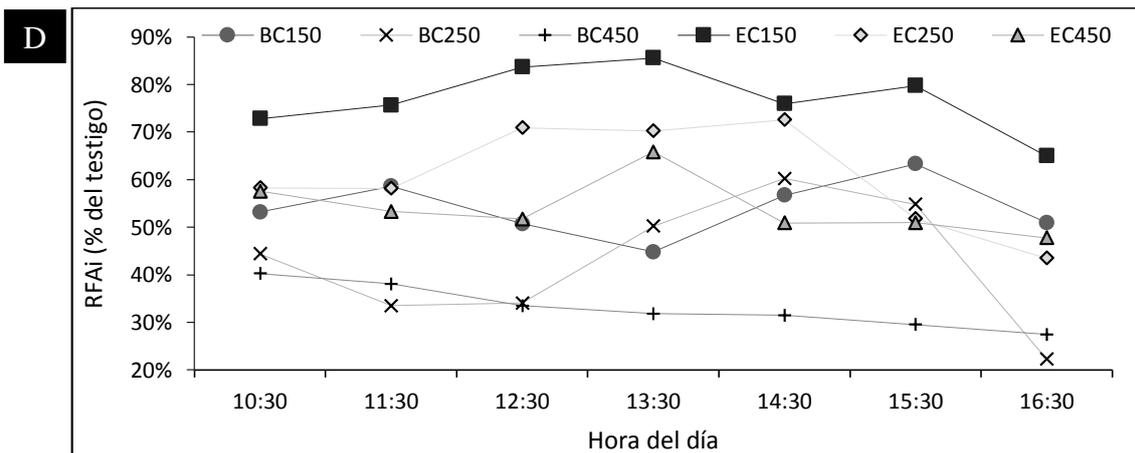
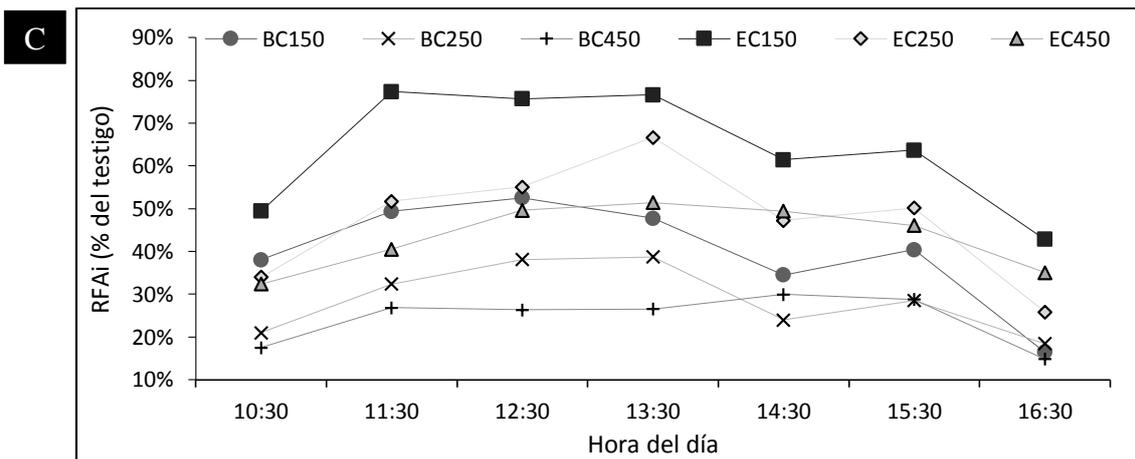
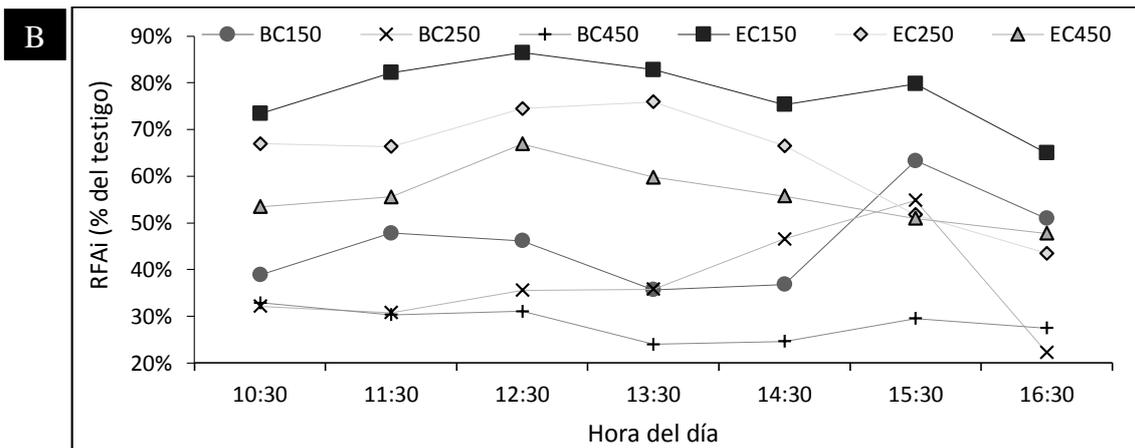
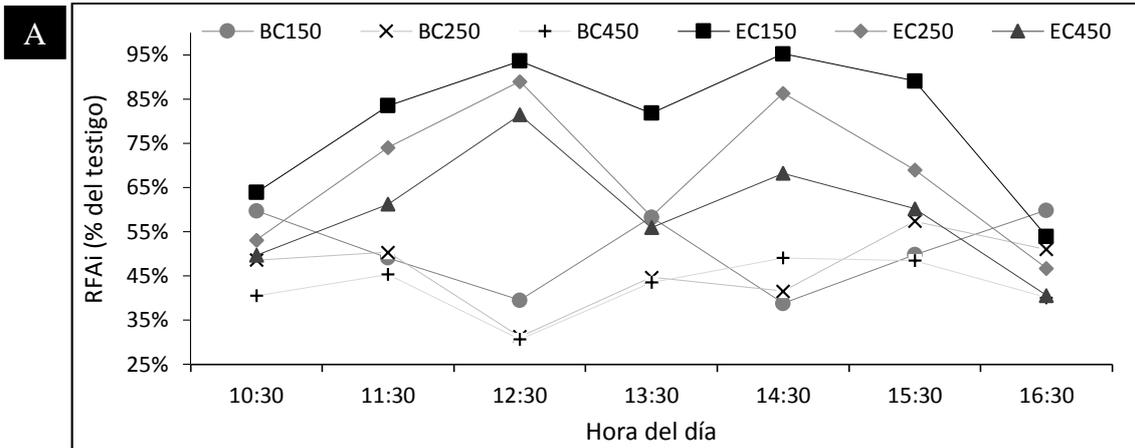


Figura 2.6: Radiación fotosintéticamente activa (RFA_i) de acuerdo a la posición (entre copas: EC; bajo copa: BC) y la densidad de árboles (150, 250 y 450 árboles.ha⁻¹) expresada como porcentaje de la RFA_i de la situación testigo (%); para: A- diciembre 2015; B- marzo 2016; C- junio 2016; y D- septiembre 2016.

En las primeras horas de la mañana y a medida que avanza la tarde, en la situación EC comienza a ser más importante el sombreado. En la situación BC, en cambio, la tendencia general parece indicar que los porcentajes disminuyen en las horas cercanas al mediodía y aumentan tanto por la mañana temprano como por la tarde. De todas formas, estos siempre se encuentran por debajo del 60% de la RFA_i de la situación testigo, y llegan a representar incluso menos del 35% en horas del mediodía (Figura 2.6A).

En los equinoccios en cambio, solo en la parcela de 150 árboles.ha⁻¹ al mediodía los valores superan el 80% de la radiación testigo (Figuras 2.6B y 2.6D). Al igual que en verano, en esta posición los porcentajes disminuyen por la mañana temprano y a medida que avanza la tarde, pero de manera menos marcada. En la posición BC, los porcentajes son similares a los de verano en las parcelas de 150 y 250 árboles.ha⁻¹, mientras que son marcadamente inferiores en las parcelas de 450 árboles.ha⁻¹. También los valores mínimos se encuentran en horas cercanas al mediodía para las parcelas de 150 árboles.ha⁻¹ y son del orden del 45%, mientras que los valores mínimos de las parcelas con 250 y 450 árboles.ha⁻¹ fueron registrados a las 16:30 (Figuras 2.6B y 2.6D).

Finalmente, durante el solsticio de invierno, los valores máximos de RFA_i del SSP son en la posición EC de las parcelas con 150 árboles.ha⁻¹ al mediodía, y representan aproximadamente el 75% de la radiación testigo (Figura 2.6C). Si bien las tendencias generales son las mismas que para los equinoccios, los porcentajes al comienzo y al final del día son menores. De hecho, en la posición EC de las parcelas con 450 árboles por hectárea, los valores máximos de RFA_i representan alrededor del 50% de la radiación de la situación testigo, lo que coincide con lo registrado en la posición BC de las parcelas con 150 árboles.ha⁻¹ durante el mismo período. En la posición BC de las parcelas de 250 y 450 árboles.ha⁻¹ los valores máximos son alrededor del 40 y 30% de la radiación testigo respectivamente; y los valores mínimos se encuentran por debajo del 20% (Figura 2.6C).

Precipitación efectiva

El único factor que afectó significativamente la precipitación directa fue la posición del pluviómetro respecto a la proyección vertical de la copa. En ese sentido, los pluviómetros ubicados EC recolectaron en promedio 1,21 mm (5,64%) más que los

pluviómetros ubicados BC (Tabla 2.1). Por otro lado, la precipitación total (P; co-variable utilizada) mostró una relación lineal altamente significativa ($p < 0,0001$) con la precipitación directa (Pd).

Tabla 2.1: Precipitación directa registrada en las posiciones bajo copa (BC) y entre copas (EC) en las parcelas de los sistemas silvopastoriles (SSP). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

Posición	Precipitación (mm)
EC	22,67 a
BC	21,46 b
p-valor	<0,00001
R ²	0,89

En base a estos resultados, se realizaron regresiones lineales independientes para cada posición. Los resultados del ajuste se presentan en la Tabla 2.2.

Tabla 2.2: Resultados del ajuste del modelo de regresión lineal para la estimación de la precipitación directa (Pd) a partir de la precipitación total (P) para las posiciones bajo copa (BC) y entre copas (EC). E.E.: error estándar; ECMP: error medio cuadrático de predicción; R²: coeficiente de determinación.

Posición	Estimación		E.E.		P - valor		R ²	ECMP
	a	b	a	b	a	b		
BC	-6,298	0,7962	0,31	0,007	< 0,0001	< 0,0001	0,88	51,28
EC	-6,313	0,8267	0,3	0,007	< 0,0001	< 0,0001	0,9	45,82

Para las dos posiciones, se encontraron evidencias altamente significativas de que el valor de los parámetros estimados es distinto de 0 ($p < 0,0001$). La bondad de ajuste de los modelos fue alta, dado que el R² fue 0,88 y 0,9 para BC y EC respectivamente. El ECMP fue de 51,28 (BC) y 45,82 (EC) lo cual representa un 33% de error medio para BC y un 30% en EC (Tabla 2.2). La comparación entre los ajustes de las curvas, arrojó como resultado la conveniencia de utilizar una función diferente para cada posición ($p < 0,0001$).

Tabla 2.3: Resultados del ajuste de los modelos de regresión lineal y exponencial, para la estimación del escurrimiento fustal (Pf) a partir de la precipitación total (P). E.E.: error estándar; ECMP: error medio cuadrático de predicción; R²: coeficiente de determinación; AIC: criterio de información de Akaike.

Modelo	Estimación		E.E.		P - valor		R ²	ECMP	AIC
	a	b	a	b	a	b			
Lineal	-0,13	0,03	0,07	0,002	0,0678	<0,0001	0,55	0,28	397,66
Exponencial	0,25	0,03	0,03	0,002	<0,0001	<0,0001	0,55	0,28	397,9

Tabla 2.4: Cálculo de la intercepción (I; %) y la precipitación efectiva (Pe; mm) de acuerdo a la densidad de plantas de las parcelas (150, 250 o 450 árboles.ha-1).

P	I-150 (%)	I-250 (%)	I-450 (%)	Pe-150 (mm)	Pe-250 (mm)	Pe-450 (mm)
1	100,00%	100,00%	100,00%	0,00	0,00	0,00
2	100,00%	100,00%	100,00%	0,00	0,00	0,00
3	100,00%	100,00%	100,00%	0,00	0,00	0,00
4	100,00%	100,00%	100,00%	0,00	0,00	0,00
5	100,00%	100,00%	100,00%	0,00	0,00	0,00
6	100,00%	100,00%	100,00%	0,00	0,00	0,00
7	100,00%	100,00%	100,00%	0,00	0,00	0,00
8	95,93%	95,61%	95,59%	0,33	0,35	0,35
9	87,26%	87,04%	87,03%	1,15	1,17	1,17
10	80,33%	80,19%	80,18%	1,97	1,98	1,98
15	59,51%	59,61%	59,61%	6,07	6,06	6,06
20	49,09%	49,29%	49,31%	10,18	10,14	10,14
25	42,83%	43,08%	43,10%	14,29	14,23	14,23
30	38,64%	38,92%	38,93%	18,41	18,33	18,32
35	35,64%	35,92%	35,94%	22,53	22,43	22,42
40	33,37%	33,65%	33,67%	26,65	26,54	26,53
45	31,60%	31,86%	31,87%	30,78	30,66	30,66
50	30,17%	30,40%	30,42%	34,91	34,80	34,79
55	28,99%	29,18%	29,20%	39,05	38,95	38,94
60	27,99%	28,14%	28,15%	43,20	43,12	43,11
65	27,13%	27,23%	27,23%	47,36	47,30	47,30
70	26,38%	26,41%	26,41%	51,53	51,51	51,51
75	25,71%	25,67%	25,67%	55,72	55,75	55,75
80	25,11%	24,99%	24,98%	59,92	60,01	60,02
85	24,55%	24,34%	24,32%	64,13	64,31	64,32
90	24,04%	23,72%	23,70%	68,37	68,65	68,67
95	23,55%	23,11%	23,08%	72,63	73,04	73,07
100	23,09%	22,51%	22,47%	76,91	77,49	77,53

El hecho de que el valor de la ordenada al origen (a) sea prácticamente el mismo para las dos posiciones indica que la cantidad de milímetros que deben precipitar para que comience a registrarse la precipitación debajo del dosel es la misma (Tabla 2.2). En eventos de precipitación con una intensidad por debajo de 7 mm, la precipitación directa medida a 1,3 m del suelo en los SSP es prácticamente nula. Las diferencias entre las

pendientes de las rectas indican que en la posición EC, la Pd es mayor a un mismo nivel de precipitación total, lo que coincide con los resultados de la comparación de medias (Tabla 2.2).

Por otro lado, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas en el escurrimiento fustal (Pf) de acuerdo a la densidad o a la poda. Sin embargo, se encontró una relación lineal altamente significativa entre el Pf y la P ($p < 0,0001$). Es por ello que se ajustó una única curva para todo el set de datos, comparando entre un modelo lineal y otro exponencial (Tabla 2.3).

La bondad de ajuste (R^2), el EMCP y AIC fue muy similar entre los dos modelos. Sin embargo, no existe evidencia estadísticamente significativa de que el valor del parámetro “a” del modelo lineal sea diferente de 0 ($p > 0,05$; Tabla 2.3), mientras que los dos parámetros del modelo exponencial son estadísticamente diferentes de 0 ($p < 0,0001$; Tabla 2.3). Es por ello que el modelo exponencial resulta más adecuado para explicar la relación entre el Pf y la P.

Finalmente, la intercepción (I) y la precipitación efectiva (Pe) fueron prácticamente iguales para todas las parcelas de los SSP (Tabla 2.4).

Humedad edáfica

La humedad edáfica no fue modificada por los factores densidad y poda para ninguna de las mediciones realizadas. Sin embargo, se encontraron diferencias estadísticamente significativas en los valores de humedad edáfica de acuerdo a la posición respecto a la proyección vertical de la copa, y entre los valores en estas posiciones y la situación testigo sin árboles.

Tabla 2.5: Humedad edáfica (% p/p) de acuerdo a la posición en los sistemas silvopastoriles (SSP), y en el testigo sin árboles. BC: bajo copa; EC: entre copas. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

Fecha	Contenido de humedad del suelo (% p/p)		
	EC	BC	Testigo
17/09/2015	2,91 a	2,9 a	3,25 a
22/01/2016	4,99 a	4,89 a	4,18 a
06/09/2016	3,13 a	3 a	3,93 a
07/12/2016	3,43 a	4 a	3,24 a
18/01/2017	5,6 a	5,61 a	6,1 a
09/02/2017	7,77 a	7,7 a	6,78 a
06/04/2017	11,00 a	10,72 a	9,82 a

15/10/2017	5,40 a	5,11 a	3,91 a
24/10/2015	9,19 a	8,1 b	8,89 a
15/06/2016	7,82 a	6,57 b	9,06 a
21/07/2016	6,97 a	6,03 b	8,74 a
24/05/2017	5,81 a	4,94 b	7,95 a
12/07/2017	9,36 a	7,79 b	9,82 a
22/12/2015	8,07 a	8,4 a	5,75 b
23/02/2016	9,74 a	8,37 b	6,99 b
22/03/2016	9,35 a	8,51 b	7,77 b
09/05/2016	9,81 a	8,44 b	8,05 b
08/11/2016	8,72 a	7,78 b	7,75 b

En general, en las mediciones donde el valor promedio de humedad se encontraba por debajo de 6% p/p, o que fueron realizadas en fechas cercanas a una precipitación, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las diferentes posiciones, como tampoco entre éstas y el testigo sin árboles (Tabla 2.5).

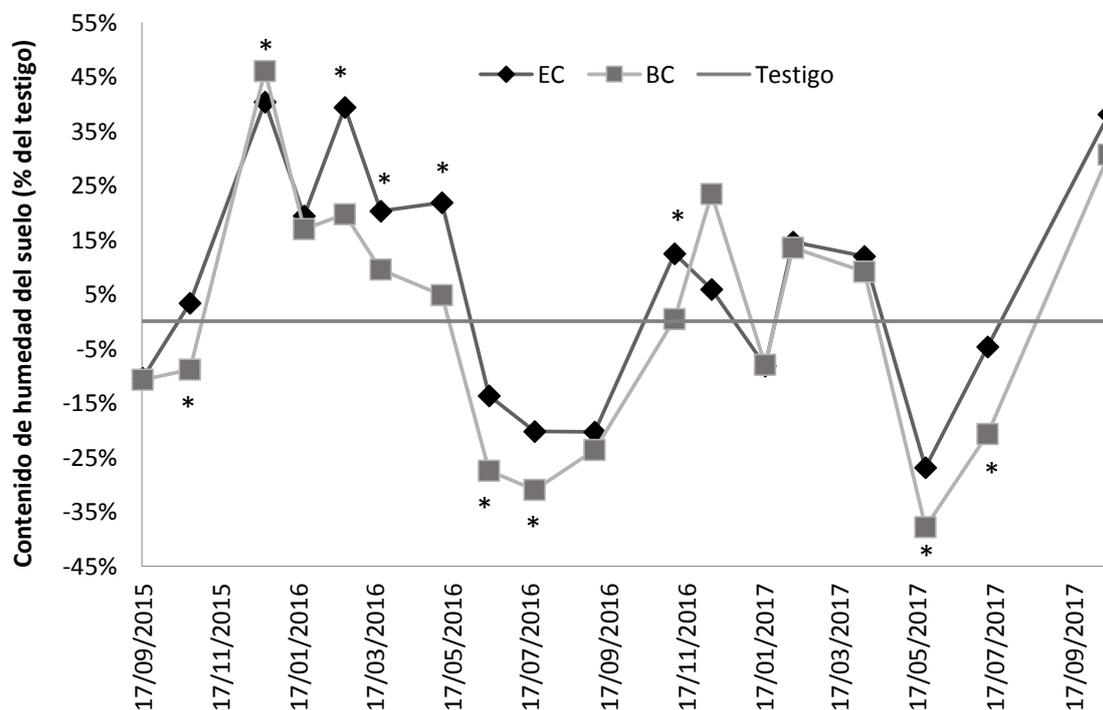


Figura 2.7: Diferencias en el contenido de humedad edáfica de las posiciones bajo copa (BC) y entre copas (EC), respecto al contenido de humedad de la situación testigo, expresadas en términos de porcentaje del testigo. Valores negativos indican mayor contenido de humedad en la situación testigo, mientras que valores positivos indican mayor contenido de humedad en las posiciones dentro de los sistemas silvopastoriles (SSP). * indica diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$).

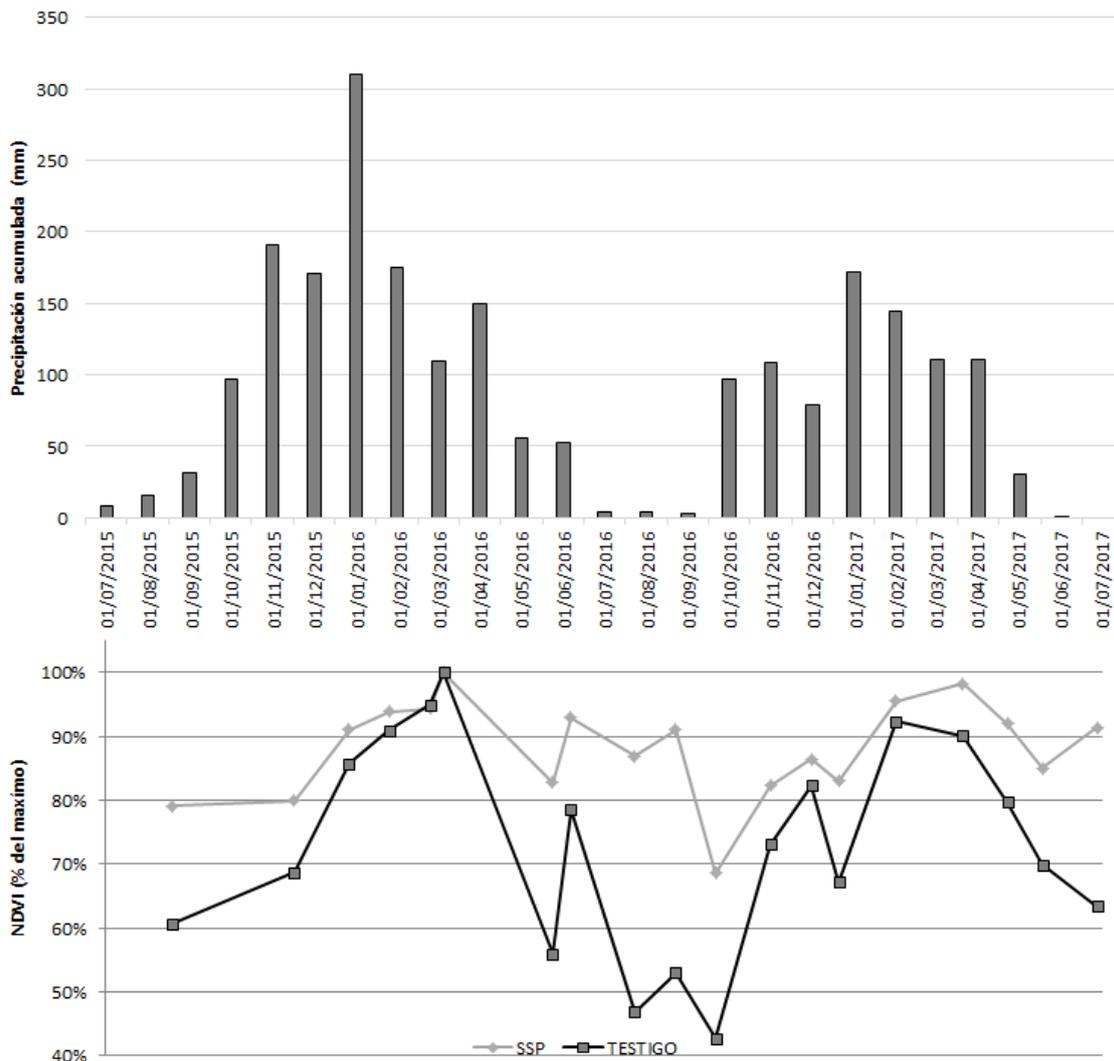


Figura 2.8: Evolución de las precipitaciones y el índice normalizado diferencial de vegetación (NDVI; % del máximo) a través del año para el período entre julio de 2015 y julio de 2017.

Sin embargo, durante el invierno y hasta el primer tercio de la primavera, el porcentaje de humedad en la posición BC es significativamente inferior al de la posición EC y al de la situación testigo (Tabla 2.5; Figura 2.7). Esto se encuentra relacionado con la marcada estacionalidad que caracteriza al clima de la región, donde la mayoría de los años las precipitaciones son muy escasas desde mediados de mayo a fines de octubre (Figura 2.8). Durante el mismo período, los valores de NDVI en los SSP fueron cercanos al 80% del valor máximo anual, mientras que en la situación testigo rondaron el 50% del valor máximo (Figura 2.8).

Finalmente, entre los meses de noviembre y abril, la humedad edáfica suele ser inferior en la situación BC y en el testigo sin árboles que en la situación EC. Los valores

de NDVI tanto en los SSP como en la situación testigo rondan el 90% del valor máximo (Figura 2.8).

IV. Discusión

Radiación fotosintéticamente activa

Si bien la tendencia general indicó que el sotobosque de los SSP recibe una menor RFA_i que la situación testigo, y que estas diferencias se acentúan a medida que aumenta la densidad de árboles, los resultados fueron diferentes de acuerdo a la estación, dado que el ángulo de inclinación con el que impactan los rayos solares sobre la superficie de la tierra cambia de acuerdo al momento del año y al momento del día (Bellón, 1988). El ángulo de inclinación de los rayos aumenta desde la salida del sol hasta el mediodía, y comienza a descender desde el mediodía hasta la puesta del sol. Como consecuencia, las sombras proyectadas por la mañana temprano y a medida que avanza la tarde son más largas que las proyectadas al mediodía. Este hecho genera que durante estos momentos del día, bajo la copa de los árboles las sombras proyectadas no sean las del propio árbol, sino la de algún otro árbol adyacente. Es por ello que la RFA_i de las posiciones BC y EC difiere muy poco temprano por la mañana o al finalizar la tarde, y este fenómeno fue más marcado en invierno que en verano (Collet, 2010).

En horas del mediodía, en cambio, la mayor inclinación de los rayos solares genera que las sombras proyectadas en las posiciones BC sean de la copa del mismo árbol, lo que significa que la longitud de las mismas es mucho menor, y coincide con el momento donde las posiciones EC presentan valores de RFA que son muy similares a los de la situación testigo sin árboles. Este efecto es más marcado en el verano, donde el sol se mantiene alto sobre la línea del horizonte durante mayor tiempo. En relación a lo anterior, en un estudio donde se midió la RFA incidente en SSP formados por callejones de 8 y 12 m entre hileras de pino híbrido, Pachas *et al.* (2009) encontraron que la radiación recibida en los callejones era menor en el invierno que en el verano. Tal es así, que en el centro de los callejones orientados E-O la RFA en invierno fue del 40% de la RFA del sitio testigo sin árboles, mientras que en verano no hubo disminuciones de la RFA en el centro de los callejones. La posición en el centro de los callejones en el estudio anterior, es análoga a la posición EC en el presente trabajo, por lo cual, la RFA disminuye a medida que aumentan a longitud de las sombras.

Sin embargo, la densidad de árboles tiene un rol fundamental al analizar la RFA en las posiciones EC. Al igual que lo encontrado por Gálhidy *et al.* (2006), quienes

determinaron que el tamaño de los parches sin árboles influía sobre la radiación incidente en el sotobosque de plantaciones costeras de Hungría, el tamaño de los parches EC en los SSP tiene efectos sobre los niveles de RFA. Los tratamientos con 150, 250 y 450 árboles.ha⁻¹ tienen un distanciamiento medio entre árboles de 8,16, 6,32 y 4,71 m respectivamente, y en muchos casos, gran parte de esa distancia es ocupada por la copa de los árboles. Es por ello que los parches EC son de mayor tamaño a medida que disminuye la densidad de árboles. En consecuencia, existe una relación clara entre la época del año, la hora del día y la densidad de árboles respecto de la RFA del sotobosque, dado que tanto la época del año como la hora del día definen la inclinación de los rayos solares (y por ende la longitud de las sombras), mientras que la densidad de árboles determina el tamaño de los parches EC. En un estudio realizado en el Reino Unido en un SSP de ocho años de edad, Bergez *et al.* (1997) encontraron que la radiación que llegaba al sotobosque de los sistemas era mayor en las parcelas con 100 árboles.ha⁻¹ que en las de 400 árboles.ha⁻¹. La disminución en la RFA fue de alrededor del 30% de la radiación testigo en las parcelas de 400 árboles.ha⁻¹ que tenían los árboles de mayor tamaño.

Por otro lado, la cobertura de copas parece no ser el único factor que define la penetración de la RFA. La cobertura de copas en la situación bajo estudio fue de alrededor de 30, 55 y 60% para las densidades de 150, 250 y 450 árboles.ha⁻¹ respectivamente. Guevara Escobar *et al.* (2012) encontraron que con una cobertura del dosel de 44%, la RFA se redujo en promedio un 75% en una plantación de Eucalipto de México. La plantación consistía de árboles de 5 años de edad en densidades de 950 árboles.ha⁻¹. En este caso, la densidad de árboles y el hecho de que los mismos no fueran podados (vestidos desde la base) parecen explicar mejor las disminuciones en la RFA que la cobertura de copas. En contraste con el caso bajo estudio, la razón de que la poda haya tenido un efecto sobre la RFA solo en situaciones particulares, puede deberse a que la especie *Pinus elliottii* tiene una alta capacidad de poda natural, por lo que la mayoría de los árboles de los SSP tenían al menos tres metros de fuste libre de copa, en comparación con los cuatro metros y medio de los árboles podados.

Precipitación efectiva

Las pérdidas por intercepción usualmente se encuentran entre 9 y 48% de las precipitaciones totales en bosques templados (Hormann *et al.*, 1996; Pypker *et al.*, 2005). Mientras mayor sea el efecto de la intercepción, mayor es su peso sobre la evapotranspiración (ET) del sistema. Lógicamente, si gran parte de la ET corresponde a

agua que se evapora del follaje y no llega al suelo, menos agua es transpirada por las plantas, lo que reduce el tiempo en que los estomas se encuentran abiertos y son capaces de fijar carbono a través del proceso fotosintético (Licata *et al.*, 2011).

Para el periodo bajo estudio, la precipitación media para un evento de precipitación fue de entre 20 y 25 mm, de los cuales 9-10 mm no llegan al suelo en ninguna de las combinaciones de los SSP (lo que representa 42-49% de intercepción). Estos valores coinciden con lo encontrado por Besteiro y Rodríguez Vagaría, (2012) quienes encontraron que cuando las precipitaciones medias no superan 30 mm, estas son retenidas mayoritariamente por el follaje forestal, con valores que alcanzan el 50,5 % de intercepción en plantaciones de *Pinus radiata* de 30 años de edad con un espaciamiento de 2,5 x 2,5 metros. Estos mismos autores señalan que a medida que la intensidad de las precipitaciones aumenta, las pérdidas por intercepción representan un porcentaje cada vez menor de las precipitaciones, lo cual coincide con lo encontrado en este trabajo.

En un ensayo comparativo realizado en el noroeste de la Patagonia, en rodales de Ciprés de la cordillera y Pino ponderosa con similares densidades de árboles, Licata *et al.* (2011), encontraron valores de intercepción de las precipitaciones anuales del orden de 35% a 44% y 17% a 22% para Ciprés y Pino respectivamente. Estos autores atribuyeron estos resultados a las diferencias en la arquitectura del canopeo entre las especies.

Los resultados presentados en esta tesis indican que las diferencias en la precipitación directa (Pd) para las posiciones BC y EC son del orden del 5-6%. Estos resultados coinciden con lo encontrado por Gyenge *et al.* (2002) quienes también midieron la Pd en plantaciones de pino ponderosa con densidades de 350 y 500 árboles por hectáreas (podados y no podados), y determinaron que las diferencias entre posiciones (BC y EC) fueron de alrededor del 5% en los tratamientos de 350 árboles.ha⁻¹ y del 4% en los de 500 árboles.ha⁻¹. Al igual que en este trabajo, estos autores no encontraron diferencias entre densidades en términos de Pd (< 3%).

En los sistemas bajo estudio, el escurrimiento fustal (Pf) representa alrededor del 3% de la precipitación. Estos resultados coinciden con lo encontrado en otros trabajos donde el Pf representó entre 1,5 y 3,6% de la precipitación total (Licata *et al.*, 2011; Besteiro y Rodríguez Vagaría, 2012). Sin embargo, los valores de Pf pueden fluctuar de acuerdo a la intensidad de las precipitaciones, la época del año y las características propias de cada uno de los rodales (densidad, tratamientos culturales, cobertura). Además, en sitios donde el agua es un recurso limitado, una mayor proporción de la precipitación anual es evaporada hacia la atmosfera directamente desde el canopeo, lo que deja una

proporción relativamente baja de agua que pueda caer al suelo en forma de escurrimiento fustal (Zhang *et al.*, 2001; Wilcox *et al.*, 2003; Le Maitre, 2004; Huxman *et al.*, 2005). En ese sentido, el ajuste del modelo exponencial representa mejor la naturaleza del fenómeno de escurrimiento fustal, dado que en líneas generales aumenta su proporción sobre la precipitación total (P) a medida que la P se incrementa.

Finalmente, los modelos ajustados para la estimación de la Pd y el Pf a partir de la P, tuvieron errores de predicción que podrían parecer elevados (> 30%), pero que teniendo en cuenta la gran variabilidad que existe en estas variables dentro de un mismo evento de precipitación, resultan (subjetivamente) aceptables. De hecho, autores como Pypker *et al.* (2005) encontraron errores de entre 36 y 91% cuando intentaron modelar la interceptación para tormentas individuales, mientras que cuando la estimación se hacía para toda la temporada, los errores fueron menores al 4%.

Dado que las diferencias en la Pd entre EC y BC fueron de alrededor del 6%, y que no hubo diferencias en el Pf entre tratamientos, la interceptación (I) y la precipitación efectiva (Pe) son prácticamente iguales para todas las parcelas de los SSP. Esto se debe a que, si bien hay mayor proporción de espacio EC en las parcelas con 150 árboles.ha⁻¹ y por ende una mayor Pd, en las parcelas con mayor densidad de árboles habría potencialmente un mayor Pf (al haber un mayor número de árboles), lo cual genera un efecto de compensación (Tabla 2.4).

Humedad edáfica

En este trabajo, se determinó que cuando el promedio de la humedad edáfica fue menor que el 6%, los tratamientos no mostraron diferencias significativas entre sí, lo que coincide con lo documentado por otros autores como Bucheli *et al.* (2013); quienes no encontraron diferencias en la humedad edáfica en sitios donde crecían árboles con estrategias de uso del agua contrastantes. Lo mismo ocurrió cuando las determinaciones de humedad fueron realizadas pocos días después de un evento de precipitación que fuera lo suficientemente intenso como para recargar la capa superficial del suelo.

Los resultados de este trabajo también indican que en la estación seca, el contenido de humedad edáfica es menor bajo la copa de los árboles de pino que en el arbustal testigo, y que en las posiciones entre copas. Esto se relaciona al mismo tiempo con un mayor nivel de NDVI en las parcelas de los SSP en relación al de la situación testigo. La escasez de precipitaciones, en conjunto con la disminución de las temperaturas que caracterizan a la época invernal, genera que la vegetación natural entre en una fase de latencia invernal.

A modo de ejemplo, la especie arbustiva que domina la situación testigo (*Baccharis aliena*) pierde sus hojas a comienzos de mayo, y reinicia la foliación entrada la primavera. En los SSP, a diferencia de lo que ocurre en la situación testigo, los árboles de Pino mantienen sus hojas y continúan transpirando incluso avanzada la época más fría del año. En un estudio realizado en la selva de las Yungas (bosques de montaña subtropicales), Zamora Nasca *et al.* (2015) encontraron que bosques secundarios de la especie exótica invasora *Ligustrum lucidum* Aiton. presentaron mayores valores de NDVI (8,5%) que los bosques nativos, y un contenido de humedad edáfica hasta 32% menor durante los meses de invierno (de menores precipitaciones).

En primavera-verano, sin embargo, los sitios entre copas presentaron mayores valores de humedad edáfica que los sitios bajo copa y que la situación testigo. Durante este período, las leñosas (árboles en los SSP, arbustos en la situación testigo) se encuentran en su época de mayor crecimiento y, por ende, consumo de agua. Es por ello que las posiciones más alejadas al árbol en los SSP mantienen niveles de humedad edáfica más elevados que aquellas posiciones más cercanas a este, o que los valores registrados en la situación testigo, donde el arbusto crece en densidades de hasta 5000 árboles.ha⁻¹. En general, los sistemas que incluyen leñosas tienen un mayor consumo de agua que los cultivos herbáceos, y este efecto puede ser más marcado cuando las plantaciones o bosques tienen altas densidades y no son manejados mediante prácticas silviculturales como el raleo y/o la poda (Droppelmann *et al.*, 2000). Los espacios entre copas funcionan como parches herbáceos (de mayor o menor tamaño de acuerdo al tratamiento de densidad), en donde las especies que crecen no solo tienen una menor capacidad de consumo de agua que los árboles de pino, sino que además crecen bajo la sombra durante gran parte del día lo cual disminuye la demanda atmosférica y, por lo tanto, la evapotranspiración (Caballé, 2009).

El hecho de que la humedad del suelo en las épocas de mayor demanda sea similar en el arbustal y en las posiciones bajo copa, coincide con lo encontrado por Moreno y Rolo (2011) quienes al evaluar el efecto de la matorralización de las dehesas en España, encontraron que arbustos de sistema radicular poco profundo como *Cistus ssp.* redujeron significativamente la disponibilidad de agua en todo el perfil del suelo. La hipótesis que surge a partir de los resultados de este trabajo es que *Baccharis aliena* estaría también consumiendo rápidamente el agua del suelo durante el verano, y que esto afecta negativamente a la vegetación herbácea que crece en conjunto con dicho arbusto.

Finalmente, los efectos de facilitación encontrados entre la leñosa y las herbáceas que crecen en las posiciones EC, pueden verse modificados si no se continua con el manejo de los SSP, dado que a medida que pasa el tiempo, en general la distribución de los recursos se va haciendo cada vez más favorable a los arboles de pino (Pollock *et al.*, 2009), y esto podría empezar a notarse en las parcelas con mayor densidad de árboles.

V. Conclusiones

La radiación que llega al sotobosque de los sistemas silvopastoriles depende de una combinación de factores que incluyen la época del año, el momento del día, la posición respecto a la copa, la densidad de árboles y ocasionalmente la poda. Si bien se trata de un fenómeno muy complejo, fue posible identificar ciertos patrones que servirán para modelar la producción de biomasa en los sistemas estudiados. Los patrones identificados corroboran la hipótesis planteada al inicio del capítulo, dado que la radiación que llega al sotobosque disminuye a medida que aumenta la cobertura arbórea, siendo menor bajo las copas de los pinos que en los espacios entre copas, y disminuyendo a medida que aumenta la densidad de árboles.

Las pérdidas por intercepción demostraron ser un factor de gran importancia en la regulación de la entrada de agua a los sistemas silvopastoriles, dado que representan alrededor del 40% del volumen precipitado. Si bien la modelación de los procesos que determinan dichas pérdidas resultó compleja, y supuso errores de predicción considerables (principalmente en eventos de precipitación individuales), los resultados son muy similares a los encontrados por otros autores. Los resultados obtenidos refutan la hipótesis planteada al inicio, dado que no hubo diferencias en la precipitación efectiva entre las posiciones bajo copa y entre copa, dado que el efecto de la mayor intercepción bajo las copas es contrarrestado por el aporte de agua del escurrimiento fustal.

En conjunto, los patrones de precipitación y el índice normalizado diferencial de vegetación permitieron explicar las diferencias en la dinámica de la humedad edáfica entre tratamientos. Los resultados obtenidos permitieron corroborar las hipótesis planteadas al inicio, dado que la disponibilidad de agua en el suelo superficial fue mayor en los parches entre copas que bajo la copa durante la época estival; y que la disponibilidad de agua en el suelo superficial en la situación testigo fue mayor que en los sistemas silvopastoriles durante la época invernal, y menor a la disponibilidad entre copas en la época estival.

VI. Bibliografía

- Bellón, C. A. (1988). *Asoleamiento*. Dpto de Ingeniería Rural. Cátedra de Planificación de Espacios Verdes. Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires.
- Bergez, J. É., Dalziel, A. J. I., Duller, C., Eason, W. R., Hoppe, G., y Lavender, R. H. (1997). Light modification in a developing silvopastoral system in the UK: a quantitative analysis. *Agroforestry systems* 37(3): 227-240.
- Besteiro, S. I., y Rodríguez Vagaría, A. M. (2012). Redistribución de las precipitaciones sobre plantaciones forestales en un predio del partido de La Plata, Buenos Aires. *Revista de la Facultad de Agronomía (La Plata)* 111(2): 75-82.
- Bucheli, P., Benjamin, T., y Rusch, G. M. (2013). Estrategias de los árboles para el uso eficiente del agua y tolerancia a la sequía en sistemas silvopastoriles. *Agroforestería en las Américas* 50: 53-84.
- Caballé, G., Fernández, M. E., Gyenge, J., Rusch, V., Lantschner, V., Villacide, J., y Schlichter, T. M. (2009). Plantaciones densas vs. plantaciones ralas con pino ponderosa en el NO de Patagonia: análisis de aspectos ambientales y productivos relevantes. En *Actas: 1º Congreso nacional de sistemas silvopastoriles. Posadas, Misiones, Argentina*. 14 al 15 de mayo de 2009. p 156-164.
- Caballé, G. (2013). Efecto interactivo de la defoliación del estrato herbáceo y la cobertura del estrato arbóreo sobre el crecimiento del estrato herbáceo en sistemas silvopastoriles. Tesis Doctoral, FA-UBA. 216 p.
- Calera, A., Campos, I., y Garrido, J. (2014). Determinación de las necesidades de agua y de riego mediante estaciones meteorológicas y series temporales de imágenes multiespectrales. En *Actas Jornada técnica de innovación en gestión del regadío mediante redes agroclimáticas, teledetección y sistemas de información. CENTER, MAGRAMA*.
- Carranza, C. y Ledesma, M. (2005). Sistemas silvopastoriles en el Chaco Árido. *IDIA XXI Forestales. INTA* 8: 240-246.
- Collet, L. 2010. *Diseño Bioclimático solar*. Apunte sobre Asoleamiento. Universidad Católica de Córdoba.
- Cordoba Sanchez, E., y Hernandez Daumas, S. (2003). Competencia por luz en sistemas silvopastoriles. *ECOfronteras* 18: 21-23.
- Curran, P. J., Dungan, J. L., y Gholz, H. L. (1992). Seasonal LAI in slash pine estimated with Landsat TM. *Remote Sensing of Environment* 39(1): 3-13.
- Di Rienzo J. A., Casanoves F., Balzarini M. G., Gonzalez L., Tablada M. y C. W. Robledo. InfoStat versión (2013). Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Díaz García, C. J. J. (2015). Estudios de índices de vegetación a partir de imágenes aéreas tomadas desde UAS/RPAS y aplicaciones de estos a la agricultura de precisión. *Madrid, España*.
- Droppelmann, K. J., Lehmann, J., Ephrath, J. E., y Berliner, P. R. (2000). Water use efficiency and uptake patterns in a runoff agroforestry system in an arid environment. *Agroforestry systems* 49(3): 223-243.
- Fernández, M. E., Gyenge, J. E., Dalla Salda, G., y Schlichter, T. M. (2002). Silvopastoral systems in northwestern Patagonia. I: growth and photosynthesis of *Stipa speciosa* under different levels of *Pinus ponderosa* cover. *Agroforestry systems* 55(1): 27-35.
- Fernández, M. E. (2003). Influencia del componente arbóreo sobre aspectos fisiológicos determinantes de la productividad herbácea en sistemas silvopastoriles de la Patagonia Argentina. Tesis Doctoral.

- Fernández, M. E., Gyenge, J., Licata, J., Schlichter, T., y Bond, B. J. (2007). Balance of competitive and facilitative effects of exotic trees on a native Patagonian grass. *Plant Ecology* 88(1): 67-76.
- Fernández, M. E., Gyenge, J., Licata, J., Schlichter, T., y Bond, B. J. (2008). Belowground interactions for water between trees and grasses in a temperate semiarid agroforestry system. *Agroforestry Systems* 74(2): 185-197.
- Gálhidy, L., Mihók, B., Hagyó, A., Rajkai, K., y Standovár, T. (2006). Effects of gap size and associated changes in light and soil moisture on the understory vegetation of a Hungarian beech forest. *Plant Ecology* 183(1): 133-145.
- Guevara Escobar, A., Cervantes Jiménez, M., Suzán Azpiri, H., González Sosa, E., y Saavedra, I. (2012). Producción de pasto Rhodes en una plantación de eucalipto. *Agrociencia* 46(2): 175-188.
- Gyenge, J. E., Fernández, M. E., Dalla Salda, G., y Schlichter, T. M. (2002). Silvopastoral systems in Northwestern Patagonia II: water balance and water potential in a stand of *Pinus ponderosa* and native grassland. *Agroforestry Systems* 55(1): 47-55.
- Hörmann, G., Branding, A., Clemen, T., Herbst, M., Hinrichs, A., y Thamm, F. (1996). Calculation and simulation of wind controlled canopy interception of a beech forest in Northern Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 79: 131-148.
- Huber, J. A., y Oyarzún, O. (1983). Precipitación neta e interceptación en un bosque adulto de *Pinus radiata* (D. Don). *Bosque* 5(1):13-20.
- Huxman, T. E., Wilcox, B. P., Breshears, D. D., Scott, R. L., Snyder, K.A., Small, E. E., Hultine, K., Pockman, W. T., y Jackson, R. B. (2005). Ecohydrological implications of woody plant encroachment. *Ecology* 86(2): 308-319.
- Jones, M., Sinclair, F. L., y Grime, V. L. (1998). Effect of tree species and crown pruning on root length and soil water content in semi-arid agroforestry. *Plant and soil* 201(2): 197-207.
- Jose, S., Gillespie, A. R., y Siefert, J. E. (1995). Microenvironmental and physiological basis for temporal reduction in crop production in an Indiana alley cropping system. In *Proceedings of the 4th North American Agroforestry Conference: Growing a Sustainable Future*. Eds. J. H. Ehrenreich, D. L. Ehrenreich and H. W. Lee. p. 54-56.
- Kho, R. M. (2000). A general tree-environment-crop interaction equation for predictive understanding of agroforestry systems. *Agricultural Ecosystems Environment* 80: 87-100.
- Kiviste, A., Alvarez González J. G., Rojo Alboreca A., y Ruiz González, A. D. (2002). *Funciones de crecimiento de aplicación en el ámbito forestal*. Ministerio de Ciencia y Tecnología. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. Madrid. España.
- Koukoura, Z., y Kyriazopoulos, A. (2007). Adaptation of herbaceous plant species in the understory of *Pinus brutia*. *Agroforestry systems* 70(1): 11-16.
- Lacorte, S. M., y Esquivel, J. I. (2009). Sistemas silvopastoriles en la Mesopotamia Argentina. Reseña del conocimiento, desarrollo y grado de adopción. En *Actas: 1º Congreso nacional de sistemas silvopastoriles*. Posadas, Misiones, Argentina. 14 al 15 de mayo de 2009. p 70-82.
- Le Maitre, D. C., Scott, D. F., y Colvin, C., (1999). A review of information on interactions between vegetation and groundwater. *Water SA* 25(2): 137-152.
- Le Maitre, D. C. (2004). Predicting invasive species impacts on hydrological processes: the consequences of plant physiology for landscape processes. *Weed Technology* 18: 1408-1410.

- Lehmann, J., Peter, I., Steglich, C., Gebauer, G., Huwe, B., y Zech, W., (1998). Belowground interactions in dryland agroforestry. *Forest Ecology and Management* 111: 157–169.
- Licata, J. A., Pypker, T. G., Weigandt, M., Unsworth, M. H., Gyenge, J. E., Fernández, M. E., ... y Bond, B. J. (2011). Decreased rainfall interception balances increased transpiration in exotic ponderosa pine plantations compared with native cypress stands in Patagonia, Argentina. *Ecohydrology* 4(1): 83-93.
- Lin, C. H., Mcgraw, R. L., George, M. F., y Garrett, H. E. (1999). Shade effects on forage crops with potential in temperate agroforestry practices. *Agroforestry systems* 44: 109–119.
- Moreno, G., y Rolo, V. (2011). Dinámica del uso del agua edáfica entre estratos vegetales de dehesas matorralizadas del suroeste de la península ibérica. *Estudios en la Zona no Saturada del Suelo* 10: 53-58.
- Neel, J. P. S., Feldhake, C. M., y Belesky, D. P. (2008). Influence of solar radiation on the productivity and nutritive value of herbage of cool-season species of an understorey sward in a mature conifer woodland. *Grass and Forage Science* 63: 38–47.
- Pachas, A. N., Fassola, H. E., y Lacorte, S. M. (2009). Asignación de biomasa aérea y radical en plantas de *Axonopus catarinensis* bajo diferentes niveles de luz y agua. En *Actas: 1º Congreso nacional de sistemas silvopastoriles. Posadas, Misiones, Argentina*. 14 al 15 de mayo de 2009.
- Peri, P. L., Sturzenbaum, M. V., Monelos, L., Livraghi, E., Christiansen, R., Moreto, A., y Mayo, J. P. (2005). Productividad de sistemas silvopastoriles en bosques nativos de ñire (*Nothofagus antarctica*) de Patagonia Austral. In *Actas III Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano, Comisión Nuevas Tendencias Forestales (Vol. 10)*.
- Pincemin, J. M., Monlezun, S. J., Zunino, H., Cornaglia, P. S., y Borodowski, E., (2007). Sistemas Silvopastoriles en el Delta del Río Paraná: Producción de materia seca y estructura de gramíneas templadas bajo álamos. APPA ALPA-Cusco, Perú. En *Actas de la XX Reunión Latinoamericana de Producción Animal, V Congreso Internacional de Ganadería de Doble Propósito, Cuzco*.
- Pollock, K. M., Mead, D. J., y McKenzie, B. A. (2009). Soil moisture and water use by pastures and silvopastures in a sub-humid temperate climate in New Zealand. *Agroforestry systems* 75(3): 223-238.
- Putuhena, W. M., y Cordery, I. (2000). Some hydrological effects of changing forest cover from eucalypts to *Pinus radiata*. *Agricultural and Forest Meteorology* 100: 59-72.
- Pypker, T. G., Bond, B. J., Link, T. E., Marks, D., y Unsworth, M. H. (2005). The importance of canopy structure in controlling the interception loss of rainfall: examples from a young and an old-growth Douglas-fir forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 130(1): 113-129.
- Rios, N., Andrade, H., e Ibrahim, M. (2008). Evaluación de la recarga hídrica en sistemas silvopastoriles en paisajes ganaderos. *Zootecnia Tropical* 26(3): 183-186.
- Rivas, R., Weinzettel, P., y Usunoff, E. (2005). Resultados preliminares de la estimación del estrés hídrico a partir de temperatura de superficie y NDVI. En *Actas II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de Hidrología Subterránea-Relación aguas superficiales-aguas subterráneas*. p. 195-202.
- Sampson, D. A., y Smith, F. W. (1993). Influence of canopy architecture on light penetration in lodgepole pine (*Pinus contorta* var. *latifolia*) forests. *Agricultural and Forest Meteorology* 64(1-2): 63-79.

- Schaller, M., Schroth, G., Beer, J., y Jiménez Otárola, F. (2001). Interacciones radiculares entre *Eucalyptus deglupta* y gramíneas competitivas. *Agroforestería en las Américas* 8(30): 44-47.
- Wilcox, B. P., Breshears, D. D., y Allen, C. D. (2003). Ecohydrology of a resourceconserving semiarid woodland: effects of scale and disturbance. *Ecological Monographs* 73(2): 223–239.
- Zamora Nasca, L., Montti, L., Grau, R., y Paolini, L. (2014). Efectos de la invasión del ligustro, *Ligustrum lucidum*, en la dinámica hídrica de las Yungas del noroeste Argentino. *Bosque (Valdivia)* 35(2): 195-205.
- Zhang, L., Dawes, W. R., y Walker, G. R. (2001). Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research* 37(3): 701–708.

VII. Anexo 2.1

Análisis del efecto de los tratamientos sobre la radiación fotosintéticamente activa incidente de acuerdo a la época del año y la hora del día.

En diciembre de 2015, se encontraron diferencias significativas entre densidades en los horarios: 10:30, 12:30, 13:30 y 16:30 (Figura 2.9A). En tres de estos casos, las parcelas de 250 árboles.ha⁻¹ presentaron valores intermedios entre los de las parcelas de 150 y 450 árboles.ha⁻¹, por lo que únicamente se pudieron diferenciar los valores de estos últimos dos tratamientos entre sí. Solo a las 13:30 las parcelas de menor densidad recibieron significativamente más radiación que las de mayor densidad.

La RFA_i media de la posición BC es 610,72 umol.m⁻².s⁻¹, y la media de las densidades dentro de esta posición es: 755, 688 y 637 umol.m⁻².s⁻¹ para los tratamientos de 150, 250 y 450 árboles.ha⁻¹ respectivamente.

Por otro lado, las mediciones realizadas tanto en marzo de 2016 como en septiembre de 2016, muestran que hubo diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos de densidad en todos los horarios excepto a las 10:30 y 13:30. En otoño, la densidad de 250 árboles.ha⁻¹ no difirió estadísticamente de la de 150 árboles.ha⁻¹ en ningún horario salvo a las 16:30 (Figura 2.9B).

En primavera, en cambio, la RFA_i de las parcelas de 250 árboles.ha⁻¹ fue significativamente menor a la de las parcelas con 150 árboles.ha⁻¹ a las 11:30 y 12:30 horas. En líneas generales, la RFA_i de las parcelas de 450 árboles.ha⁻¹ fue siempre menor a la de las parcelas de 150 árboles.ha⁻¹, y similar a la de las parcelas de 250 árboles.ha⁻¹ por la mañana (Figura 2.9D).

La RFA_i media de la posición BC en marzo de 2016 fue 437 umol.m⁻².s⁻¹, y la media de las densidades dentro de esta posición fue: 533, 447 y 336 umol.m⁻².s⁻¹ para los tratamientos de 150, 250 y 450 árboles.ha⁻¹ respectivamente. En septiembre de 2016 la RFA_i media de la posición BC fue 568 umol.m⁻².s⁻¹, y la media de las densidades dentro de esta posición fue: 677, 547 y 421 umol.m⁻².s⁻¹ para los tratamientos de 150, 250 y 450 árboles.ha⁻¹ respectivamente. Los resultados difieren entre los equinoccios, lo que se debe principalmente a la gran variabilidad que presentan las mediciones BC.

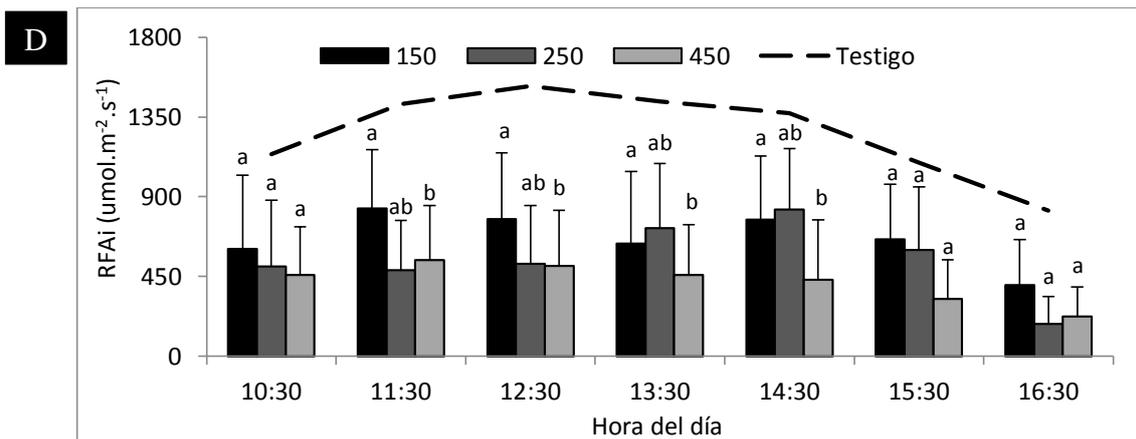
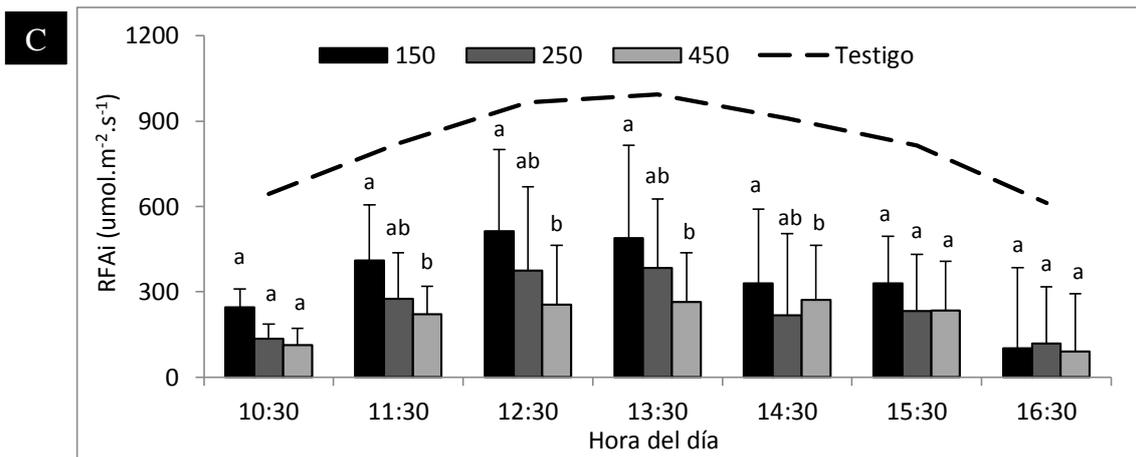
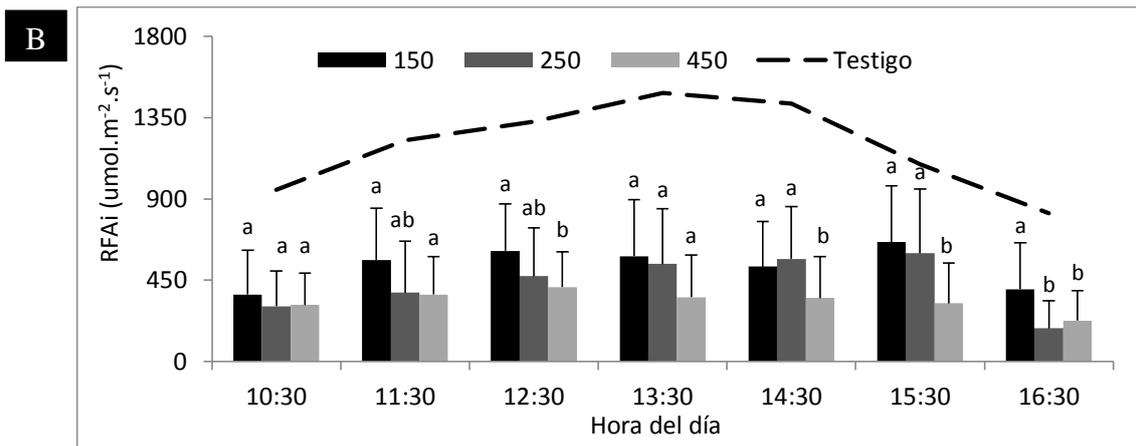
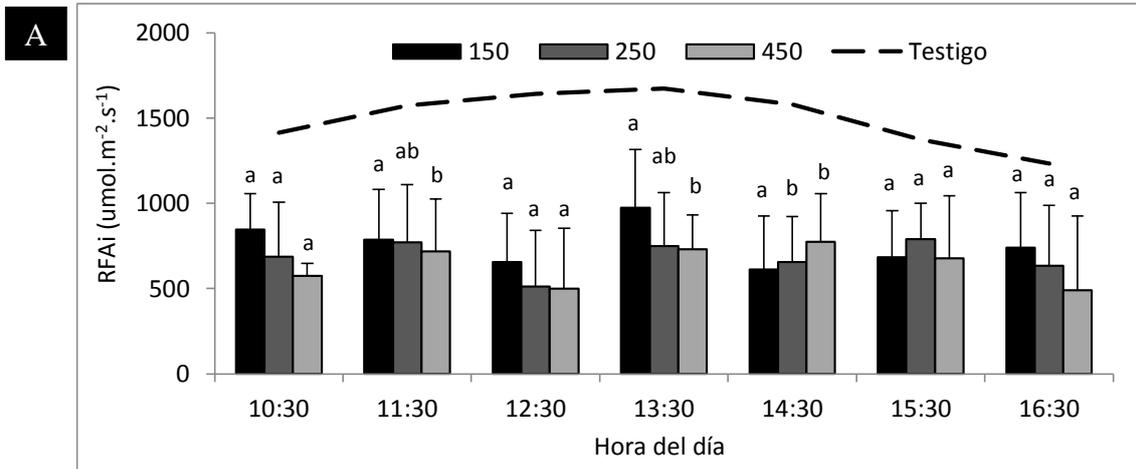


Figura 2.9: Radiación fotosintéticamente activa media (RFA_i; $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) para la posición bajo copa (BC) de acuerdo a la densidad de plantas (150, 250 y 450 árboles. ha^{-1}) y el momento del día, para: A- diciembre 2015; B- marzo 2016; C- junio 2016; y D- septiembre 2016. La línea punteada corresponde a la RFA_i media de la situación testigo. Las barras de error corresponden al desvío estándar (DE) de la media. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

Finalmente, en junio de 2016 se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos de densidad solo por la mañana (Figura 2.9C), siendo la RFA_i registrada en los tratamientos de 150 árboles. ha^{-1} mayor a la registrada en los de 450 árboles. ha^{-1} . La RFA_i en los tratamientos de 250 plantas por hectárea no difirió significativamente del resto de los tratamientos. La radiación media de la posición BC en junio de 2016 fue $264 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, y la media de las densidades dentro de esta posición fue: 339, 245 y 207 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ para los tratamientos de 150, 250 y 450 árboles. ha^{-1} respectivamente.

Al igual que en la posición BC, la densidad de árboles no tuvo un efecto constante sobre la RFA_i registrada en la posición EC, sino que dicho efecto varió de acuerdo a la estación y al momento del día. Sin embargo, la tendencia general marca que las parcelas con 150 árboles. ha^{-1} reciben un mayor flujo de radiación que las de 450 árboles. ha^{-1} , durante prácticamente todo el día (Figura 2.10).

En diciembre de 2015, se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos de densidad desde las 11:30 hasta las 15:30. Las parcelas con 150 árboles. ha^{-1} recibieron un mayor flujo de radiación que las de 450 árboles. ha^{-1} en toda esa franja horaria. Las parcelas con 250 árboles. ha^{-1} recibieron una RFA_i similar a la de 150 árboles. ha^{-1} en casi todos los horarios, exceptuando las 13:30 y 15:30, donde los valores fueron más similares a los de las parcelas con 450 árboles. ha^{-1} (Figura 2.10A). La RFA_i media de la posición EC en diciembre de 2016 fue $1053 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, y la media de las densidades dentro de esta posición fue: 1237, 1025 y 907 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ para los tratamientos de 150, 250 y 450 árboles. ha^{-1} respectivamente.

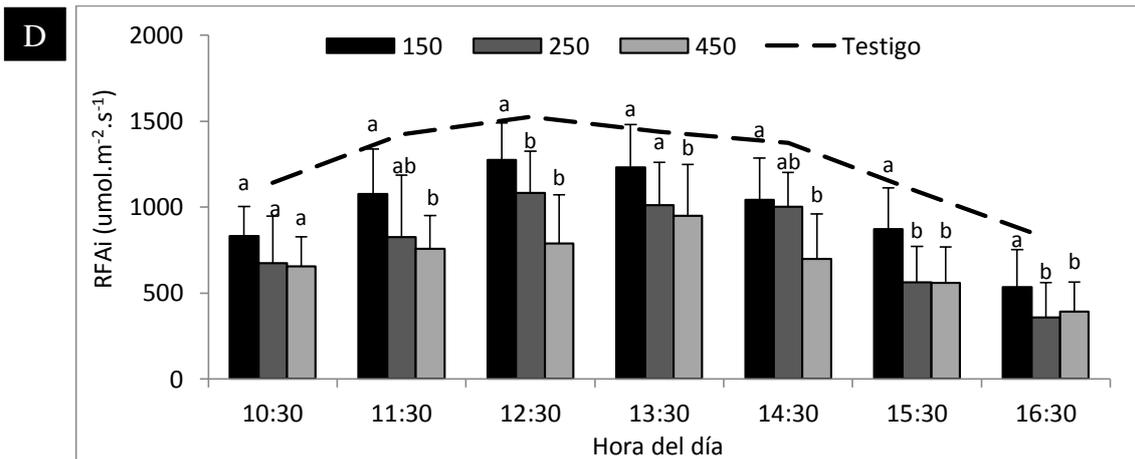
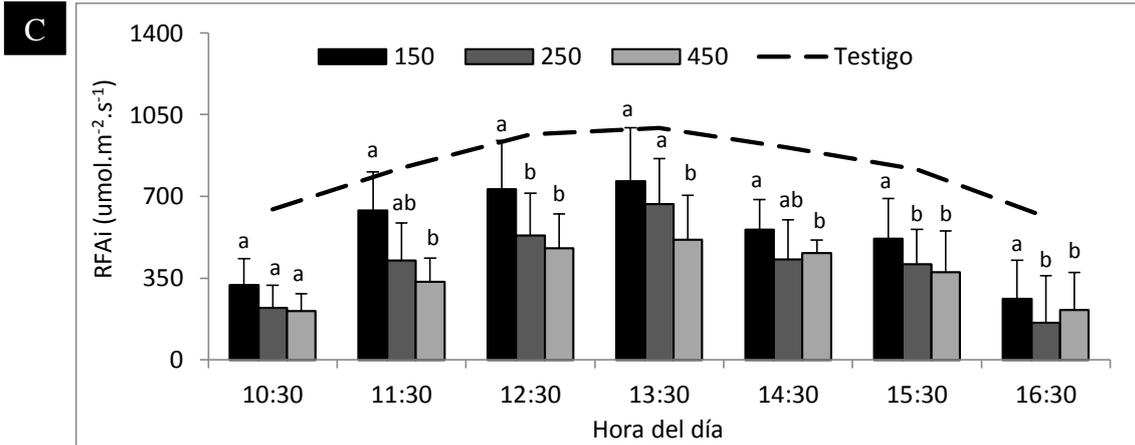
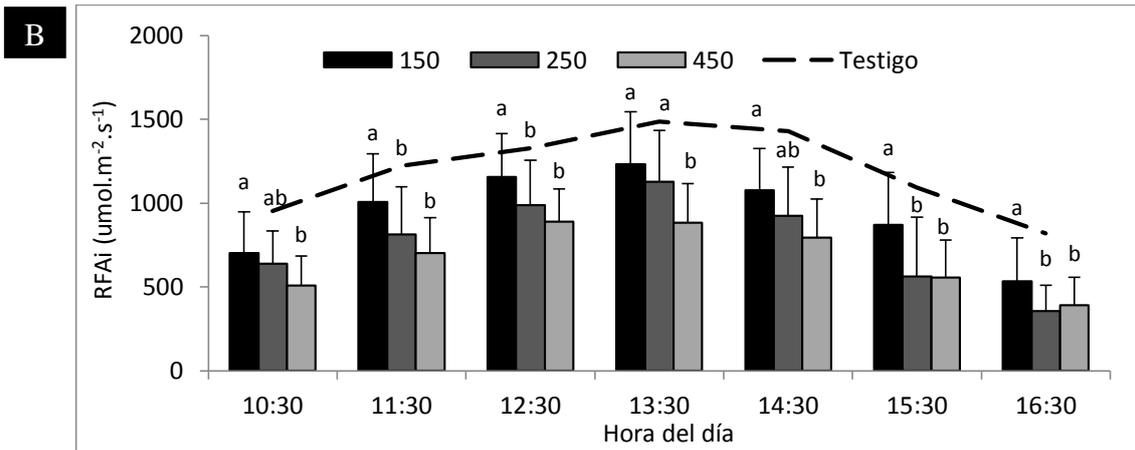
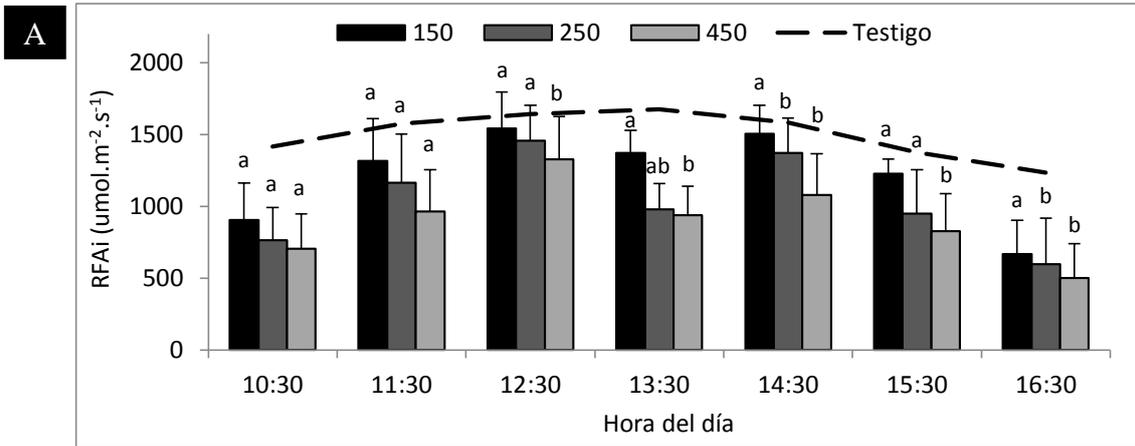


Figura 2.10: Radiación fotosintéticamente activa media (RFA_i ; $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) para la posición entre copas (EC) de acuerdo a la densidad de plantas (150, 250 y 450 árboles. ha^{-1}) y el momento del día, para: A- diciembre 2015; B- marzo 2016; C- junio 2016; y D- septiembre 2016. La línea punteada corresponde a la RFA_i media de la situación testigo. Las barras de error corresponden al desvío estándar (DE) de la media. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

Por otro lado, las mediciones realizadas tanto en marzo de 2016 como en septiembre de 2016 muestran que hubo diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos de densidad en todos los horarios. En otoño, la densidad de 250 árboles. ha^{-1} no difirió estadísticamente de la de 150 árboles. ha^{-1} solo a las 10:30 y a las 14:30 (Figura 2.10B). En el resto de los horarios el tratamiento con 150 árboles. ha^{-1} recibió una RFA_i significativamente superior a la de los tratamientos de mayor densidad. En primavera, los resultados fueron muy similares, dado que la RFA_i medida en el sotobosque de las parcelas de 250 árboles. ha^{-1} fue significativamente menor a la de las parcelas con 150 árboles. ha^{-1} en todos los horarios excepto a las 14:30 horas (Figura 2.10D). Las parcelas con 450 árboles. ha^{-1} recibieron la misma cantidad de radiación que las de 250 árboles. ha^{-1} en la posición EC, salvo en algunos momentos puntuales de septiembre, donde la RFA_i registrada en las parcelas de 450 árboles. ha^{-1} fue ligeramente inferior (12:30 y 14:30).

La RFA_i media de la posición EC en marzo de 2016 fue $796 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, y la media de las densidades dentro de esta posición fue: 937, 776 y 672 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ para los tratamientos de 150, 250 y 450 árboles. ha^{-1} respectivamente. En septiembre de 2016 la RFA_i media de la posición EC fue $817 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, y la media de las densidades dentro de esta posición fue: 980, 786 y 685 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ para los tratamientos de 150, 250 y 450 árboles. ha^{-1} respectivamente. Los resultados para ambos equinoccios son muy similares, lo cual era esperable, dado que la posición EC tiene una variabilidad menor que la posición BC.

Finalmente, en junio de 2016 se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos de densidad en todos los horarios excepto a las 16:30 (Figura 2.10C), siendo en todos los casos la RFA_i registrada en los tratamientos de 150 árboles. ha^{-1} mayor a la registrada en los de 450 árboles. ha^{-1} . La RFA_i en los tratamientos de 250 plantas por hectárea fue significativamente inferior a la del tratamiento de menor

densidad a las 11:30 y a las 12:30, mientras que fue significativamente superior a la del tratamiento de 450 árboles.ha⁻¹ únicamente a las 13:30. La RFA_i media de la posición EC en junio de 2016 fue 437 umol.m⁻².s⁻¹, y la media de las densidades dentro de esta posición fue: 540, 404 y 367 umol.m⁻².s⁻¹ para los tratamientos de 150, 250 y 450 árboles.ha⁻¹ respectivamente.

Capítulo 3 : Composición florística de las comunidades vegetales en los sistemas silvopastoriles y en el testigo sin forestar.

I. Introducción

Los cambios en la distribución de las especies de plantas vasculares puede asociarse a la heterogeneidad ambiental producida por el relieve y las interacciones complejas que se establecen entre factores del biotopo (como temperatura, humedad edáfica, pH, rocosidad) a lo largo del gradiente topográfico (Martinez *et al.*, 2014; Rueter y Bertolami, 2010). Rueter y Bertolami (2010) encontraron que el gradiente edáfico ligado a la topo-secuencia explicaba, en mayor medida, la distribución y abundancia de las plantas en cañadones de la región patagónica. Estos autores encontraron que las características texturales de los suelos tienen un fuerte impacto sobre la vegetación, dado que este aspecto se relaciona directamente con la disponibilidad de agua. En concordancia, Martinez *et al.* (2014) encontraron que la tendencia en la variación espacial de la composición de los pastizales de sistemas silvopastoriles en la Sierra de Guadarrama (Madrid, España) respondía a la posición en el gradiente geomorfológico que atravesaba la finca. Esta variabilidad ambiental inducida por los cambios topográficos juega un rol determinante en la distribución de la vegetación (Oggero y Arana 2012; Suarez y Vischi, 1997), modificando la estructura y riqueza de las comunidades vegetales que se desarrollan en un determinado sitio. Sin embargo, los aspectos relacionados a la topografía no son la única fuente de heterogeneidad ambiental capaz que modificar la estructura y funcionamiento de las comunidades naturales, dado que la introducción de especies exóticas (en particular de leñosas) también puede alterar la composición de especies y formas de vida (Giorgis *et al.*, 2005), por su efecto sobre procesos ecosistémicos clave tales como la productividad y el ciclado de agua y nutrientes (van Wilgen *et al.*, 1996).

En el suroeste de Córdoba, la vegetación presenta tipos fisonómicos contrastantes tanto en estructura como en composición florística, existiendo una considerable diversidad vegetal en la zona serrana (Bianco *et al.*, 1987, Vischi *et al.*, 1999, Arana *et al.*, 2004). La topografía de la región serrana permite diferenciar unidades ubicadas en diferentes posiciones del relieve, cada una de ellas con características edáficas particulares. Como se mencionó en el Capítulo 1, las laderas serranas se caracterizan por presentar un relieve accidentado (con pendientes pronunciadas) y afloramientos rocosos que ocupan gran parte de la superficie (Cantú y Degiovanni, 1984); y sobre ellas se

desarrolla una estepa arbustiva (Suarez y Vischi, 1997) dominada por *Baccharis aliena* (Romerillo), que en algunas zonas ha sido reemplazada por plantaciones de pino.

En los últimos años, se ha generado un debate en torno a si la forestación con especies exóticas (como en la situación descrita) disminuye la biodiversidad, o contribuye a la generación de ecosistemas más estables y diversos. Richardson y van Wilgen (1986) sostienen que algunas de las especies del género *Pinus* (entre ellas *Pinus nigra* Arnold, *Pinus radiata* y *Pinus taeda*), han afectado severamente grandes áreas de pastizales y zonas arbustivas en el hemisferio sur, causando desvíos en las formas de vida dominantes, reduciendo la diversidad estructural, incrementando la biomasa y perturbando las dinámicas de la vegetación. Este efecto fue resultado del fuerte sombreado que producen este tipo de especies, principalmente en aquellas plantaciones densas sin manejo (Ohep y Herrera, 1985), y a la gran producción de hojarasca, que se acumula en forma de mantillo sobre el suelo y cuyas capas superficiales presentan escasa o nula descomposición, lo cual dificulta la germinación de las semillas y el establecimiento de nueva vegetación en el sotobosque (Cortés et al, 1990). En ese sentido, en un estudio realizado en la región de Cuesta Blanca (sierras de Córdoba) en plantaciones de *Pinus taeda* de 34 años de edad sin ningún tipo de manejo silvícola (con 70% de cobertura de copas), Giorgis et al. (2005) encontraron que la abundancia total, la riqueza y diversidad de especies del sotobosque eran significativamente inferiores en la plantación de pinos que en el matorral serrano adyacente. En otro estudio, Duan *et al.* (2009) compararon la diversidad de especies de bosques implantados de *Pinus tabulaeformis* Carrière con respecto a la de bosques secundarios nativos de la región del Loess Plateau, al norte de China. Estos autores encontraron que la diversidad de especies de los estratos arbóreo (alto) y arbustivo (medio) era inferior en los bosques de coníferas, mientras que para el estrato herbáceo (bajo) no había diferencias entre los dos tipos de bosques.

Por el contrario, otros autores sostienen que las plantaciones contribuyen al incremento de la diversidad biológica cuando son establecidas en ecosistemas degradados, sin remplazar a los montes naturales (Jiménez *et al.*, 2015). Existen ejemplos en Ecuador y en Venezuela donde la riqueza de especies vegetales aumentó por efecto de la forestación con Pinos (*Pinus patula* Schl. et Cham. y *Pinus radiata*), en comparación con la riqueza original del páramo natural. En estos casos, además de las especies exóticas implantadas, aparecieron también algunas especies del bosque andino que no se encontraban en el páramo (Ohep y Herrera, 1985).

Sin embargo, no se pueden analizar los efectos de la introducción de especies exóticas sobre la diversidad vegetal sin tener en cuenta el manejo de las plantaciones forestales establecidas. Estudios de diversos autores (Brockway y Outcalt, 2015; Greene *et al.*, 2016) han documentado diferencias en los indicadores de biodiversidad de acuerdo a las estrategias de manejo silvicultural aplicadas en plantaciones de coníferas. En líneas generales, prácticas silviculturales como los raleos (que tienden a abrir sectores del canopy y disminuir la competencia), promueven un aumento en la diversidad de especies vegetales en el sotobosque. Tal es así, que en la Sierra de la Ventana (Buenos Aires, Argentina) Cuevas y Zalba (2013) encontraron una alta capacidad de recuperación espontánea del pastizal pampeano serrano luego de realizar raleos intensos en plantaciones densas de *Pinus halepensis* Mill. de 20 años de edad.

Una de las hipótesis de este trabajo de tesis plantea que la conversión a sistemas silvopastoriles (SSP) de las plantaciones de pino que actualmente existen en la Sierra de Comechingones, contribuye a conservar la biodiversidad y, al mismo tiempo, provee de recursos económicos a los productores agropecuarios de la región serrana. Esta hipótesis surge a partir de investigaciones previas realizadas por Plevich *et al.* (2002) quienes encontraron que al reducir el área basimétrica de las plantaciones mediante raleos, muchas de las especies propias del arbustal serrano vuelven a aparecer. Por esa razón, estos autores concluyen que sería posible establecer sistemas integrados para la producción de madera y forraje. Los mecanismos a través de los cuales estos este tipo de sistemas (SSP) permitirían conservar la biodiversidad son: (1) proveen un hábitat para especies que pueden tolerar cierto nivel de disturbio; (2) ayuda a preservar el germoplasma de las especies sensibles; (3) ayuda a reducir la tasa de conversión del hábitat natural al proveer una alternativa productiva sustentable, en comparación con la agricultura tradicional donde se eliminan las mayoría de las especies consideradas maleza; (4) provee conectividad entre hábitats al crearse corredores biológicos que conectan diversas áreas de alto valor en cuanto a la conservación de especies de flora y fauna; y (5) ayudan a conservar la biodiversidad al proveer otros servicios ecosistémicos como el control de la erosión y de la recarga hídrica, lo que previene la degradación y pérdida del hábitat colindante (Jose, 2012).

El objetivo principal de este capítulo fue evaluar el efecto de la introducción de *Pinus elliottii* sobre la riqueza de especies, la diversidad vegetal y la riqueza de formas de vida de las comunidades vegetales. Para ello, fue necesario conocer la composición florística de las comunidades que se desarrollan bajo la influencia de los árboles y

compararla, en función de los indicadores mencionados, con la composición de la comunidad vegetal en la situación sin forestar. El estudio de la composición florística permite evidenciar aspectos importantes de la ecología de las comunidades vegetales (Begon *et al.*, 1999). Además de la riqueza de especies, este tipo de estudio permite conocer la estructura de la vegetación, la cual está definida por su ordenamiento espacial (Kuchler, 1966), tanto vertical como horizontal (Kuchler, 1966; Rangel y Velásquez, 1997); la estructura vertical se refleja en la estratificación o la altura de las especies y la horizontal se manifiesta en la densidad, el área basal y la cobertura (Rangel y Velásquez, 1997). Además de la riqueza total de especies, se hizo énfasis en cuatro grupos de especies de interés para la conservación. Dos de estos grupos fueron definidos de acuerdo a criterios ambientales: 1- las especies endémicas, dado que algunas son exclusivas de la región, y 2- las Fabaceas con capacidad de fijar nitrógeno atmosférico, debido a su importancia en el ciclado de los nutrientes (Guo, 2001); mientras que los dos restantes fueron definidos debido a su importancia económica: 3- las especies de gramíneas que son preferidas por el ganado bovino debido a una mayor palatabilidad y/o calidad superior (Roitman y Preliasco, 2012), y 4- las plantas medicinales, cuya extracción constituye una actividad económica relevante en la zona serrana (Goleniowski *et al.*, 2006)

Los cambios en la estructura de las comunidades vegetales que crecen y se desarrollan en el sitio, debido a la introducción una especie leñosa exótica, dependen principalmente de las características de la leñosa, y de su capacidad para modificar la oferta de recursos y las características del microambiente para el resto de las especies (Belsky, 1994). Es por ello que el segundo objetivo de este capítulo fue identificar los efectos de la leñosa sobre las condiciones micro-ambientales. Se seleccionaron una serie de indicadores (los más relevantes considerando las características de la situación bajo estudio) que permitieran caracterizar y comparar las condiciones edáficas y ambientales entre la situación forestada (sistemas silvopastoriles) y no forestada (testigo sin árboles). En el Capítulo 2 se analizó cómo la leñosa modifica la disponibilidad de agua y radiación para las especies del sotobosque. A raíz de la evidencia encontrada, dos de las variables utilizadas para explicar las diferencias en términos de composición y diversidad de las comunidades vegetales entre los SSP y la situación testigo fueron la humedad edáfica y la radiación fotosintéticamente activa. Además, se caracterizaron otras cuatro variables edáficas en ambas situaciones, con el fin de determinar si existían diferencias en el suelo que pudieran ser atribuibles al efecto de los árboles: 1- la proporción de fragmentos gruesos en la masa de suelo (Etchevehere, 1976), dado su efecto sobre la capacidad de

retención hídrica del suelo; 2- el contenido de materia orgánica (Miralles Mellado, 2006), dado que la misma tiene efectos sobre la agregación, la capacidad de retención hídrica y la fertilidad del suelo; y 3- el pH y la conductividad eléctrica del suelo, porque se han reportado cambios en dichas variables por efecto del cultivo de pinos (Schlatter y Otero, 1995).

En síntesis, este capítulo busca dar respuesta al interrogante: ¿Cuáles son los efectos de la introducción de *Pinus elliotti* en bajas densidades (sistemas silvopastoriles) sobre las características del micro-ambiente y la diversidad vegetal, en la Sierra de Comechingones? La respuesta a esta pregunta aporta información clave para el desarrollo de estrategias de manejo forestal que involucren la conservación de la riqueza y diversidad de las comunidades vegetales.

II. Materiales y métodos

Caracterización de las variables ambientales

En cada una de las 18 parcelas de los SSP se eligieron al azar tres árboles, y en relación a cada uno de ellos se establecieron dos puntos de muestreo: 1- bajo la proyección de la copa del árbol y 2- en una posición cercana al árbol elegido pero que se encontrará fuera de la proyección de la copa del mismo y de cualquier otro árbol adyacente (Figura 1.2, Cap. 1).

De cada punto de muestreo se recolectó una sub-muestra de los primeros 20 cm de suelo. Las tres sub-muestras que pertenecían a una misma posición (bajo copa/entre copas) de cada parcelas fueron mezcladas en proporciones iguales (1 kg de cada una) para obtener una muestra compuesta. En las parcelas de la situación testigo se siguió el mismo procedimiento, obteniéndose una muestra compuesta de cada parcela. En total, se trabajó con 39 muestras compuestas de suelo, de las cuales 18 pertenecían a puntos de muestreo bajo copa, 18 a puntos de muestreo entre copas y tres a la situación testigo.

A partir de estas muestras, se determinó la proporción gravimétrica de fragmentos gruesos que componían la masa del suelo seco (*FG*). Para ello, las mismas fueron secadas en estufa a 105°C y luego tamizadas con tamices de 4 y 2 mm, para separar las gravas y fragmentos gruesos de mayor tamaño (diámetro > 4 mm), y las gravillas (diámetro entre 2-4 mm) de la fracción de suelo propiamente dicho (partículas menores a 2 mm) (Etchevehere, 1976). Cada una de las fracciones (gravas, gravillas y suelo) fue pesada con balanza analítica, y los valores de cada componente fueron expresados en forma porcentual con respecto al peso total de la muestra.

Por otro lado, se determinó el porcentaje de materia orgánica (*MO*) de las muestras de suelo a partir del método de Mebius (1960). Para ello, una alícuota de la muestra fue secada al aire libre, con el fin de evitar los procesos de oxidación de la materia orgánica propiciados por las altas temperaturas que se desarrollan en la estufa. De la misma alícuota se tomó parte del material para las determinaciones de *pH* y conductividad eléctrica (*CE*) de la masa de suelo. Estas determinaciones fueron realizadas en relación 1:2,5 suelo/agua destilada, mediante el uso de un pH-metro HANNA PH 211 y de un medidor de conductividad eléctrica Ati-Orion modelo 550.

Para determinar el contenido hídrico del suelo se obtuvieron muestras de los primeros 20 cm del perfil con barreno, en los mismos puntos de muestreo que para los análisis físicos y químicos. La diferencia en este caso es que no se realizó sub-muestreo, sino que cada muestra fue analizada por separado. Es por ello que en total se obtuvieron 117 muestras de suelo, de las cuales 54 pertenecían a puntos de muestreo bajo copa, 54 a puntos de muestreo entre copas y nueve a la situación testigo. Estas muestras fueron pesadas en la condición de suelo húmedo y secadas en estufa a 105° C, de manera de obtener el contenido de humedad gravimétrica por diferencia de peso. Se realizaron cuatro muestreos separados por intervalos de un mes a partir de mediados de septiembre de 2015. Dado que el contenido de humedad gravimétrica varía ampliamente de acuerdo a la fecha en la que fue obtenido, se transformaron los datos de contenido gravimétrico de agua (porcentuales) a contenido relativo de agua en el suelo (*RH*), teniendo en cuenta la media de las mediciones realizadas en cada fecha. Este tipo de transformación es muy habitual cuando se desea comparar variables de estado medidas en ambientes o momentos diferentes y que, por lo tanto, fueron afectadas por condiciones externas disimiles (Reussi Calvo *et al.*, 2014; Giménez *et al.*, 2015).

$$RH = \frac{CHi}{CHm}$$

donde:

- *RH*: contenido relativo de agua en el suelo
- *CHi*: contenido de humedad gravimétrica de la muestra *i* (%)
- *CHm*: contenido de humedad gravimétrica media para la fecha de muestreo (%)

Finalmente, para determinar la distribución espacial y temporal de la radiación fotosintéticamente activa incidente (*RFA_i*) en los sistemas silvopastoriles, se realizaron mediciones bajo y entre copas de los árboles seleccionados de cada parcela, y en la situación testigo. Se realizó una medición bajo la porción de la copa del árbol que da al

norte y otra medición en la porción sur, promediando luego los valores obtenidos. De la misma forma, en las posiciones entre copas, se realizó una medición en un punto al norte del árbol de referencia y otra al sur. Los datos fueron recolectados el 25 de marzo desde las 9 a las 17 h, con una frecuencia de 2 horas para cada punto de muestreo propuesto, mediante el uso de un ceptómetro LI-COR (LI-190 Quantum sensor).

Análisis de la composición florística

Se realizaron relevamientos de la composición florística del sotobosque en las posiciones bajo la copa y entre copas de los árboles seleccionados previamente, y en la parcela testigo, mediante el uso de un marco cuadrado de 1 x 1 m. En total se realizaron 117 censos, de los cuales 54 pertenecían a puntos de muestreo bajo copa, 54 a puntos de muestreo entre copas y nueve a la situación testigo.

En el interior de cada marco se registró el porcentaje de cobertura de todas las especies de plantas vasculares presentes, de acuerdo a una escala de seis clases de cobertura, producto de la modificación de la de Braun-Blanquet (1979) (1= < 5 %; 2= 6-10 %; 3= 10-25 %; 4= 25-50 %; 5= 50-75 %; 6= 75-100 %).

Los muestreos se realizaron a principios del otoño (abril), dado que en esta época la mayoría de las especies se encuentran presentes y en estado de floración y/o fructificación, lo cual permite una rápida identificación y un muestreo más exacto de la vegetación. Las listas de especies se presentan en el Apéndice. Para la nomenclatura de las especies vegetales se siguió a Zuloaga *et al.*, (2008), y se consultó el Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur en su versión online (www.darwin.edu.ar) para corroborar la actualización de los nombres y las abreviaturas de los autores. Se consideró como especie endémica local a la que crece solamente en la provincia de Córdoba y endémica nacional a la que tiene una amplia distribución en Argentina. Para las especies identificadas se consideró sus formas de vida según Giorgis *et al.* (2011). Se identificaron además otros grupos de especies de interés en relación a: 1- su capacidad para fijar nitrógeno atmosférico; 2- sus propiedades medicinales (Goleniowski *et al.*, 2006); y 3- su calidad forrajera (Roitman y Preliasco, 2012).

Se calcularon para cada uno de los tratamientos los valores de diversidad (índice de Shannon, $H' = -\sum (P_i \cdot \ln P_i)$, donde P_i es la probabilidad de aparición de la i -ésima especie en cada parcela, Shannon 1948), riqueza (S, número de especies) y equitatividad ($E = H' / \ln S$).

Análisis estadísticos

Las comparación estadística de los índices calculados (riqueza, diversidad y equitatividad) y las variables ambientales identificadas, fue realizada a través de un ANAVA, utilizando el módulo de modelos lineales y mixtos del software estadístico Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2013); y las comparaciones de medias fueron realizadas a partir del test LSD de Fisher. Las diferencias en la riqueza de formas de vida y de especies de interés fueron analizadas utilizando el test de Kruskal-Wallis, seguido del test de Wilcoxon para la comparación de medias.

Además, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) con el objetivo de identificar las diferencias en términos de formas de vida y características micro-ambientales a través de los tratamientos principales. Para ello, se utilizaron las variables que se presentan en la tabla 3.1. Los análisis multivariados también fueron realizados con el software estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2013).

Tabla 3.1: Variables ambientales y formas de vida utilizadas en el análisis de componentes principales (ACP).

Variable	Abreviatura
Radiación fotosintéticamente activa incidente	<i>RFA_i</i>
pH	<i>pH</i>
Contenido de humedad del suelo	<i>RH</i>
Riqueza de arbustos	<i>S</i>
Riqueza de enredaderas	<i>V</i>
Riqueza de hierbas anuales	<i>AH</i>
Riqueza de helechos	<i>F</i>
Riqueza de hierbas perennes caducifolias	<i>DP</i>
Riqueza de hierbas perennes siempre-verdes	<i>EP</i>
Riqueza de gramínoides	<i>G</i>
Riqueza de gramíneas en mata	<i>TG</i>

III. Resultados

Caracterización de las variables ambientales

La proporción gravimétrica de fragmentos gruesos (porcentaje de la muestra representado por las fracciones grava y gravilla) no difirió significativamente ($p > 0,05$)

entre las muestras de suelo tomadas en el sistema silvopastoril (\bar{x} : 61,75%; CV: 22,8%) y las del testigo (\bar{x} : 65,88%; CV: 2,55%). Dentro del sistema silvopastoril, tampoco se encontraron diferencias en esta variable entre los tratamientos (Tabla 3.2).

El porcentaje de materia orgánica (*MO*) no difirió significativamente entre los tratamientos. La media para los SSP fue de 1,92%, mientras que para la situación testigo fue de 1,67%, con CV de 54,00% y 36,79% respectivamente (Tabla 3.2).

En cuanto a la conductividad eléctrica (*CE*) y el *pH*, se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las medias de los sistemas silvopastoriles y la situación testigo. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en el valor de estas variables entre los diferentes tratamientos dentro de los SSP. El suelo en la situación testigo presentó un mayor *pH* medio (5,95) y una menor *CE* (37,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$) que el de los SSP (5,71 y 60,28 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente) (Tabla 3.2).

Por otra parte, se encontraron diferencias estadísticamente significativas en el contenido relativo de agua en el suelo (*RH*) entre los sistemas silvopastoriles y la situación testigo. Sin embargo, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas en el valor de esta variable entre los tratamientos dentro de los SSP. En los puntos de muestreo dentro de los sistemas silvopastoriles la *RH* fue en promedio un 14% superior que la registrada en la situación testigo (Tabla 3.2).

Tabla 3.2: Proporción gravimétrica de fragmentos gruesos (*FG*, %), materia orgánica del suelo (*MO*, %), conductividad eléctrica (*CE*, $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), *pH* y contenido hídrico relativo (*RH*) de acuerdo al tipo de sistema (SPS= Sistema Silvopastoril, TES= arbustal testigo). * indica diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$).

Variable	SPS		TES		p-valor
	Media	CV (%)	Media	CV (%)	
<i>FG</i> (%)	61,75	22,8	65,88	2,55	ns
<i>MO</i> (%)	1,92	36,79	1,67	54,00	ns
<i>CE</i> ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	60,28	31,18	37,50	28,42	**
<i>pH</i>	5,71	2,85	5,95	0,54	*
<i>RH</i>	1,00	39,87	0,86	25,77	**

La distribución espacial de la radiación fotosintéticamente activa incidente (*RFA_i*) mostro diferencias estadísticamente significativas entre los sistemas silvopastoriles y la situación testigo; y entre tratamientos dentro de los sistemas silvopastoriles. Los efectos

de la posición y de la densidad de plantas sobre la RFA_i interaccionan significativamente ($p < 0,05$) con el tratamiento de poda aplicado, por lo que fueron analizados en conjunto (Tabla 3.3).

Tabla 3.3: Radiación fotosintéticamente activa incidente (RFA_i , $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) de acuerdo al tipo de sistema (SPS= Sistema Silvopastoril, TES= arbustal testigo), la densidad de árboles (150, 250 y 450 árboles.ha⁻¹), la posición (bajo la proyección vertical de la copa o entre copas, BC y EC respectivamente), y el tratamiento de poda (podados/no podados). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

	Densidad	Podados (RFA_i)	No podados (RFA_i)
	(árboles.ha ⁻¹)		
SPS	150	173,51 b	163,67 b
	250	148,27 c	151,97 c
	450	161,32 bc	130,28 d
	UC	149,29 c	128,00 d
	BC	172,78 b	169,28 b
TES	.	.	313,04 a

En promedio, la situación testigo recibió durante el período de 9:00 a 15:00 un flujo de fotones de 313,04 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, mientras que al sotobosque de los SSP llegaron solo 154,83 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ (Tabla 3.3). Esto indica que el sotobosque de los SSP recibe en promedio un 50% menos de radiación que la situación testigo. Sin embargo, no todos los sitios dentro de los SSP reciben la misma intensidad lumínica. La posición entre copas recibe en promedio un 25% más de radiación que la posición bajo copa (171,02 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ y 138,64 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ respectivamente), siendo esta diferencia menor con respecto a la situación podada que a la no podada. Las parcelas con una densidad de 150 árboles.ha⁻¹ reciben una mayor radiación fotosintéticamente activa independientemente de si están podadas o no (168,59 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$). En el caso de las parcelas con 250 árboles.ha⁻¹ el tratamiento de poda también parece ser independiente de la densidad (150,12 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$). Sin embargo, existe una gran diferencia entre las parcelas podadas y no podadas en el tratamiento de 450 árboles.ha⁻¹, dado que las parcelas podadas presentan un valor de RFA_i similar al de las parcelas con menor densidad de árboles (161,32 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) mientras

que el estrato inferior de las no podadas recibe un 24% menos de radiación fotosintéticamente activa ($130,27 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) (Tabla 3.3).

Características florísticas de los tratamientos

La flora vascular de los sitios relevados estuvo representada por 120 especies distribuidas en 37 familias y 95 géneros. La mayoría de las especies (115 especies) se correspondieron con especies nativas, siendo solo 5 las especies exóticas halladas: *Cynodon dactylon*, *Steinchisma hians*, *Euphorbia hirta*, *Melinis repens* y *Galium aparine*.

La riqueza promedio de especies (todos los tratamientos) fue de 50 y la diversidad promedio de $H = 3,44$. Aproximadamente el 51% de las especies pertenecen a dos familias, Poaceae (27%) y Asteraceae (24%). Muchas familias están pobremente representadas, siendo 25 las que presentan solamente un género y una especie por género. Los géneros mejor representados son: *Paspalum*, *Nasella* y *Schizachyrium* (con 4, 4 y 3 especies, respectivamente).

Solo 10 especies fueron comunes entre los 13 tratamientos y se las halló en promedio en el 58% de los censos. Se destacan entre ellas *Dichondra sericea*, *Krapovickasia flavescens*, *Schizachyrium salzmannii* y *Schizachyrium spicatum*. Por otro lado, el número de especies comunes entre los 12 tratamientos que conforman los SSP fue de 17, resultando de interés las especies *Acalypha communis*, *Carex feddeana*, *Piptochaetium montevidense* y *Nasella tenuissima*, dado que son más frecuentes bajo los árboles de pinos que en la situación testigo. El número de especies comunes entre los censos realizados fuera de la proyección vertical de la copa (EC) es de 23, destacándose especies como *Paspalum nicorae* y *Sporobolus indicus* que aparecen con una mayor frecuencia en esta posición que debajo de la proyección de copa de los árboles (BC) y que en la situación testigo. En ese sentido, hay especies compartidas entre la situación EC y la situación testigo que no son frecuentes en posiciones BC, siendo importantes en cuanto a su frecuencia *Pavonia revoluta* y *Eustachys retusa*.

Por último, hay especies que son muy frecuentes en el tratamiento testigo sin árboles que no aparecen en la mayor parte de los censos dentro de los SSP. Dentro de estas últimas, se destacan *Baccharis aliena*, *Bulbostylis juncooides*, *Alternanthera pumila* y *Stylosanthes montevidensis*. Resulta interesante señalar que el arbusto que domina el estrato superior de la comunidad testigo (*Baccharis aliena*) prácticamente no se desarrolla dentro de las plantaciones de pino, lo que indicaría que las condiciones de competencia

por la radiación incidente evitarían que este arbusto se desarrolle bajo el dosel de los árboles.

Tabla 3.4: Riqueza (R), diversidad (H') y equitatividad (E) según la posición respecto de la copa (EC= entre copas, BC= bajo copa) y para la situación no forestada (TES= arbustal testigo). R^2 = coeficiente de determinación. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

	R	H'	E
EC	31,61 a	3,18 a	0,91 a
TES	31,33 a	3,14 a	0,92 a
BC	24,33 b	2,95 b	0,93 a
R^2	0,69	0,54	0,19
CV (%)	13,55	5,27	2,22

Tabla 3.5: Riqueza de especies (R) de las formas de vida mejor representadas, para cada posición (EC= entre copas, BC= bajo copa) y para la situación no forestada (TES= arbustal testigo). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p < 0,05$). * indica diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$.

Formas de vida	Riqueza de especies (R)						
	BC		EC		TES		p
	Media	(s.d.)	Media	(s.d.)	Media	(s.d.)	
Hierbas anuales	0,33 b	(0,49)	1,28 a	(0,75)	2,00 a	(1,00)	***
Hierbas perennes caducifolias	1,22 a	(1,26)	1,78 a	(1,06)	2,33 a	(0,58)	ns
Hierbas perennes siempre-verdes	7,94 b	(1,98)	11,39 a	(3,52)	10,67 a	(0,58)	**
Helechos	1,00 a	(0,59)	1,56 a	(0,86)	1,00 a	(0,00)	ns
Cactáceas globulares	0,28 a	(0,46)	0,11 a	(0,32)	0,67 a	(0,58)	ns
Graminoides	9,39 b	(1,50)	10,50 a	(1,10)	7,67 b	(1,53)	**
Arbustos	1,78 b	(0,81)	2,89 a	(1,41)	3,67 a	(0,58)	**
Gramíneas en mata	1,83 a	(0,79)	1,72 a	(0,83)	1,00 a	(0,00)	ns
Enredaderas	0,89 b	(0,76)	1,06 b	(0,80)	2,33 a	(0,58)	*

En líneas generales, los censos realizados en la posición EC y en la situación no forestada arrojan valores superiores de riqueza y diversidad que aquellos realizados en

posiciones BC (Tabla 3.4). Sin embargo, la equitatividad no difirió estadísticamente entre la situación no forestada y los SSP (Tabla 3.4). La densidad de plantas y el tratamiento de poda no tuvieron efectos estadísticamente significativos sobre el valor de los índices.

Las formas de vida más importantes dentro del sitio bajo estudio fueron las hierbas perennes siempre verdes (39 especies), graminoides (30 especies), hierbas perennes caducifolias (15 especies) y arbustos (15 especies); y las menos representadas son los árboles, hierbas anuales, enredaderas, cactáceas y helechos (Anexo 3.1). En general, en aquellos casos donde se encontraron diferencias significativas en la riqueza de formas de vida, ésta fue superior en EC y en TES que en BC (Tabla 3.5). Sin embargo, los graminoides (G) estuvieron mejor representados en EC que en el resto de los tratamientos, mientras que las enredaderas (V) fueron más abundantes en la situación no forestada (Tabla 3.5).

Los resultados del ACP (Figura 3.1), indican autovalores (k) de 2,96, 1,61 y 1,38 para las componentes principales (CP) 1, 2 y 3, respectivamente. La CP1 explicó el 26,9% de la varianza total y se relacionó principalmente con las variables RFA_i , y riqueza de hierbas anuales y arbustos (autovectores de 0,43, 0,43 y 0,42 respectivamente); la CP2 explicó el 14,7% de la varianza total y se relacionó principalmente con las variables pH y riqueza de helechos (autovectores de 0,64 y 0,58 respectivamente); y la CP3 explicó el 12,5% de la varianza total y se relacionó principalmente con las variables RH y riqueza de graminoides (autovectores de 0,58 y 0,42 respectivamente).

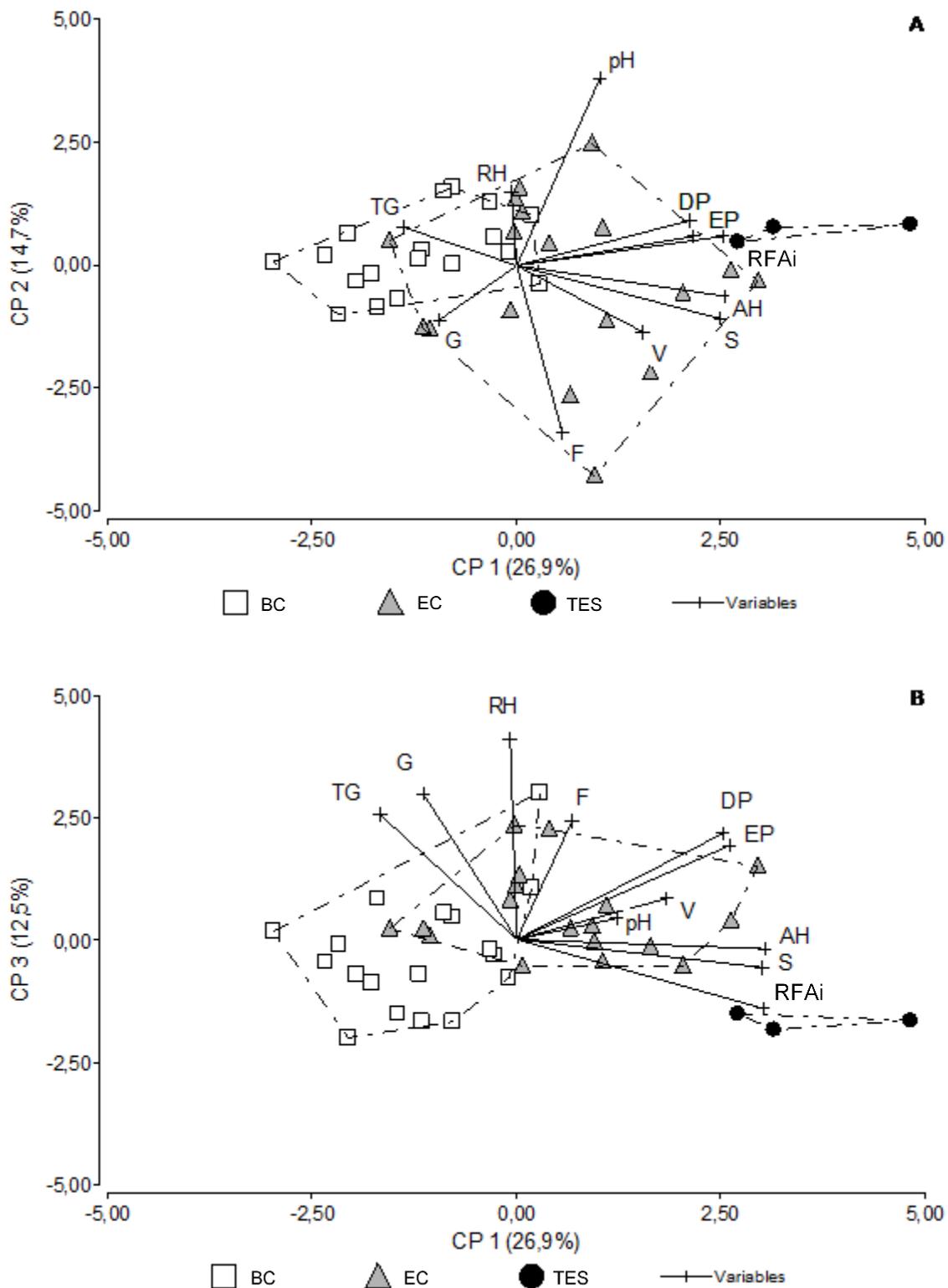


Figura 3.1: Análisis de Componentes Principales (ACP) a partir de las variables ambientales y la riqueza de formas de vida más relevantes (Tabla 1). Bajo copa (BC, cuadrados), entre copas (EC, triangulos), arbustal testigo (TES, círculos). Radiación fotosintéticamente activa incidente (RFA_i); pH ; contenido hídrico del suelo (RH). Formas

de vida: arbustos (S), enredaderas (V), hierbas anuales (AH), helechos (F), hierbas perennes caducifolias (DP), hierbas perennes siempre-verdes (EP), gramínoles (G) y gramíneas en mata (TG).

Las parcelas BC mostraron mayor variabilidad a través de las CP1 y CP3, lo que sería explicado por cambios en las variables RFA_i , y riqueza de hierbas anuales, arbustos y gramínoles (Figura 3.1B). Las parcelas EC mostraron mayor variabilidad a través de las CP1 y CP2, lo que sería explicado por cambios en las variables RFA_i y pH (Figura 3.1A). Finalmente, las parcelas TES mostraron mayor variabilidad a través de la CP1, lo que podría estar relacionado a cambios en la riqueza de hierbas anuales y de arbustos.

Estudio de las especies de interés

La flora endémica comprendió 20 especies, de las cuales 2, fueron especies endémicas locales (*Alternanthera pumila* y *Bulbostylis juncooides*), y 18 endémicas nacionales. Dos familias reunieron el 35% de las especies endémicas: Asteraceae (20%) y Poaceae (15%). Las especies endémicas nacionales con mayor frecuencia son: *Nassella tenuissima*, *Borreria eryngioides*, *Anemia australis*, *Evolvulus sericeus* y *Pavonia revoluta*. En la situación sin forestar, se encontraron en total 10 especies endémicas, mientras que entre los tratamientos SPS, encontramos las 20 especies endémicas registradas (17 en BC y 15 en EC). No se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la riqueza media de especies endémicas por parcela de muestreo entre los tratamientos (Tabla 3.6).

Tabla 3.6: Riqueza (Total) de cada grupo de especies de interés por tratamiento (BC= bajo copa, EC= entre copas, y TES= arbustal testigo), y riqueza promedio de especies por parcela de muestreo (Media). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p < 0,05$). * indica el nivel de significancia del test de Wilcoxon: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$.

	BC		EC		TES		p			
	Media	(s.d.)	Total	Media	(s.d.)	Total				
Endémicas	3,83 a	(1,62)	17	3,89 a	(1,41)	15	4,67 a	(1,22)	10	ns
Gramíneas seleccionadas	4,44 b	(0,98)	8	4,61 b	(1,14)	8	1,00 a	(0,00)	1	*
Medicinales	0,50 a	(0,71)	5	2,78 b	(1,56)	11	1,00 ab	(1,00)	2	***
Leguminosas	1,06 a	(0,87)	4	1,06 a	(0,94)	4	3,33 b	(0,58)	5	*

En total se identificaron seis leguminosas con capacidad de fijar nitrógeno atmosférico, de las cuales cuatro fueron encontradas tanto en los SPS como en el TES (Anexo 3.1). *Adesmia incana* fue encontrada exclusivamente en los SPS, mientras que *Senna aphylla* apareció en un único censo en el TES. La riqueza media de especies de leguminosas por parcela de muestreo fue estadísticamente superior en la situación no forestada que en los sistemas silvopastoriles (Tabla 3.6).

La riqueza de gramíneas fue superior en los SPS que en el TES (Tabla 3.7). Ocho gramíneas con una frecuencia superior al 7% fueron comunes a todos los tratamientos, mientras que otras ocho aparecieron exclusivamente en los SPS. De estas últimas, siete son altamente seleccionadas por el ganado bovino (Tabla 3.7). La riqueza media de especies de gramíneas altamente seleccionadas por el ganado por parcela de muestreo, fue significativamente superior en BC y EC respecto de la situación testigo (Tabla 3.6).

Tabla 3.7: Especies de gramíneas comunes a todos los tratamientos y exclusivas de los SSP. A: forrajera de alta selectividad por el ganado bovino; B: forrajera de baja selectividad por el ganado bovino; C: forrajera consumida solo en períodos críticos (Veneciano, 2006).

Especie	Metabolismo	Aptitud forrajera	Frecuencia (%)
<i>Comunes a todos los tratamientos</i>			
<i>Elionurus muticus</i>	C4	C	27,35%
<i>Eragrostis lugens</i>	C4	C	9,40%
<i>Eustachys retusa</i>	C4	A	42,74%
<i>Nasella tenuissima</i>	C3	C	69,23%
<i>Schizachyrium salzmannii</i>	C4	C	88,03%
<i>Schizachyrium spicatum</i>	C4	C	61,54%
<i>Setaria parviflora</i>	C4	B	18,80%
<i>Sporobolus indicus</i>	C4	B	47,01%
<i>Especies frecuentes en SSP, pero ausentes en Testigo</i>			
<i>Aristida laevis</i>	C4	B	31,48%
<i>Bothriochloa laguroides</i>	C4	A	12,04%
<i>Bouteloua curtipendula</i>	C4	A	34,26%
<i>Paspalum nicorae</i>	C4	A	33,33%
<i>Paspalum notatum</i>	C4	A	7,41%
<i>Piptochaetium montevidense</i>	C3	A	65,74%
<i>Sorghastrum pellitum</i>	C4	A	10,19%
<i>Steinchisma hians</i>	C3-C4	A	8,33%

Tabla 3.8: Especies medicinales encontradas con mayor frecuencia y uso medicinal de las mismas (Martínez, 2005).

Especies	Uso medicinal
<i>Achyrocline satureioides</i>	Problemas respiratorios y digestivos
<i>Anemia australis</i>	Regula la menstruación, limpia la sangre, y ayuda a combatir problemas respiratorios y digestivos
<i>Baccharis crispa</i>	Protector hepático, problemas digestivos
<i>Gomphrena perennis</i>	Cólicos renales, mordedura de serpientes
<i>Margyricarpus pinnatus</i>	Diurético y laxativo
<i>Pseudognaphalium gaudichaudianum</i>	Digestivo, eupéptico, carminativo, antiemético, regula la menstruación

Además, se identificaron en total 16 especies con propiedades medicinales, de las cuales cinco presentaron una frecuencia mayor al 4% (Tabla 3.8). Todas las especies medicinales fueron encontradas en los SPS, incluso aquellas raras (que aparecieron en muy pocos censos) que no aparecieron en el TES (Tabla 3.6). La riqueza media de especies medicinales por parcela de muestreo fue significativamente superior en los parches EC que en BC, mientras que en el TES la riqueza media de especies medicinales no fue estadísticamente diferente a la de EC o BC (Tabla 3.6).

IV. Discusión

Diferencias en el micro-ambiente entre los sistemas silvopastoriles y el arbustal testigo

Diversos autores sostienen que la distribución de las especies de plantas vasculares puede asociarse a la heterogeneidad ambiental producida por el relieve y las interacciones complejas que se establecen entre factores del biotopo (como temperatura, humedad edáfica, pH, rocosidad, entre otros) (Suarez y Vischi, 1997). En la situación bajo estudio, las condiciones de relieve, granulometría de suelos y rocosidad no difirieron significativamente entre la situación testigo y los SSP. Esto sugiere que las diferencias entre las variables ambientales medidas fueron resultado del efecto de los árboles. El efecto más directo es el que se produce a través del sombreado, que puede ser un factor importante en la reducción del crecimiento de muchas especies del sotobosque por competencia (Sharrow, 1999); y, al mismo tiempo, producir amortiguación (facilitación) de las pérdidas de agua dentro de los sistemas (Caballé, 2013). En relación al proceso de facilitación mencionado, éste no solo es resultado de la menor evaporación que se genera a partir del sombreado, sino que también podría ser consecuencia de una menor incidencia de los vientos que se produce por la presencia de la leñosa (Chen *et al*, 1995). Además,

la presencia de los árboles disminuye la escorrentía superficial e incrementa la infiltración, favoreciendo el ingreso y la conservación de agua en el suelo (Rios *et al.*, 2008). Sin embargo, el efecto de estos procesos de competencia y facilitación sobre la biodiversidad vegetal depende de las características ecofisiológicas de las especies. Es por ello que el balance entre dichos procesos determinó la presencia (o mayor frecuencia) de determinadas especies en cada uno de los tratamientos, lo que pone de manifiesto la importancia de determinar los aspectos ambientales claves.

Por otro lado, los cambios en la acidez del suelo (*pH*) son coincidentes, aunque en menor magnitud, con lo encontrado por autores como Amiotti *et al.* (2000) quienes han documentado que la introducción de pinos produce la acidificación en la capa superficial de los suelos del ambiente serrano. En la situación descrita por estos autores, la disminución en el *pH* de la solución del suelo seguía un patrón espacial definido, encontrándose menores valores de la variable a medida que las muestras eran tomadas a menor distancia del fuste de los árboles. En la situación bajo estudio, en cambio, no se observó ningún patrón en relación a la cercanía con el árbol, dado que no se encontraron diferencias significativas en los valores de *pH* entre las posiciones BC y EC dentro de los SSP. Esta diferencia en los resultados obtenidos en plantaciones de *Pinus* que se desarrollan sobre sitios de características similares demuestran que la acidificación de los suelos no es un proceso inducido exclusivamente por las coníferas, sino que es un proceso natural producto de la acción conjunta y simultánea de la cantidad de lluvia, la hidrólisis del aluminio, la actividad radicular, la nitrificación y la acumulación de la materia orgánica sobre el material parental (Urrego, 1997). Teniendo en cuenta esto, la menor acidificación del suelo en lo SSP en comparación con otros bosques de coníferas podría deberse a que se trata de una plantación joven y con una densidad de árboles relativamente baja, respondiendo este manejo de la densidad al objetivo conjunto de producir madera y forraje.

Diferencias en la composición florística, riqueza y diversidad de especies entre los sistemas silvopastoriles y el arbustal testigo

Este trabajo se focalizó en los cambios producidos en la vegetación del sotobosque de sistemas silvopastoriles, respecto del arbustal original (romerillal). Los resultados sugieren cambios significativos en las características de la comunidad vegetal que se desarrolla en el sotobosque de los SSP con respecto a la composición florística de la comunidad original; y estos cambios sin lugar a dudas están asociados a la presencia de

los pinos. En primer lugar, el arbusto que domina el estrato superior en la comunidad del romerillal (*Baccaris aliena*) es muy poco frecuente en la situación forestada, apareciendo únicamente en zonas o parches abiertos dentro de las plantaciones. Este hecho parecería indicar que la *RFA_i* que llega al sotobosque en los SSP (50% menos que en la situación testigo) limitaría fuertemente su desarrollo.

Esta condición de sombreado ofrece un ambiente adecuado para algunas de las especies nativas que no se encontraron en el arbustal testigo, debido a las similitudes que existen entre las condiciones micro-ambientales de los SSP y las del "Bosque serrano" (bosque nativo) (Giorgis *et al.*, 2005). Los bosques nativos dominados por *Lithrea ternifolia* (Gill) y *Zanthoxylum coco* (Gillies ex Hook. F. & Arn.) son bosques abiertos que aparecen entre los 850 y los 1150 msnm, a la misma altura que el "Romerillal" (Cabido *et al.*, 1991). Especies que fueron encontradas únicamente en los SSP, como *Colletia spinosissima*, *Stevia satureiifolia* y *Bothriochloa ssp.*, han sido clasificadas por otros autores (Cabido *et al.*, 1991; Ogerro y Arana, 2012) como especies que crecen normalmente en el Bosque serrano, pero no en el arbustal de *B. aliena*. En relación a lo anterior, la disminución de la *RFA_i* en conjunto con una mayor humedad edáfica podría explicar que las especies tolerantes a la sombra se encontraron principalmente en los SSP. Entre las especies tolerantes se destaca *Acalypha communis*, que normalmente crece en áreas boscosas, y fue encontrada en todos los tratamientos SSP, pero no en el TES (Vaieretti *et al.*, 2005).

Dieciséis años después de la forestación con *Pinus elliottii*, la riqueza y diversidad de especies del sotobosque de los SSP fue significativamente mayor en el arbustal testigo y la posición entre copas que en la posición bajo copa. Además, la cobertura herbácea fue menor bajo copa que en el resto de las situaciones, lo que podría significar una disminución en la producción total de biomasa del sotobosque (Guevara-Escobar *et al.*, 2012), que no solo se explica por la disminución en la *RFA_i*, sino también por un pobre establecimiento de nuevas plántulas bajo las copas. Clavijo *et al.* (2010), han documentado que bajo los árboles de la mayoría de los bosques y plantaciones (BC), el reclutamiento en el sotobosque está limitado por la hojarasca acumulada en el suelo.

Las alternativas de sistemas silvopastoriles descritas en este trabajo tienen una configuración espacial heterogénea, ya que presentan diferentes tamaños de parches entre copas, lo que da como resultado la presencia de áreas relativamente abiertas (especialmente en los tratamientos con menor densidad de plantas). Por esta razón, las operaciones de manejo y cosecha deberían ser planificadas con el objetivo de mantener

esa heterogeneidad y, de esa manera, contribuir a una mayor riqueza y diversidad de especies (Kerr, 1999). Esta heterogeneidad es característica de la posición entre copas y otorga a los SSP la capacidad de mantener una elevada riqueza de especies y formas de vida. En ese sentido, la riqueza de formas de vida fue muy similar entre el arbustal testigo y la posición entre copas, pero inferior en la posición bajo copas. A diferencia de lo encontrado en plantaciones maduras y densas de la región, donde la riqueza de hierbas perennes siempre-verdes y de gramínoideas fue significativamente menor a la del arbustal testigo (Giorgis *et al.*, 2005), en la posición EC de los SSP, la riqueza de gramínoideas fue superior a la del resto de los tratamientos (Tabla 3.5). Ello se debe a que los indicadores de biodiversidad cambian de acuerdo a las estrategias de manejo silvícola aplicadas a las plantaciones, lo cual ha sido documentado en diversos estudios (Brockway y Outcalt, 2015; Jiménez *et al.*, 2015; Greene *et al.*, 2016). Finalmente, la ordenación resultante del ACP (Figura 3.1) fue consistente con los resultados obtenidos al analizar las diferencias en las condiciones de sitio y en las formas de vida entre los tratamientos. La mayor riqueza de algunas formas de vida (especialmente de arbustos y hierbas anuales, Tabla 5) y la mayor RFA_i claramente separaron al TES de la posición BC. Además, BC y TES mostraron menos variabilidad que EC, lo que indicaría que estos tratamientos son más homogéneos y fáciles de caracterizar. De acuerdo a lo reportado por Plevich *et al.* (2002) se podría hipotetizar que la composición florística de la posición BC es similar a la encontrada en plantaciones maduras sin manejo, por lo cual los parches EC en los SSP serían esenciales para proporcionar nichos que permitan el desarrollo de un gran número de especies (Kerr, 1999).

Estudio de las especies de interés

Los SSP representan un importante refugio para las especies endémicas. En un estudio realizado en la porción sur de las sierras de Córdoba (290.000 hectáreas) que describió todos los estratos de vegetación entre 700 y 1200 msnm. Oggero y Arana, (2012) encontraron en total 37 especies endémicas entre todos los tipos de arbustales. En el presente estudio, se trabajó sobre una única comunidad arbustiva (romerillal), en su condición original y luego de ser transformada en un sistema silvopastoril. A pesar de ello, se encontraron 20 especies endémicas dentro de los SSP (Anexo 3.1), que suman más de la mitad de las encontradas en la publicación mencionada (Oggero y Arana, 2012). Este hecho indicaría que los SSP permiten el crecimiento y la conservación de este grupo de especies valiosas.

Las leguminosas capaces de fijar nitrógeno atmosférico (como resultado de su asociación simbiótica con bacterias específicas) pueden aumentar la resiliencia de los sistemas bajo estudio, debido a su rol en el ciclo de los nutrientes. Guo (2001) monitoreó, durante cuatro años consecutivos, las variaciones temporales en la riqueza de especies, cobertura y biomasa de las comunidades vegetales, en la sucesión vegetal posterior a un incendio, en las montañas de Santa Mónica, al sur de California. Estos autores encontraron que las laderas con orientación norte tuvieron una mayor riqueza de especies y una recuperación de la vegetación más rápida que las laderas con orientación sur, y lo atribuyeron a una mayor riqueza de especies fijadoras de nitrógeno. Nuestros resultados sugieren que el número medio de leguminosas por parcela es mayor en TES que en los SSP, lo que puede tener un impacto negativo en el ciclo de nutrientes dentro de los sistemas y disminuir la disponibilidad de nitrógeno en el suelo.

Finalmente, muchas de las plantas medicinales y especies forrajeras identificadas se encontraron exclusivamente en los SSP (Tabla 3.6). Esto indicaría que los SSP generan un ambiente favorable para el crecimiento de la flora medicinal indígena, que es de gran importancia, dado que son utilizadas por los locales como medicina. Además, la demanda de productos naturales con propiedades medicinales aumenta año tras año, lo que convierte a la extracción de plantas medicinales en una actividad económica importante (Goleniowski *et al.*, 2006). Tal es así, que en un estudio realizado en la región, Martínez, (2005) informó que la demanda anual promedio por punto de venta de *Achyrocline satureioides*, *Anemia australis*, *Baccharis crispa* y *Margyricarpus pinnatus* (cuatro de las seis plantas medicinales más frecuentes en los SSP) es de entre 27,73 y 77 kg.año⁻¹.

Por otro lado, la ganadería extensiva es una de las actividades económicas más importantes de la región, y se basa principalmente en las especies forrajeras (pastos) que crecen espontáneamente en los pastizales y matorrales. Por lo tanto, es importante destacar que muchas de estas especies (en particular aquellas con un ciclo de vida anual) se habrían adaptado mejor al sombreado (niveles de RFA_i cerca del 50%) de los SSP, que a la condición de luz plena en el arbustal testigo, lo que coincide con lo encontrado en otros estudios (Fernández *et al.*, 2002). Esta evidencia sugiere que las gramíneas que crecen en el sotobosque de los SSP podrían ser utilizadas como un recurso estratégico durante los períodos del año donde el suministro de forraje es limitado, ya que tienen una mejor calidad nutricional que aquellas en el TES y, por lo tanto, mayor selectividad por parte del ganado. Especies como *Piptochaetium montevidense* o *Paspalum nicorae*

constituirían un recurso forrajero estratégico durante los inviernos secos (Veneciano, 2006).

V. Conclusión

Los resultados del estudio indican que en el sotobosque de los SSP se generan condiciones de suelo y microclima diferentes a las del arbustal natural. A nivel de suelo hay una disminución del pH, un aumento en la conductividad eléctrica y un aumento en el contenido relativo de humedad. Este mayor contenido de humedad edáfica se encuentra estrechamente relacionado a la menor penetración de radiación solar registrada en el sotobosque de los SSP. Estos cambios en las variables ambientales generan nichos para algunas especies y se constituyen, sin embargo, en una barrera para otras. Un indicador claro de estas diferencias es el hecho de que el arbusto que domina el estrato superior en el arbustal no crece en el sotobosque de los SSP. Por otro lado, se destaca la mayor proporción de gramíneas de buena calidad forrajera que vegetan en el sotobosque de los SSP en comparación a una mayor proporción de especies de menor calidad y mejor adaptadas a la radiación solar directa en la situación testigo. De todas formas, los índices de riqueza, diversidad y equitatividad no se diferencian significativamente entre los parches entre copas y el arbustal testigo, lo que refleja la importancia de mantener la heterogeneidad espacial de los SSP, con el fin de incrementar la diversidad de los sistemas. En cuanto a las especies de interés, todas fueron encontradas en al menos uno de los tratamientos de los sistemas silvopastoriles, lo que convierte a estos últimos en un refugio para este tipo de especies.

VI. Bibliografía

- Amiotti, N. M., Zalpa, P., Sánchez L. F., y Peinemann, N. (2000). The impact of single trees on properties of loess-derived grassland soil in Argentina. *Ecology* 81: 3283-3290.
- Arana, M. D., Ponce, M. M., y Vischi, N. (2004). Sinopsis de los helechos y grupos relacionados (Pteridophyta) de la provincia de Córdoba, Argentina. *Boletín Sociedad Argentina de Botánica* 39: 89-114.
- Begon, M., Harper, J., y Townsend, C. R. (1999). Ecología. Individuos, poblaciones y comunidades. Tercera edición. Barcelona, Ediciones Omega S.A., 1148 pp.
- Belsky, A. J. (1994). Influences of trees on savanna productivity: tests of shade, nutrients, and tree-grass competition. *Ecology*, 75(4), 922-932.
- Bianco, C., Kraus, T. A., Anderson, D. L., y Cantero, J. J. (1987). Formaciones vegetales del Suroeste de la Provincia de Córdoba. *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto* 7: 5-66.
- Braun-Blanquet, J. (1950). Sociología Vegetal. ACME. Buenos Aires.
- Brockway, D. G., y Outcalt, K. W. (2015). Influence of selection systems and shelterwood methods on understory plant communities of longleaf pine forests in flatwoods and uplands. *Forest Ecology and Management*, 357, 138-150.

- Caballé, G. (2013). Efecto interactivo de la defoliación del estrato herbáceo y la cobertura del estrato arbóreo sobre el crecimiento del estrato herbáceo en sistemas silvopastoriles. Tesis Doctoral, FA-UBA. 216 p.
- Cabido, M., Carranza, M. L., Acosta, A., y Páez, S. (1991). Contribución al conocimiento fitosociológico del Bosque Chaqueño Serrano en la provincia de Córdoba, Argentina. *Phytocoenologia* 19: 547-566.
- Cantú, M. P., y Degiovanni, S. B. (1984). Geomorfología de la Región Centro Sur de la Provincia de Córdoba. Noveno Congreso Geológico Argentino, Actas, IV: 76-92.
- Chen, J., Franklin, J. F., y Spies, T. A. (1995). Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth douglas-fir forests. *Ecological Applications* 5: 74-86.
- Clavijo, M. P., Cornaglia, P. S., Gundel, P. E., Nordenstahl, M., y Jobbagy, E. G. (2010). Limits to recruitment of tall fescue plants in poplar silvopastoral systems of the Pampas, Argentina. *Agroforestry Systems* 80: 275-282.
- Cortés, A., Chamorro, C., y Vega, A. (1990). Cambios en el suelo por la implantación de praderas, coníferas y eucaliptos en un área aledaña al embalse del Neusa (páramo de Guerrero). *Biol Suelo*: 101-114.
- Cuevas, Y. A., y Zalba, S. M. (2013). Efecto del tipo de corte y de tratamientos en el mantillo para la restauración de pastizales naturales invadidos por *Pinus halepensis*. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 48: 315-329.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión (2013). Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Duan, R., Wang, C., Wang, X. A., Zhu, Z., y Guo, H. (2009). Differences in plant species diversity between conifer (*Pinus tabulaeformis*) plantations and natural forests in middle of the Loess plateau. *Russian journal of ecology* 40(7): 501-509.
- Etchevehere, P. H. (1976). *Normas de reconocimiento de suelos*. 2nd ed. updated. INTA, Dpto. de Suelos. Publicación, (152).
- Fernández, M. E., Gyenge, J. E., Dalla Salda, G., y Schlichter, T. M. (2002). Silvopastoral systems in northwestern Patagonia. I: growth and photosynthesis of *Stipa speciosa* under different levels of *Pinus ponderosa* cover. *Agroforestry systems* 55: 27-35.
- Giménez, F., Lúquez, J., y Suárez, J. C. (2015). Estabilidad y adaptabilidad de cultivares de soja para rendimiento en el sudeste de la provincia de Buenos Aires. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata* 104(2): 93-103.
- Giorgis, M. A., Cingolani, A. M., Gurvich, D. E., Reynero, N., y Rufini, S. (2005). Diferencias en la estructura de la vegetación del sotobosque entre una plantación de *Pinus taeda* L. (Pinaceae) y un matorral serrano (Cuesta Blanca, Córdoba). *Kurtziana* 31: 39-49.
- Giorgis, M. A., Cingolani, A. M., Chiarini, F., Chiapella, J., Barboza, G., Espinar, L. A.,... y Cabido, M. (2011). Composición florística del Bosque Chaqueño Serrano de la provincia de Córdoba, Argentina. *Kurtziana* 36: 9-43.
- Goleniowski, M. E., Bongiovanni, G. A., Palacio, L., Nuñez, C. O., y Cantero, J. J. (2006). Medicinal plants from the “Sierra de Comechingones”, Argentina. *Journal of Ethnopharmacology* 107: 324-341.
- Greene, R. E., Iglay, R. B., Evans, K. O., Miller, D. A., Wigley, T. B., y Riffell, S. K. (2016). A meta-analysis of biodiversity responses to management of southeastern pine forests—opportunities for open pine conservation. *Forest Ecology and Management* 360: 30-39.

- Guevara Escobar, A., Cervantes Jiménez, M., Suzán Azpiri, H., González Sosa, E., y Saavedra, I. (2012). Producción de pasto Rhodes en una plantación de eucalipto. *Agrociencia* 46(2): 175-188.
- Guo, Q. (2001). Early post-fire succession in California chaparral: Changes in diversity, density, cover and biomass. *Ecological Research*, 16: 471-485.
- Jiménez, M. N., Spotswood, E. N., Cañadas, E. M., y Navarro, F. B. (2015). Stand management to reduce fire risk promotes understory plant diversity and biomass in a semi-arid *Pinus halepensis* plantation. *Applied Vegetation Science*, 18(3), 467-480.
- Jose, S. (2012). Agroforestry for conserving and enhancing biodiversity. *Agroforestry Systems* 85(1): 1-8.
- Kerr, G. (1999). The use of silvicultural systems to enhance the biological diversity of plantation forests in Britain. *Forestry* 72: 191-205.
- Kuchler, A. W. (1966). Analyzing the physiognomy and structure of vegetation. *Annals of the Association of American Geographers* 1(56): 112-127.
- Martínez, G. J. (2005). Recolección y comercialización de plantas medicinales en el departamento Santa María, provincia de Córdoba, Argentina. *Acta Farmacéutica Bonaerense* 24: 575.
- Martínez, T., Urquia, J., y Tejerina, J. Y. G. A. (2014). Producción herbácea y calidad de pasto en un sistema silvopastoral adhesado de la Sierra de Madrid. *Busqué J. et al*, 2014-2020.
- Mebius, L. (1960). A rapid method for the determination of organic carbon in soil. *Analytica Chimica Acta* 22: 120-124.
- Miralles Mellado, I. (2006). Calidad de suelos en ambientes calizos mediterráneos: Parque Natural de Sierra María-Los Vélez. *Ph. D. Thesis. University of Granada, Spain*.
- Oggero, A. J., y Arana, M. D. (2012). Inventario de las plantas vasculares del sur de la zona serrana de Córdoba, Argentina. *Hoehnea* 39: 171-199.
- Ohep, C., Norma, F., y Herrera, S. (1985). *Impacto de las plantaciones de coníferas sobre la vegetación originaria del páramo de Mucubají*. Mérida: Universidad de los Andes, Facultad de ciencias forestales. 60p.
- Plevich, J., Nuñez, C., Cantero, J., Demaestri, M., y Viale, S. (2002). Biomasa del pastizal bajo diferentes densidades de pino (*Pinus elliottii*). *Agroforestería en las Américas* 9 (33-34): 19-23.
- Rangel J. O. y Velásquez, A. (1997). Métodos de estudio de la vegetación. *Colombia diversidad biótica II. Tipos de vegetación en Colombia. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia*.
- Reussi Calvo, N., Echeverría, H. E., Sainz Rozas, H. R., Berardo, A., y Diovisalvi, N. V. (2014). Contribución de la mineralización al diagnóstico de nitrógeno en los cultivos. In Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 24. Reunión Nacional Materia Orgánica y Sustancias Húmicas. 2. 2014 05 05-09, 5 al 9 de mayo 2014. Bahía Blanca, Buenos Aires. AR.
- Richardson, D. M., y Van Wilgen, B. W. (1986). Effects of thirty-five years of afforestation with *Pinus radiata* on the composition of mesic mountain fynbos near Stellenbosch. *South African Journal of Botany* 52: 309-315.
- Rios, N., Andrade, H., y Ibrahim, M. (2008). Evaluación de la recarga hídrica en sistemas silvopastoriles en paisajes ganaderos. *Zootecnia Tropical*, 26(3): 183-186.
- Roitman, G., y Preliasco, P. (2012). *Guía de reconocimiento de herbáceas de la pampa deprimida: Características para su manejo*. Buenos Aires. Fund. Vida Silvestre Argentina; Aves Argentinas. 128 pp. ISBN: 978-950-9427-28-0.

- Rueter, B., y Bertolami, M. (2010). Comunidades vegetales y factores ambientales en los cañadones costeros de Patagonia. Plant communities and environmental factors in the coastal valleys of Patagonia. *Ecología austral* 20(1): 19-32.
- Schlatter, J. E., y Otero, L. (1995). Efecto de *Pinus radiata* sobre las características químico-nutritivas del suelo mineral superficial. *Bosque* 16(1): 29-46.
- Sharrow, S. H. (1999). Silvopastoralism: Competition and facilitation between trees, livestock, and improved grass-clover pastures on temperate rainfed lands. In: Buck L.E., Lassoie J. and Fernandez E.C.M. (Eds), *Agroforestry in Sustainable Agricultural Systems*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA. p 111–130.
- Suárez, S., y Vischi, N. (1997). Caracterización fisonómico-estructural de vegetación serrana (Alpa Corral-Córdoba-Argentina). *Multequina* 6: 21-32.
- Urrego, B. (1997). La reforestación con coníferas y sus efectos sobre la acidificación, podsolización y pérdida de fertilidad de los suelos. *Informaciones Agronómicas*. 28: 6-12.
- Vaieretti, M. V., Pérez Harguindeguy, N., Gurvich, D.E., Cingolani, A. M., y Cabido, M. (2005). Decomposition dynamics and physio-chemical leaf quality of abundant species in a montane woodland in central Argentina. *Plant and Soil*. 278: 223-234. DOI 10.1007/s11104-005-8432-1.
- van Wilgen, B. W., Cowling, R. M., y Burgers, C. J. (1996). Valuation of Ecosystem Services. *BioScience* 1274 (46): 184-189.
- Veneciano, J. H. (2006). *Gramíneas estivales perennes para ambientes semiáridos: Características y productividad*. INTA San Luis, Información Técnica, 171, 84.
- Vischi, N. B., Oggero, A. J., Correa, A. L., y Suárez, S. (1999). Comunidades vegetales del Bosque serrano y su asociación con factores edáficos (Sierra de Comechingones-Córdoba). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 34: 107-112.
- Zuloaga, F. O., Morrone O., y Belgrano, M. J. (2008). Catálogo de Las Plantas Vasculares Del Cono Sur: (Argentina, Sur de Brasil, Chile, Paraguay y Uruguay). *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden*. 107 (I-II-III): 1-3348.

VII. Anexo 3.1

Tabla 3.9: Listado de plantas vasculares identificadas en el área de estudio, ordenadas por familias; * indica especie endémica. + indica especie medicinal; TES= arbustal testigo, BC= bajo copa y EC= entre copas; Formas de vida: árboles (A), arbustos (S), cactaceas globulares (GC), enredaderas (V), hierbas anuales (AH), helechos (F), hierbas perennes caducifolias (DP), hierbas perennes siempre-verdes (EP), graminoides (G) y gramíneas en mata (TG); RF: frecuencia relativa en términos porcentuales. Para la nomenclatura se utilizó a Zuloaga *et al.* (2008).

Taxón	TES	BC	EC	Formas de vida	RF
Acanthaceae					
<i>Stenandrium dulce</i> (Cav.) Nees	X	X	X	EP	9,40%
Amaranthaceae					
<i>Alternanthera pumila</i> O. Stützer *	X	X	X	EP	23,08%
<i>Gomphrena perennis</i> L. var. <i>perennis</i> +		X	X	DP	5,13%
<i>Iresine diffusa</i> Humb. & Bonpl. ex Willd. var. <i>diffusa</i>		X	X	DP	2,56%
<i>Pfaffia gnaphaloides</i> (L. f.) Mart.	X	X	X	DP	25,64%
Anacardiaceae					
<i>Schinus fasciculatus</i> (Griseb.) I.M. Johnst. var. <i>fasciculatus</i> +		X		A	0,85%
Anemiaceae					
<i>Anemia australis</i> (Mickel) M. Kessler & A.R. Sm. * +		X	X	F	11,97%
Apiaceae					
<i>Eryngium horridum</i> Malme		X	X	EP	2,56%
Apocynaceae					
<i>Matelea hispida</i> (Hook. & Arn.) Bacigalupo *		X	X	EP	1,71%
<i>Oxypetalum solanoides</i> Hook. & Arn.		X	X	EP	2,56%
Asteraceae					
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC. +		X	X	EP	10,26%
<i>Austrobrickellia patens</i> (D. Don ex Hook. & Arn.) R.M. King & H. Rob.		X	X	S	2,56%
<i>Baccharis aliena</i> (Spreng.) Joch.Müll.	X	X	X	S	13,68%
<i>Baccharis articulata</i> (Lam.) Pers. +	X		X	S	2,56%
<i>Baccharis cordobensis</i> Heering *		X		S	0,85%
<i>Baccharis coridifolia</i> DC.	X		X	S	3,42%
<i>Baccharis crispa</i> Spreng +			X	S	4,27%
<i>Bidens subalternans</i> DC. var. <i>subalternans</i>		X	X	AH	11,11%
<i>Bidens triplinervia</i> Kunth var. <i>macrantha</i> (Wedd.) Sherff f. <i>octoradiata</i> Sherff	X			AH	4,27%
<i>Campuloclinium macrocephalum</i> (Less.) DC.		X	X	DP	1,71%
<i>Chaptalia nutans</i> (L.) Pol.	X	X	X	EP	25,64%
<i>Chevreulia acuminata</i> Less.	X	X	X	EP	15,38%

Chrysanthellum indicum DC. ssp. afroamericanum B.L. Turner		X	X	EP	4,27%
Conyza bonariensis (L.) Cronquist var. angustifolia (Cabrera) Cabrera	X	X	X	EP	18,80%
Conyza primulifolia (Lam.) Cuatrec. & Lourteig			X	EP	4,27%
Gamochaeta coarctata (Willd.) Kerguelén			X	DP	0,85%
Gamochaeta filaginea (DC.) Cabrera		X	X	DP	3,42%
Gyptis artemisiifolia (Griseb.) R.M. King & H. Rob. *		X	X	DP	1,71%
Hieracium cordobense Sleumer *	X	X	X	EP	4,27%
Hypochaeris chillensis (Kunth) Hieron.		X	X	EP	5,13%
Lessingianthus mollissimus (D. Don ex Hook. & Arn.) H. Rob. var. microcephalus (Hieron.) Dematteis		X	X	S	2,56%
Lorentzianthus viscidus (Hook. & Arn.) R.M. King & H. Rob.		X		S	0,85%
Lucilia acutifolia (Poir.) Cass.	X	X	X	EP	5,13%
Porophyllum ruderales (Jacq.) Cass. +			X	EP	1,71%
Pseudognaphalium gaudichaudianum (DC.) Anderb. +	X	X	X	AH	11,97%
Pterocaulon virgatum (L.) DC. +			X	AH	4,27%
Schkuhria pinnata (Lam) Kuntze ex Thell.	X		X	AH	3,42%
Stevia satereiifolia (Lam.) Sch. Bip. var. patagonica (Hieron.) Hieron. *			X	EP	1,71%
Trixis divaricata (Kunth) Spreng. ssp. divaricata +		X	X	EP	1,71%
Brassicaceae					
Exhalimolobos weddellii (E. Fourn.) Al-Shehbaz & C.D. Bailey		X		DP	0,85%
Cactaceae					
Parodia submammulosa (Lem.) R. Kiesling ssp. submammulosa *	X	X	X	GC	7,69%
Campanulaceae					
Wahlenbergia linarioides (Lam.) A. DC.			X	EP	0,85%
Caryophyllaceae					
Cardionema ramosissima (Weinm.) Nelson & Macbr.		X	X	EP	3,42%
Silene argentina (Pax) Bocket	X	X		DP	1,71%
Commelinaceae					
Commelina erecta L. var. erecta		X	X	EP	5,98%
Convolvulaceae					
Dichondra sericea Sw. var. sericea	X	X	X	EP	77,78%
Evolvulus sericeus Sw. var. sericeus *	X	X	X	EP	12,82%
Cyperaceae					
Bulbostylis juncoides (Vahl) Kük. ex Herter f. leucocarpa (Barros) Barros *	X	X	X	G	16,24%
Carex feddeana H. Pfeiff.		X	X	G	42,74%
Euphorbiaceae					
Acalypha communis Müll. Arg.	X	X	X	EP	70,94%
Croton lanatus Lam. var. lorentzii (Müll. Arg.) P.E. Berry * +			X	EP	1,71%
Euphorbia hirta L. var. hirta	X		X	AH	2,56%

Euphorbia serpens Kunth var. serpens	X		X	DP	4,27%
Tragia geraniifolia Klotzsch ex Baill.			X X	EP	18,80%
Tragia volubilis L.			X X	EP	22,22%
Fabaceae					
Adesmia incana Vogel var. incana			X	EP	0,85%
Galactia glaucophylla Harms *	X	X		V	3,42%
Galactia latisiliqua Desv.	X	X	X	V	14,53%
Rhynchosia edulis Griseb.	X	X	X	V	16,24%
Senna aphylla (Cav.) H.S. Irwin & Barneby	X			S	0,85%
Stylosanthes montevidensis Vogel var. montevidensis	X	X	X	EP	17,09%
Hypericaceae					
Hypericum connatum Lam. +			X	S	0,85%
Hypoxidaceae					
Hypoxis humilis Kunth	X			G	0,85%
Iridaceae					
Sisyrinchium chilense Hook. ssp. chilense	X	X	X	G	3,42%
Lamiaceae					
Cantinoa mutabilis (Rich.) Harley & J.F.B. Pastore		X	X	EP	1,71%
Lythraceae					
Cuphea glutinosa Cham. & Schldl.		X	X	EP	4,27%
Malvaceae					
Krapovickasia flavescens (Cav.) Fryxell	X	X	X	EP	71,79%
Pavonia argentina Gürke		X	X	S	10,26%
Pavonia revoluta Krapov. & Cristóbal	X	X	X	S	43,59%
Sida rhombifolia L.		X	X	EP	1,71%
Sida spinosa L.		X	X	EP	6,84%
Myrtaceae					
Psidium salutare (Humb., Bonpl. & Kunth) O. Berg var. mucronatum (Cambess.) Landrum * +		X		S	0,85%
Onagraceae					
Oenothera indecora Cambess. ssp. bonariensis W. Dietr.			X	DP	4,27%
Orchidaceae					
Habenaria hexaptera Lindl.		X	X	DP	8,55%
Oxalidaceae					
Oxalis conorrhiza Jacq.		X	X	EP	23,93%
Passifloraceae					
Turnera sidoides L. ssp. pinnatifida (Juss. ex Poir.) Arbo	X	X	X	EP	3,42%
Plantaginaceae					
Plantago australis Lam. ssp. Australis +			X	EP	0,85%
Poaceae					
Aristida laevis (Nees) Kunth		X	X	TG	29,06%
Bothriochloa barbinodis (Lag.) Herter		X	X	TG	3,42%
Bothriochloa laguroides (DC.) Herter ssp. laguroides		X	X	G	11,11%
Bouteloua curtipendula (Michx.) Torr. var. caespitosa Gould & Kapadia		X	X	G	31,62%

<i>Chascolytrum subaristatum</i> (Lam.) Desv.		X	X	G	2,56%
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers. var. <i>dactylon</i>		X	X	G	1,71%
<i>Deyeuxia viridiflavescens</i> (Poir.) Kunth var. <i>montevidensis</i> (Nees) Cabrera & Rúgolo	X			G	0,85%
<i>Digitaria aequiglumis</i> (Hack. & Arechav.) Parodi var. <i>laetevirens</i> (Mez) Henrard		X	X	G	3,42%
<i>Elionurus muticus</i> (Spreng.) Kuntze	X	X	X	G	27,35%
<i>Eragrostis lugens</i> Nees var. <i>lugens</i>	X	X	X	G	9,40%
<i>Eustachys retusa</i> (Lag.) Kunth	X	X	X	G	42,74%
<i>Gymnopogon spicatus</i> (Spreng.) Kuntze		X	X	G	3,42%
<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka			X	G	0,85%
<i>Microchloa indica</i> (L. f.) P. Beauv. var. <i>indica</i>			X	G	2,56%
<i>Nassella cordobensis</i> (Speg.) Barkworth *			X	G	1,71%
<i>Nassella filiculmis</i> (Delile) Barkworth *		X		TG	0,85%
<i>Nassella neesiana</i> (Trin. & Rupr.) Barkworth	X			G	0,85%
<i>Nassella tenuissima</i> (Trin.) Barkworth *	X	X	X	TG	69,23%
<i>Paspalum dilatatum</i> Poir. ssp. <i>dilatatum</i>			X	G	0,85%
<i>Paspalum humboldtianum</i> Flügge		X	X	G	2,56%
<i>Paspalum nicorae</i> Parodi		X	X	G	30,77%
<i>Paspalum notatum</i> Flügge var. <i>notatum</i>		X	X	G	6,84%
<i>Piptochaetium montevidense</i> (Spreng.) Parodi		X	X	G	60,68%
<i>Piptochaetium napostaense</i> (Speg.) Hack.		X		G	0,85%
<i>Schizachyrium microstachyum</i> (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R. Arrill. & Izag.		X	X	TG	8,55%
<i>Schizachyrium salzmannii</i> (Trin. ex Steud.) Nash var. <i>aristatum</i> (Hack.) Peichoto	X	X	X	G	88,03%
<i>Schizachyrium spicatum</i> (Spreng.) Herter	X	X	X	G	61,54%
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguelen var. <i>parviflora</i>	X	X	X	G	18,80%
<i>Sorghastrum pellitum</i> (Hack.) Parodi		X	X	G	9,40%
<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R. Br.	X	X	X	G	47,01%
<i>Steinchisma hians</i> (Elliott) Nash		X	X	G	7,69%
Pteridaceae					
<i>Cheilanthes obducta</i> Mett. ex Kuhn		X	X	F	35,90%
Rhamnaceae					
<i>Colletia spinossisima</i> J.F. Gmel.		X		S	2,56%
Rosaceae					
<i>Margyricarpus pinnatus</i> (Lam.) Kuntze +	X	X	X	S	6,84%
Rubiaceae					
<i>Borreria eryngioides</i> Cham. & Schltld. var. <i>ostenii</i> (Standl.) E.L. Cabral & Bacigalupo *	X	X	X	EP	13,68%
<i>Galium aparine</i> L.			X	V	0,85%
<i>Galium richardianum</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Endl. ex Walp. ssp. <i>richardianum</i>	X		X	V	1,71%
<i>Mitracarpus megapotamicus</i> (Spreng.) Kuntze		X	X	EP	2,56%
Selaginellaceae					
<i>Selaginella peruviana</i> (Milde) Hieron.	X	X	X	F	15,38%
Solanaceae					

Nierembergia aristata D. Don *	X		DP	0,85%
Solanum sisymbriifolium Lam. var. Sisymbriifolium +		X	DP	0,85%
Sterculiaceae				
Melochia anomala Griseb.		X	DP	0,85%
Violaceae				
Pombalia serrata (Phil.) Paula-Souza *	X	X	EP	4,27%

Capítulo 4 : Determinación de la producción primaria neta de las leñosas.

I. Introducción

En los sistemas silvopastoriles, como en cualquier masa forestal, la necesidad de predecir el crecimiento y la producción, así como su respuesta a las actuaciones silvícolas, ha sido y es uno de los objetivos fundamentales de la investigación forestal, ya que la clave para una correcta gestión radica en un profundo conocimiento de los procesos de desarrollo de las especies forestales (Meyer *et al.*, 1961). El crecimiento de los árboles se puede definir como el resultado de la modificación conjugada de diversas variables dendrométricas como el diámetro, altura, área basimétrica y volumen (Imaña y Encinas, 2008), y su variabilidad responde a factores como: la especie, el clima, la topografía, la fertilidad del suelo, el suministro de agua, la densidad de la madera y los tipos funcionales de los árboles entre otras (Henry *et al.*, 2010).

En esta tesis doctoral, el crecimiento de los árboles fue abordado bajo dos enfoques complementarios. En primer lugar, se modelará la producción de madera del fuste de los árboles a través del tiempo, lo cual permitirá conocer tanto los posibles ingresos derivados de la venta de madera, como los efectos de los tratamientos silviculturales. Esta información resulta fundamental para poder valorar las diferentes alternativas propuestas en este trabajo (Cap. 7). Sin embargo, el beneficio económico no es el único criterio que será tenido en cuenta para la elección de la mejor alternativa, por lo que también interesa conocer la producción total de biomasa aérea (PPNA) de cada una de ellas. La PPNA refleja la cantidad de CO₂ que puede ser capturada por las leñosas, lo cual es considerado un servicio ecosistémico de gran valor por su efecto en la regulación de gases de efecto invernadero (Kopta *et al.*, 2016). Es por ello que también se modelará la PPNA de las leñosas, tanto de los árboles en los SSP como de los arbustos en la situación testigo.

Los modelos de crecimiento y producción son herramientas muy valiosas para los silvicultores y gestores forestales, al permitir predecir el desarrollo de los árboles y/o las masas forestales y, por tanto, facilitar la selección de las mejores alternativas para la toma de decisiones (Diéguez-Aranda *et al.*, 2009; Crecente Campo, 2008). Los primeros trabajos que abordaron el crecimiento de las masas forestales utilizaron funciones que tradicionalmente se han clasificado como empíricas (al no considerar explícitamente la biología del crecimiento) que, si bien presentan ciertas restricciones, pueden producir estimaciones aceptables (Diéguez Aranda *et al.*, 2005). Este tipo de funciones utilizan

variables dendrométricas como el diámetro, la altura, el área basimétrica y el volumen, las cuales son relacionadas a partir de relaciones matemáticas, con el fin de estimar los cambios en la producción a partir de un número relativamente pequeño de mediciones (Gadow *et al.*, 2001). En las últimas décadas, el modelado del crecimiento forestal se ha perfeccionado a partir del desarrollo de modelos dinámicos, los cuales (entre otras cosas) permiten simular el efecto de los cambios producidos por las intervenciones silvícolas.

La estructura de muchos de estos nuevos modelos de simulación forestal se basa en el concepto de espacio de estados y transiciones de la teoría general de los sistemas (García, 1994; Chauchard, 2013; Nord-Larsen y Johannsen, 2007). En este concepto, el sistema es concebido como un conjunto de elementos o variables del rodal que se interrelacionan entre sí, y cuyas magnitudes expresan a cada instante los estados del sistema. El cambio entre un estado y otro del mismo estará conducido por funciones de transición. En este caso los estados están definidos por los distintos valores que adoptan las variables del mismo, como la altura dominante, el área basal, el número de árboles, los índices de densidad de rodal, etc. Las funciones de transición son las que permiten proyectar estas variables de estado a cada instante, de manera que el modelado se centra en la tasa de cambio de cada estado. De esta manera los estados futuros del rodal pueden ser predichos a partir del estado actual y no dependen de las condiciones o estados pasados (García, 1994). Un sistema así concebido entonces puede ser descrito simplemente por un conjunto de funciones de transición que permitan la proyección del estado del rodal en cada momento, cuya descripción es completada con un conjunto de funciones de salidas adicionales.

En masas coetáneas, se espera que el raleo no afecte la altura dominante media de los árboles, y que el crecimiento de Área Basal siga una trayectoria casi paralela o proporcional a la trayectoria de crecimiento sin raleo (Mäkinen y Isomäki, 2004a; Pienaar y Shiver, 1986). Es por ello que autores como Andenmatten y Letourneau (2003) encontraron vínculos significativos entre índices de competencia como el de densidad relativa (que depende del área basal -G- y el diámetro medio cuadrático -Dg-) y el factor de altura (que depende de la altura dominante y el espaciamiento medio entre árboles), y pudieron predecir con éxito la evolución de uno a partir del otro. En ese sentido, si se utiliza la curva de crecimiento en altura dominante como función directriz y se conocen los cambios en el espaciamiento medio entre árboles como resultado de la intensidad de raleo (factor de altura), es posible simular los cambios de estado de variables como G o incluso el volumen a través del tiempo, y como resultado de las actuaciones silvícolas

(Andenmatten *et al.*, 1997). Es por ello que se optó por desarrollar un modelo de estados y transiciones que permita estimar el volumen del fuste de *Pinus elliottii* en condiciones sin manejo y con raleos de diferente intensidad.

En los sistemas silvopastoriles, la producción de biomasa en el sotobosque (y su posterior utilización por el ganado) es, junto con la producción de madera, la fuente de ingresos económicos más importante. Si bien este aspecto será abordado en el próximo capítulo (Cap. 5), la ocupación del terreno por parte de los árboles tiene gran influencia sobre la producción primaria neta aérea del estrato herbáceo (PPNAP), dado que existe una relación lineal entre el tamaño y crecimiento de la copa de los árboles y la PPNAP (Pantiu *et al.*, 2010). Además, la dinámica de la cobertura de copas tiene gran influencia sobre la dinámica de crecimiento del rodal, ya que las copas de los árboles cambian a través del tiempo y de acuerdo a las condiciones de competencia entre los árboles. La copa no representa únicamente el estatus social y el nivel de competencia de un árbol en el presente, sino también su situación en el pasado (Kramer, 1988). A su vez, el crecimiento de los árboles es controlado por los productos de la fotosíntesis y por las hormonas producidas en la copa, por lo que ésta también refleja el potencial de crecimiento de un árbol (Domínguez Domínguez *et al.*, 2006).

Como ya fue mencionado, además de predecir el volumen de madera del fuste y la cobertura de copas, en este capítulo se estimará la producción de biomasa aérea de las leñosas. Uno de los beneficios derivados de la combinación de leñosas y herbáceas en sistema integrados es que, en muchos casos, presentan una mayor producción total de biomasa por unidad de superficie que sus componentes cultivados por separado, y por ende son capaces de fijar una mayor cantidad de carbono (CO₂) desde la atmósfera (Pimienta *et al.*, 2007). El dióxido de carbono es uno de los gases que más abunda en la atmósfera y, desde hace ya muchos años, su concentración tiende a incrementarse paulatinamente en el tiempo, lo que genera la necesidad de perfeccionar los métodos para su captura. En este contexto la captura de CO₂ en los sistemas forestales y agroforestales ha generado un interés internacional, no solo por el beneficio de la producción propiamente dicha, sino por los beneficios que trae al ambiente (Tremblay *et al.*, 2005; Kim y Kirschbaum, 2015).

El principal mecanismo para la captura del CO₂ es su fijación como biomasa mediante la fotosíntesis realizada por las plantas (Díaz-Franco *et al.*, 2007). El contenido de carbono en proporción de la biomasa seca en la madera de coníferas arbóreas se encuentra entre 50 y 53 %, mientras que en especies de hoja ancha varía entre 47 y 50 %

(Rojo-Martínez *et al.*, 2003; Delgado *et al.*, 2005). Es por ello que la capacidad de captación de CO₂ de los sistemas naturales o de cultivos, puede ser inferida a través de la medición de la productividad primaria neta aérea (PPNA) del sistema. Sin embargo, al ser los árboles plantas perennes, el dióxido de carbono fijado por los mismos a sus tejidos leñosos se convierte en una fuente de reserva natural a largo plazo. Es por ello que la medición de la PPNA en leñosas puede resultar muy dificultosa, dado el tamaño de los órganos y estructuras, en donde árboles y arbustos fijan el CO₂ absorbido durante su crecimiento (Henry *et al.*, 2010; Rodríguez-Ortiz *et al.*, 2012).

Para una determinada especie de árboles, la masa del árbol está influenciada por el tamaño del árbol, su arquitectura, su forma (Henry *et al.*, 2010), su salud, estatus social y variación de densidad de la madera (Fearnside, 1997; Patino *et al.*, 2009). A nivel poblacional, en cambio, la variabilidad de la biomasa podría explicarse por varios factores, como clima, topografía, fertilidad del suelo, abastecimiento de agua, densidad de madera, distribución de especies arbóreas, tipos funcionales de árboles y disturbios forestales (por ej. prácticas de manejo como los raleos) que tienen impacto en la variabilidad de los bosques (Sicard *et al.*, 2006; Fearnside, 1997; Luizão *et al.*, 2004; Slik *et al.*, 2008).

Para los estudios de biomasa se suelen dividir los árboles en partes o compartimientos homogéneos: la madera del tronco, la corteza, las ramas vivas, las ramas muertas, las hojas y las raíces. La razón de ello que es no solo interesa saber la biomasa aérea total, sino también como se encuentra distribuida en el árbol, lo que se conoce como partición de biomasa. En estudios realizados sobre rodales de *Pinus greggii*, la biomasa producida se distribuyó en un 52% para madera con corteza, un 33,6 % para ramas y un 14,4% para follaje (Rodríguez-Ortiz *et al.*, 2012). Estos autores, al igual que otros (Levia, 2008; Villegas-Jiménez *et al.*, 2013), desarrollaron ecuaciones alométricas para predecir la biomasa acumulada en los órganos del árbol, a partir de características dendrométricas de fácil medición.

El diámetro normal y la altura total son las variables de árbol individual comúnmente medidas en inventarios forestales, y con las que se espera poder predecir otras variables de interés. Dado que la medición de la altura del árbol es más dificultosa que la del diámetro normal, habitualmente en los inventarios se mide únicamente una muestra de alturas. Es por ello que, en rodales regulares o coetáneos, usualmente se ajustan ecuaciones para la estimación de la altura a través de su relación con el diámetro (funciones locales) (Libano *et al.*, 2007). El ancho de copa es otra variable que también

puede ser modelada a partir del diámetro normal (Malleux, 2016). Al considerar que los árboles tienen una forma de crecimiento modular, las mismas relaciones que se observan entre el diámetro normal y la altura total y/o el ancho de copa pueden ser verificadas a nivel rama (Henry *et al.*, 2010). Es por ello que pueden establecerse relaciones entre el diámetro basal de las ramas y su largo, volumen (y por ende su peso seco) y/o área foliar (y por ende el peso seco de las hojas) (Jimenez *et al.*, 2010). A través de este tipo de relaciones se puede estimar la biomasa del árbol conociendo la cantidad de ramas que posee y el diámetro promedio de las mismas en los diferentes estratos de la copa. Como ya fue mencionado, la mayoría de estas variables son difíciles de medir en forma directa y, por lo tanto, usualmente se utilizan ecuaciones alométricas para estimarlas. Sin embargo, en la región bajo estudio, se desconoce tanto la acumulación de biomasa como la partición de la misma entre los órganos de los árboles de *P. elliotii*, por lo que no se han desarrollado ecuaciones que permitan su estimación.

Un enfoque similar al descrito para los árboles de pinos puede ser utilizado en los arbustos de la situación natural no forestada. Autores como Oñatibia *et al.* (2010) encontraron que la variable que mejor predijo la biomasa aérea en las tres especies de arbustos en la Patagonia fue la suma de la altura y el diámetro promedio (entre el diámetro mayor y el perpendicular) de la copa. En otro estudio de características similares, se encontró que la biomasa de los arbustos se relacionó con la superficie de copa y con el producto del diámetro basal cuadrático y la altura (Zeng *et al.*, 2010). Al poseer menores dimensiones, los arbustos pueden ser cosechados y pesados directamente, lo cual facilita en gran medida el trabajo a campo y disminuye la intensidad de muestreo. Al igual que para los árboles de *P. elliotii*, se desconoce tanto la acumulación de biomasa como la partición de la misma entre los órganos de los arbustos en la situación natural, lo que hizo necesario el desarrollo de ecuaciones que permitan estimar dichas variables.

En síntesis, el primer objetivo de este capítulo fue determinar la acumulación de biomasa y la partición de la misma entre los órganos de los árboles de *P. elliotii* en los SSP, y del arbusto dominante (*B. aliena*) en la situación testigo sin árboles, de manera de poder establecer comparaciones entre sistemas. El segundo objetivo fue modelar la producción de volumen del fuste de *P. elliotii* en SSP de la Sierra de Comechingones, desarrollando modelos de estados y transiciones que permitan predecir la producción obtenida de acuerdo a la densidad de árboles de cada alternativa (posterior al raleo). Finalmente, un objetivo secundario de este capítulo y que se encuentra ligado a los objetivos principales, es caracterizar la dinámica de la cobertura de copas en cada uno de

los SSP. Las hipótesis que serán contrastadas en este capítulo son: 1. Los volúmenes totales producidos y la biomasa aérea total acumulada serán mayores en las alternativas con mayor densidad de árboles que en aquellas con menor densidad, dado que el mayor crecimiento individual de los árboles no podrá compensar los efectos de la disminución en el número de árboles; 2. La productividad de las leñosas en cualquiera de las alternativas SSP será superior a la del arbustal testigo.

II. Materiales y métodos

Inventarios y mediciones

Se realizaron cinco inventarios (uno por año) en las parcelas de los sistemas silvopastoriles entre 2014 y 2018, en el mes de julio. La realización del primer inventario fue anterior a la operación de raleo, por lo cual se trabajó con 18 parcelas que tenían un rango de densidades de entre 300-550 árboles.ha⁻¹, con una media de 425 árboles por hectárea. En este inventario se midió el diámetro del fuste a 1,30 m de altura (diámetro normal; DAP) de todos los árboles de cada parcela con cinta dendrométrica. Luego se seleccionaron los cinco árboles más gruesos de cada parcela (dominantes) y se les midió la altura total (H₀) con el hipsómetro de Suunto.

Los inventarios entre 2015-2018 fueron realizados luego de haber efectuado el raleo. También se les midió el DAP a todos los árboles de cada parcela, pero a diferencia del primer inventario, la H₀ fue medida a tres árboles seleccionados de acuerdo a su DAP con el fin de representar la dispersión del diámetro normal (árboles de mayor y menor diámetro respectivamente) y su tendencia media (árbol tipo de la parcela) en cada una de las parcelas. Además, a estos árboles se les midió la altura al inicio de la copa (con el hipsómetro de Suunto) y el diámetro de la copa (AC) en dos direcciones: 1- N-S y 2- E-O, tomando como referencia la proyección de los extremos de la copa sobre el suelo y midiendo la distancia entre ellos con cinta métrica. Las dos mediciones del diámetro de copa fueron promediadas para obtener un único valor a partir del cual calcular el área de la misma.

Luego de medir el ancho de copa en el inventario de 2018, se procedió al apeo de los 54 árboles seleccionados para la medición de la altura total (tres en cada parcela). Sobre cada uno de ellos, se midió el diámetro del fuste a intervalos de un metro desde la base hasta el ápice, con el fin de cubicarlos. El volumen del fuste, se calculó a partir de la ecuación de cubicación de Smalian (Ec. 4.1).

$$V = \frac{(gg + gf)}{2} * L \quad [4.1]$$

dónde:

V: volumen real

gg: área transversal mayor

gf: área transversal menor

L: largo del rollizo.

Además, se contó el número de verticilos con ramas vivas de cada árbol y el número de ramas por verticilo; y se midió el diámetro basal de una rama al azar por verticilo. Se dividió la copa en tres secciones y de uno de los estratos (inferior, medio o superior) se seleccionó al azar una rama, que fue extraída con sus respectivos ramillos y acículas. En total se obtuvieron 54 ramas, a las que se les midió su longitud, diámetro basal y diámetros intermedios cada un metro (en ramas de largo mayor al metro). Las ramas y acículas fueron llevadas a estufa a 80 °C hasta peso constante, para luego determinar su peso seco a través de una balanza analítica. Además, se cortaron 10 rodelas de 5 cm de espesor en diferentes árboles y a diferente altura del fuste, con el fin de determinar la densidad promedio de la madera en el laboratorio. El procedimiento elegido fue el descrito por Omonte y Valenzuela, (2011) quienes proponen obtener viguetas que contengan la médula del árbol (largo variable) de no más de 1cm x 1cm de ancho (forma de prisma). Estas viguetas fueron colocadas en estufa hasta peso constante (PS), y la densidad fue calculada como la razón entre PS y el volumen de cada vigueta.

Finalmente, con el fin de obtener el incremento anual del diámetro de los árboles seleccionados, en el inventario de 2015 se extrajeron dos muestras (tarugos) por árbol: 1- a la altura del tocón (DAT), y 2- a la altura del pecho (DAP), mediante el uso del barreno de Pressler. La lectura de los anillos se realizó de la siguiente forma:

- 1) Se fijaron los tarugos a tablillas ranuradas, y se lijaron varias veces con diferentes tipos de lijas (grano grueso al principio, grano fino al final).
- 2) Se humedecieron los tarugos con agua para mejorar la identificación de los anillos (Gamundi, 1998).
- 3) Se midieron los anillos con calibre y lupa.

Cálculo del incremento anual del área basimétrica para cada una de las parcelas

Los diámetros a la altura del pecho (1,30 m) obtenidos a partir del análisis de los anillos de crecimiento, se utilizaron para calcular el valor de área transversal normal de cada árbol para cada año desde la implantación del monte. A partir de los valores de área

transversal anual se calculó el incremento relativo del área transversal (proporción del crecimiento; Ec. 4.2).

$$Pa = \frac{AT_i}{AT_t} \quad [4.2]$$

dónde:

Pa: proporción acumulada del crecimiento

AT_i: área transversal normal acumulada al año i

AT_t: área transversal normal acumulada al último año

Para cada una de las parcelas, el promedio anual de la proporción acumulada del crecimiento fue utilizado para calcular el área basimétrica acumulada durante cada año, a partir del área basimétrica acumulada al año 15 (2014).

Estimación del crecimiento en altura

Se validó un modelo de curvas de sitio generado para los rodales del campo de docencia y experimentación Las Guindas (Banchero, 2018). En el trabajo mencionado se definieron tres calidades de estación, correspondientes a: 1- “Laderas altas”: posiciones más elevadas en la toposecuencia; 2- “Laderas bajas”: posiciones intermedias; y 3- “Valles”: cañadas y otras concavidades. Además de la topografía, el otro criterio utilizado para la caracterización fue la altura promedio de los árboles dominantes de las parcelas de cada sitio, a la edad de referencia de 15 años, lo que se conoce en el campo forestal como índice de sitio (Assmann, 1970).

El modelo que fue utilizado para la construcción de las curvas de calidad de estación fue el de Chapman-Richards modificado para *Pinus radiata* (Diéguez Aranda *et al.*, 2009). Este modelo trabaja con índices de sitio predefinidos (Ortega y Montero, 1988), por lo que la forma general de la ecuación es:

$$H_0 = IS \cdot \left(\frac{1 - \exp(-b_1 \cdot t_0)}{1 - \exp(-b_1 \cdot t_r)} \right)^{b_2} \quad [4.3]$$

donde:

H₀: altura total (m) al tiempo t₀.

t₀: edad (años).

IS: índice de sitio a la edad de referencia t_r.

b₁ y b₂: parámetros de la función, que para los sitios caracterizados como laderas altas son 0,05 y 1,15 respectivamente.

El sitio en donde se encuentra el ensayo coincide con la fisonomía de la ladera alta, por lo que se validó la curva de sitio generada en esa posición. Para ello, se utilizaron

los datos del inventario del año 2014 para establecer el IS de cada una de las parcelas (en ese momento la plantación tenía 15 años) y se estimó la altura media de las parcelas a los 17 y 18 años. Estos resultados fueron contrastados con las mediciones de altura realizadas en los inventarios de 2016 y 2017.

Predicción del crecimiento en volumen a través de un modelo de estados y transiciones

Para la modelización del crecimiento en volumen de los tratamientos bajo estudio se trabajó con un enfoque similar al de Andenmatten *et al.*, (1997), quienes modelaron el volumen del rodal con la utilización de índices de densidad (ID) y un vínculo entre ellos, a partir del empleo de una función de salida (Ec. 4.4) propuesta por Mitchell y Cameron, (1985).

$$V = \alpha * DR^{\beta} * H_0^{\gamma} \quad [4.4]$$

donde:

V: Volumen del rodal [$m^3 \cdot ha^{-1}$].

H_0 : Altura dominante [m].

DR: Índice de Densidad Relativa.

α, β, γ : Parámetros particulares.

La ventaja de este tipo de modelos que existe una relación entre el Índice de Densidad Relativa (DR) (Curtis, 1982), y el Factor de Espaciamiento Relativo (FE), Hart-Becking o Wilson (Day, 1985; Prodan *et al.*, 1997), por lo que es posible simular los efectos que tendría un cambio en la densidad (en términos de número árboles por hectárea) sobre el incremento del volumen del rodal. El DR es la razón entre el área basal del rodal y su diámetro medio cuadrático (Ec. 4.5):

$$DR = \frac{G}{D_g^{0,5}} \quad [4.5]$$

dónde:

DR: Índice de Densidad Relativa.

G: Área basal del rodal ($m^2 \cdot ha^{-1}$).

Dg: Diámetro cuadrático medio (cm).

El FE consiste en la razón entre el espaciamiento medio de los árboles y la altura dominante del rodal. Para favorecer la comparación y vinculación entre los índices, Andenmatten *et al.* (1997) invirtieron el FE, de manera de lograr que la evolución del índice se transforme en creciente, situación que simplifica la comparación con el DR. A este nuevo índice lo llamaron Factor de Altura (FH; Ec. 4.6):

$$FH = \frac{H_0}{e} = \frac{\sqrt{N} * H_0}{100} \quad [4.6]$$

dónde:

FH: Índice Factor de Altura dominante.

e: Espaciamiento medio de los árboles (m)

H₀: Altura dominante del rodal (m).

N: número de árboles por hectárea

Cuando los índices mencionados alcanzan los máximos, existe una relación directa y constante entre ambos, que se la denominó factor de proporcionalidad (F) y queda expresada de la siguiente manera (Ec. 4.7):

$$F = \frac{DR}{FH} \quad [4.7]$$

Esta vinculación permite formular un modelo de estado basado en que, si resulta sencillo predecir la evolución del Factor de Altura (FH) con una adecuada función de crecimiento en altura, debiera ser simple predecir la evolución de la Densidad Relativa (DR), a partir de establecer una relación funcional entre ambos (Ec. 4.8).

$$DR_2 = DR_1 + F * (FH_2 - FH_1) \quad [4.8]$$

Como ya fue mencionado, al poder simular los cambios en el DR a partir de cambios en el número de árboles por hectárea (dado que se modifica el FH), se puede estimar el volumen de madera acumulado por el rodal luego de operaciones como el raleo, a través de la Ec. 4.4. En la situación bajo estudio, se realizó un raleo a mediados de 2014, lo que genera la posibilidad de aplicar el modelo de estados y transiciones propuesto y evaluar la precisión de las estimaciones.

Los índices de densidad de cada una de las parcelas que componen los sistemas silvopastoriles (DR y FH) fueron calculados para todos los años desde el inicio de la plantación y hasta el año en donde se aplicó el raleo, utilizando los datos de crecimiento en área basimétrica obtenidos del análisis fustal, y el modelo de crecimiento de altura descrito previamente.

A partir de estos datos, se establecieron funciones de transición mediante tres enfoques diferentes (Tabla 4.1): 1- calculando el F (a partir de la Ec. 4.9) con los datos de 2014, el promedio de 2012-2014 y el promedio de 2010-2015 (Andenmatten *et al.*, 1997); 2- ajustando modelos de regresión para calcular F a través de la H₀ (Chauchard y Andenmatten, 2009); y 3- ajustando modelos de regresión para calcular DR directamente a partir de FH (Chauchard, 2001).

Tabla 4.1: Alternativas para el cálculo de las funciones de transición. DR: índice de densidad relativa; FH: factor de altura; H₀: altura dominante; F: factor de proporcionalidad; α, β y γ parámetros de los modelos.

Enfoque	Ecuación
1. $F = f(DR; FH)$	$F = \frac{DR_{2014}}{FH_{2014}}$ $F = \frac{\tilde{X}_{DR2012-2014}}{\tilde{X}_{FH2012-2014}}$ $F = \frac{\tilde{X}_{DR2010-2014}}{\tilde{X}_{FH2010-2014}}$ <p style="text-align: right;">Ec. 5</p>
2. $F = f(H_0)$	$F = \frac{\alpha}{1 + \beta * \exp(-\gamma * H_0)}$ <p style="text-align: right;">Logística</p> $F = \alpha * \exp(-\beta * \exp(-\gamma * H_0))$ <p style="text-align: right;">Gompertz</p> $F = \frac{\alpha}{1 + \exp(\beta - \gamma * H_0)}$ <p style="text-align: right;">Verhulst – Logística</p> $F = \frac{H_0^2}{\alpha + \beta * H_0 + \gamma * H_0^2}$ <p style="text-align: right;">Hossfeld I</p> $F = \frac{H_0}{\alpha + \beta * H_0 + \gamma * H_0^2}$ <p style="text-align: right;">Smalian</p>
3. $DR = f(FH)$	$RD = \alpha + \beta * FH$ <p style="text-align: right;">Lineal</p> $RD = \alpha + \beta * FH + \gamma * FH^2$ <p style="text-align: right;">Cuadrática</p> $RD = \frac{\alpha}{1 + \beta * \exp(-\gamma * FH)}$ <p style="text-align: right;">Logística</p> $RD = 1 - \exp(-1 * \left(\frac{FH}{\alpha}\right)^\beta)$ <p style="text-align: right;">Weibull</p> $RD = \frac{FH}{\alpha + \beta * FH + \gamma * FH^2}$ <p style="text-align: right;">Smalian</p>

Se ajustó la función de volumen (Ec. 4.4) para el sistema silvopastoril utilizando los volúmenes reales medios de las 18 parcelas para todos los años desde la implantación hasta el raleo. El cálculo de los volúmenes reales fue realizado utilizando el modelo de incremento de altura descripto, el área basimétrica obtenida a partir del análisis fustal (muestras tomadas con el barreno de Pressler) y el coeficiente de forma (Cf) calculado a partir de la cubicación de los arboles luego del apeo:

$$V_r = \left(\frac{\pi * DAP^2}{4}\right) * H_0 * Cf \quad [4.9]$$

dónde:

Vr: volumen real

DAP: diámetro

H₀: altura

Cf: coeficiente de forma

Dinámica de la cobertura de copas

Se establecieron relaciones alométricas entre el ancho de copa medido en cada inventario y variables como: el diámetro normal (DAP), la altura total de los árboles (H₀), el área basimétrica (AB) y/o combinaciones de las anteriores (Tabla 4.2). La dinámica de crecimiento de la copa para cada año desde la implantación fue estimada a partir del modelo con mejor ajuste y capacidad de predicción (se conocía la evolución para el mismo período de las variables predictoras).

Tabla 4.2: Modelos ajustados para la predicción del ancho de copa (AC [m]) a partir del diámetro normal (DAP [cm]) y la altura (H [m]). α , β y γ parámetros de los modelos.

Función	Expresión
$AC = f(DAP)$	1- $AC = \alpha * DAP$ 2- $AC = \alpha * DAP^\beta$ 3- $AC = \alpha * \exp^{\beta * DAP}$
$AC = f(DAP; H)$	1- $AC = \alpha + \beta * DAP + \gamma * H$ 2- $AC = \alpha * DAP^\beta * H^\gamma$

Estimación de la biomasa total y su partición a los diferentes órganos aéreos

Al no haber información ni modelos que describan la producción y partición de la biomasa para *Pinus elliottii* en la región, se revisaron otros trabajos para especies forestales emparentadas a *P. elliottii*, con el fin de identificar (*a priori*) las variables con mejor capacidad de predicción y el tipo de relación (lineal o no lineal) (Levia, 2008; Rodríguez Ortiz *et al.*, 2012).

En primer lugar, se desarrollaron ecuaciones para predecir el largo de la rama (LR) a partir del área basal de la misma (ABR) y el ancho de la copa (AC) del árbol. Luego, a partir del ABR y LR, se ajustaron ecuaciones para predecir el peso seco de ramas (PSR). Finalmente, el peso seco de acículas (PSA) fue estimado a partir del PSR o el ABR (según la posición de la rama en la copa). En todos los casos, se ajustaron ecuaciones diferentes de acuerdo al tercio de la copa del cual haya sido extraída la rama (Tabla 4.3).

Tabla 4.3: Modelos ajustados para la predicción del largo de la rama (LR [cm]), el peso seco de la rama (PSR [g]) y el peso seco de acículas (PSA [g]) a partir del diámetro basal de la rama (DBR [cm]), el área basal de la rama (ABR [cm²]) y la superficie de copa viva (SCV [m²]). α , β y γ parámetros de los modelos.

Función	Expresión
$LR = f(DBR)$	1- $LR = \alpha + \beta * DBR$ 2- $LR = \alpha * DBR^\beta$
$LR = f(ABR)$	1- $LR = \alpha + \beta * ABR$ 2- $LR = \alpha * ABR^\beta$
$LR = f(ABR; SCV)$	1- $LR = \alpha + \beta * ABR + \gamma * SCV$ 2- $LR = \alpha * ABR^\beta * SCV^\gamma$ 3- $LR = \alpha * ABR^{(\beta * SCV)}$
$PSR = f(ABR)$	1- $PSR = \alpha + \beta * ABR$ 2- $PSR = \alpha * ABR^\beta$
$PSR = f(ABR; LR)$	1- $PSR = \alpha + \beta * ABR + \gamma * LR$ 2- $PSR = \alpha * ABR^\beta * LR^\gamma$ 3- $PSR = \alpha * ABR^{\beta * LR}$
$PSA = f(ABR)$	1- $PSA = \alpha + \beta * ABR$ 2- $PSA = \alpha * ABR^\beta$
$PSA = f(PSR)$	1- $PSA = \alpha + \beta * PSR$ 2- $PSA = \alpha * PSR^\beta$
$PSA = f(PSR; LR)$	1- $PSA = \alpha + \beta * PSR + \gamma * LR$ 2- $PSA = \alpha * PSR^\beta * LR^\gamma$ 3- $PSA = \alpha + \beta * \left(\frac{PSR}{LR}\right)$ 4- $PSA = \alpha * \left(\frac{PSR}{LR}\right)^\beta$

A través de estas ecuaciones se estimó la biomasa de ramas y acículas de todo el árbol, utilizando el diámetro promedio de las ramas en cada tercio de copa, el número de verticilos por tercio y el número de ramas por verticilo. Finalmente, la biomasa del fuste fue calculada a partir del volumen real del mismo y la densidad media de la madera.

La biomasa de ramas, acículas y fuste (así como combinaciones de las mismas) fueron relacionadas con variables de rápida medición como el área transversal normal (AT), la altura total (H), la superficie de copa viva (SCV) y/o el largo de copa (LC) (Tabla 4.4).

Tabla 4.4: Modelos ajustados para la predicción del peso seco total de ramas (PSTR [kg.árbol⁻¹]), el peso seco total de acículas (PSTA[kg.árbol⁻¹]) y el peso seco total del árbol (PSTAR [kg.árbol⁻¹]) a partir del área transversal normal (AT [m²]), la superficie

de copa viva (SCV [m²]), la altura (H [m]) y el largo de copa (LC [m]). α , β y γ parámetros de los modelos.

Función	Expresión
$PSTR = f(AT)$	1- $PSTR = \alpha + \beta * AT$ 2- $PSTR = \alpha * AT^\beta$ 3- $PSTR = \alpha * \exp^{\beta*AT}$
$PSTR = f(SCV)$	1- $PSTR = \alpha + \beta * SCV$ 2- $PSTR = \alpha * SCV^\beta$ 3- $PSTR = \alpha * \exp^{\beta*SCV}$
$PSTA = f(AT)$	1- $PSTA = \alpha + \beta * AT$ 2- $PSTA = \alpha * AT^\beta$ 3- $PSTA = \alpha * \exp^{\beta*AT}$
$PSTA = f(SCV)$	1- $PSTA = \alpha + \beta * SCV$ 2- $PSTA = \alpha * SCV^\beta$ 3- $PSTA = \alpha * \exp^{\beta*SCV}$
$PSTA = f(AT; LC)$	1- $PSTA = \alpha + \beta * AT + \gamma * LC$ 2- $PSTA = \alpha * AT^\beta * LC^\gamma$ 3- $PSTA = \alpha * \exp^{\beta*AT} * LC^\gamma$ 4- $PSTA = \alpha + \beta * (AT * LC)$ 5- $PSTA = \alpha * (AT * LC)^\beta$
$PSTA = f(SCV; LC)$	1- $PSTA = \alpha + \beta * SCV + \gamma * LC$ 2- $PSTA = \alpha * SCV^\beta * LC^\gamma$ 3- $PSTA = \alpha * \exp^{\beta*SCV} * LC^\gamma$ 4- $PSTA = \alpha + \beta * (SCV * LC)$ 5- $PSTA = \alpha * (SCV * LC)^\beta$
$PSTAR = f(AT)$	1- $PSTAR = \alpha + \beta * AT$ 2- $PSTAR = \alpha * AT^\beta$ 3- $PSTAR = \alpha * \exp^{\beta*AT}$
$PSTAR = f(H)$	1- $PSTAR = \alpha + \beta * H$ 2- $PSTAR = \alpha * H^\beta$ 3- $PSTAR = \alpha * \exp^{\beta*H}$
$PSTAR = f(AT; H)$	1- $PSTAR = \alpha + \beta * AT + \gamma * H$ 2- $PSTAR = \alpha * AT^\beta * H^\gamma$ 3- $PSTAR = \alpha + \beta * (AT * LC)$ 4- $PSTAR = \alpha * (AT * LC)^\beta$

Estimación de la acumulación de biomasa de arbustos

La especie dominante del arbustal (*Baccharis aliena*; Cap. 3) fue seleccionada como indicadora de la producción de biomasa de leñosas en la situación testigo sin árboles. Los inventarios y toma de muestras fueron realizados al final de la temporada de crecimiento del arbusto (abril 2017). Esta fecha de muestreo fue considerada adecuada para estimar la PPNA de los arbustos, dado que los brotes y las hojas de la temporada permanecen aún adheridos a la planta (Fernández Aldúncin *et al.*, 1991).

Se inventariaron todos los individuos con más de 10 cm de altura y al menos una rama (también aquellos que se encontraban muertos) en cada una de las tres parcelas de la situación testigo. A cada uno de ellos se le midió el diámetro de copa (DC) en dos direcciones (la más grande y su perpendicular), la altura (H) y diámetro basal (D) de todos los fustes.

Tabla 4.5: Modelos ajustados para la predicción del diámetro de copa (DC [cm]), el peso seco total (PST [g]) y el peso seco de hojas (PSH [g]) para el arbusto dominante *B. aliena*. H: altura [cm]; ACV: área de copa viva [m²]. α , β y γ parámetros de los modelos.

Función	Expresión
$DC = f(H)$	1- $DC = \alpha + \beta * H$ 2- $DC = \alpha * H^\beta$
$PST = f(H)$	1- $PST = \alpha + \beta * H$ 2- $PST = \alpha * H^\beta$
$PST = f(ACV)$	1- $PST = \alpha + \beta * ACV$ 2- $PST = \alpha * ACV^\beta$
$PST = f(H; ACV)$	1- $PST = \alpha + \beta * H + \gamma * ACV$ 2- $PST = \alpha * H^\beta * ACV^\gamma$
$PSH = f(H)$	1- $PSH = \alpha + \beta * H$ 2- $PSH = \alpha * H^\beta$
$PSH = f(PST)$	1- $PSH = \alpha + \beta * PST$ 2- $PSH = \alpha * PST^\beta$

Luego, 15 individuos que cubrieron todo el rango de tamaño de la especie fueron seleccionados y, para cada uno de ellos, se calculó el porcentaje de copa muerta (hojas muertas y tallos). Posteriormente, se cortaron los arbustos a nivel del suelo (transición vástago-raíz) y se llevaron al laboratorio para separar las diferentes fracciones (madera y hojas) y pesar la biomasa seca (horno a 65 °C durante 72 h). Los pesos secos se relacionaron con las variables morfométricas (diámetros y alturas), y se calculó la proporción de hojas y madera (Tabla 4.5). Finalmente, se cortaron discos de 3 cm de alto de la base del vástago principal de cada arbusto para realizar el conteo de los anillos de crecimiento y de esa forma conocer la edad de cada individuo. Al igual que en el conteo y medición de anillos en las muestras extraídas de los árboles, los discos fueron lijados para mejorar la identificación de los anillos de crecimiento.

Selección de modelos y análisis estadísticos

Estimación del volumen de fuste a través de modelos de estados y transiciones

La bondad de ajuste y las capacidades predictivas de la función de calidad de sitio (Ec. 1) fue validada a través de: el coeficiente de determinación (R^2) y el error absoluto medio (EAM) (Attis Beltrán *et al.*, 2015).

El ajuste y la capacidad de predicción de los modelos ajustados para la estimación del volumen (Ec. 4.4) y para desarrollar las ecuaciones de transición (Tabla 4.1) fueron evaluados a través de: el coeficiente de determinación (R^2) y el error medio cuadrático de predicción (EMCP) (Attis Beltrán *et al.*, 2015). Para la selección de la mejor ecuación dentro de cada tipo de función de transición (Tabla 4.1), además de los estadísticos mencionados se compararon los valores del criterio de información de Akaike (*AIC*) y del criterio de información bayesiano (*BIC*).

Finalmente, con la mejor de cada una de las tres alternativas de funciones de transición, se estimó el nuevo valor de DR como resultado del raleo. A partir de ese nuevo valor de DR, se calculó el volumen acumulado para los años posteriores al raleo (Ec. 4.4), y se lo contrastó (validación) con el volumen real calculado a partir de los inventarios (Ec. 4.9), con el fin de evaluar la bondad de ajuste y las capacidades predictivas de los modelos, a través de: el coeficiente de determinación (R^2), error absoluto medio porcentual (EAM%) y la prueba t para medias apareadas (Mayer y Butler, 1993).

Estimación de la biomasa total, partición y relaciones alométricas en árboles

Se realizó un análisis de la varianza (ANAVA) para comparar los resultados de las variables bajo estudio (volumen, biomasa, ancho de copa, etc.) entre los diferentes tratamientos de los SSP, de manera de poder identificar si existen diferencias relacionadas a la densidad de árboles o al tratamiento de poda. Los análisis fueron realizados utilizando el módulo de Modelos Lineales Mixtos del software estadístico Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2013), dado permite trabajar con datos que tengan varianzas heterogéneas en los residuos (heterocedasticidad), siempre que la distribución de los mismos sea normal.

Se realizaron análisis de correlación lineal para identificar (*a priori*) las mejores variables predictoras. Estas relaciones alométricas fueron luego modeladas a partir de métodos de regresión (lineal y no lineal) utilizando el software estadístico Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2013). La comparación de las estimaciones de los modelos se basó en el estudio de cuatro estadísticos: el error cuadrático medio de predicción (ECMP), que analiza la precisión de las estimaciones, el coeficiente de determinación (R^2) que indica

bondad de ajuste, el criterio de información de Akaike (*AIC*) y el criterio de información bayesiano (*BIC*).

Estimación de la biomasa total, partición y relaciones alométricas en arbustos

Se realizaron análisis de regresión con el propósito de establecer la relación entre la biomasa total y su partición respecto de D, H y DC, así como entre varias combinaciones de D y H. Los diferentes tipos de modelos se seleccionaron de acuerdo su ajuste y capacidad de predicción, utilizando para ello cuatro estadísticos: el error cuadrático medio de predicción (ECMP), que analiza la precisión de las estimaciones, el coeficiente de determinación (R^2) que indica bondad de ajuste, el criterio de información de Akaike (*AIC*) y el criterio de información bayesiano (*BIC*).

III. Resultados

Resultados de los inventarios, incremento anual en altura y área basimétrica

Las características y estadísticos asociados, correspondientes a los resultados obtenidos para cada parcela en los inventarios realizados se presentan en el Anexo 4.1. En líneas generales, los árboles contenidos en las parcelas con 150 y 250 árboles.ha⁻¹ presentan un mayor DAP medio (25,84 cm) al de los contenidos en las parcelas con 450 árboles.ha⁻¹ (22,27 cm). La H₀ de los árboles, sin embargo, es mayor en la parcela con 250 árboles.ha⁻¹ (11,5 m) que en las de 150 y 450 árboles.ha⁻¹ (10,5 m). Sin embargo, las parcelas con 450 árboles.ha⁻¹ presentaron un mayor G y volumen medio acumulado que las de menor densidad, siendo esta diferencia menos marcada con las parcelas de 250 árboles.ha⁻¹ que con las de 150 árboles.ha⁻¹ (Anexo 4.1). El volumen medio de los arboles fue significativamente superior en las parcelas con una densidad de 250 árboles.ha⁻¹ (mayor DAP y altura), que en las de 150 árboles.ha⁻¹ (igual DAP que con 250 árboles.ha⁻¹ pero menor altura) y las de 450 árboles.ha⁻¹ (menor DAP y altura). El volumen medio de los arboles fue de 0,47, 0,42 y 0,32 m³.árbol⁻¹ para las densidades de 250, 150 y 450 árboles.ha⁻¹ respectivamente. Sin embargo, el volumen acumulado por hectárea fue significativamente mayor en las parcelas con densidades de 450 árboles.ha⁻¹ que en las de 250 y 150 árboles.ha⁻¹. El tratamiento con mayor densidad de árboles produjo un volumen de madera (137,5 m³.ha⁻¹) similar al del tratamiento con densidad intermedia (118 m³.ha⁻¹). El tratamiento con menor densidad de árboles por hectárea produjo el menor volumen de madera por unidad de superficie con 67,75 m³.ha⁻¹, que corresponde a menos del 50% de la producción promedio de los otros tratamientos (Anexo 4.1).

Las predicciones realizadas a partir del modelo de altura ajustado por Banchemo (2018), presentaron un ajuste aceptable respecto a las mediciones de altura media de las parcelas de los inventarios. La bondad de ajuste del modelo ($R^2 = 0,80$) y el desvío estándar (SE) de la regresión representó en términos medios el 6% de la altura media, no encontrándose errores de estimación que superaran el 8% de la media para ninguna de las parcelas.

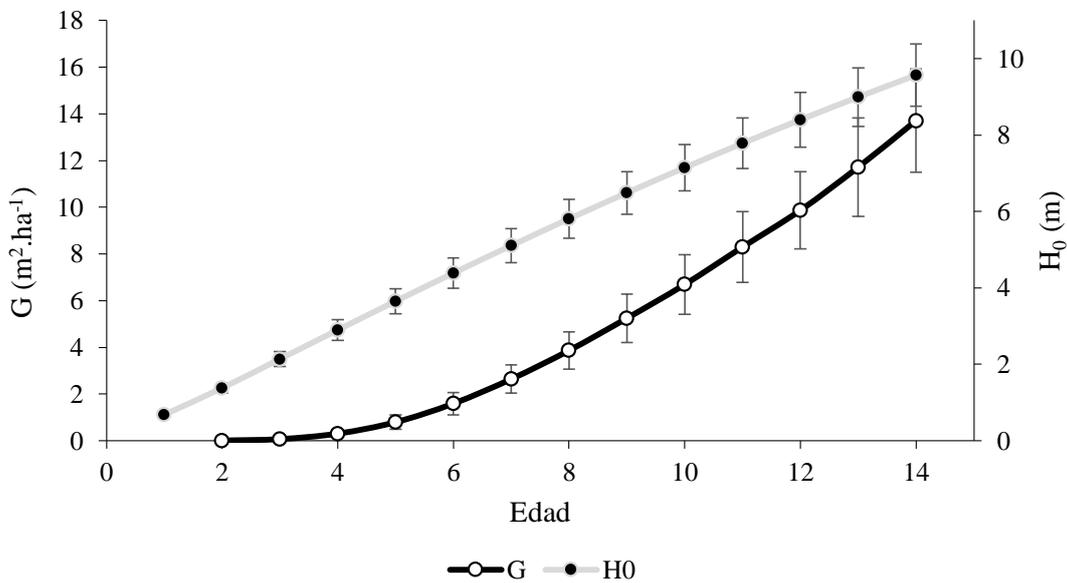


Figura 4.1: Área basimétrica media acumulada (G) y altura media (H_0) estimada a través del tiempo para las parcelas de *Pinus elliottii* establecidas en las sierras de Córdoba. La barras de error corresponden al desvío estándar (DE) de la media.

El crecimiento medio en G de las 18 parcelas fue de tipo exponencial, alcanzando $13,72 \text{ m}^2/\text{ha}$ (desvío estándar de $2,2 \text{ m}^2/\text{ha}$; CV: 17%) al momento del raleo (14 años de edad; Figura 4.1). El crecimiento en H_0 fue lineal en los primeros años, pero comenzó a desacelerarse paulatinamente en los últimos años (curva de tipo logística). La H_0 media a los 14 años de edad fue de $9,57 \text{ m}$, con un desvío estándar de $0,82 \text{ m}$ (CV: 8,61%; Figura 4.1).

Modelización del crecimiento en volumen a través de Índices de Densidad

El factor de proporcionalidad (F) mínimo fue de aprox. 0,04 a los 1,5 metros de altura mostrando un incremento lineal hasta los 5,52 m de altura momento en el que alcanza el punto máximo (0,39) y tiende a mantenerse en valores similares a medida que se incrementa H_0 (Figura 4.2). Así, el F se estabilizaría a partir de los 7 años desde plantación.

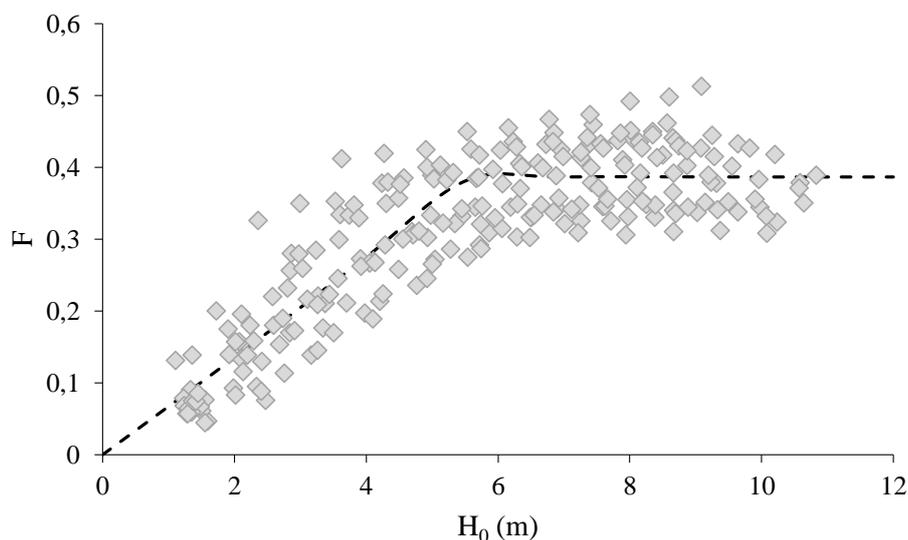


Figura 4.2: Evolución del Factor de Proporcionalidad (F) a medida que se incrementa la altura media (H_0) en las parcelas. La línea punteada corresponde a una función por tramos, donde: $F = -0.005 + 0.07 * H_0$, si $H_0 < 5.52$; $0.07 * 5.52$, si $H_0 > 5.52$.

Tal es así, que las medias de F para los periodos 2010-2014, 2012-2014 y 2014 son muy similares (Tabla 4.6), no encontrándose diferencias significativas ($p > 0,05$) en los test de medias apareadas entre los valores de 2014 y las medias de 2010-2014 y 2012-2014.

Tabla 4.6: Factor de proporcionalidad (F) promedio para los periodos 2010-2014, 2012-2014 y 2014. DE: desvío estándar; CV: coeficiente de variación.

	F (2010-2014)	F (2012-2014)	F (2014)
Media	0,39	0,40	0,40
DE	0,05	0,05	0,06
CV	12%	13%	14%

Es por ello que se optó por utilizar los valores medios de cada parcela para el período 2010-2014 para el cálculo de F (función de transición 1).

Los resultados del ajuste de los modelos de regresión a partir de los pares de datos H_0 -F, se presentan en la tabla 4.7.

Tabla 4.7: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión seleccionados, para los pares de datos H_0 -F (altura dominante-factor de proporcionalidad). E.E.: error estándar; ECMP: error medio cuadrático de predicción; R^2 :

coeficiente de determinación; *AIC*: criterio de información de Akaike; *BIC*: criterio de información Bayesiano. α , β y γ parámetros de los modelos.

Parámetro	Valor	E.E.	p-value	EMCP	R ²	<i>AIC</i>	<i>BIC</i>
Logística							
α	0.3915	0.0061	<0,0001	2,90E-03	0,78	-698,67	-684,85
β	11.7625	2.4348	<0,0001				
γ	0.8793	0.0729	<0,0001				
Gompertz							
α	0.3980	0.0072	<0,0001	2,90E-03	0,78	-697,99	-684,16
β	3.9776	0.5363	<0,0001				
γ	0.6358	0.0547	<0,0001				
Verhulst – Logística							
α	0.3915	0.0061	<0,0001	2,90E-03	0,78	-698,67	-684,85
β	2.4649	0.2070	<0,0001				
γ	0.8793	0.0729	<0,0001				
Hossfeld I							
α	31.3034	5.4574	<0,0001	2,90E-03	0,78	-695,94	-682,11
β	-5.2360	2.2701	0,022				
γ	2.7463	0.2134	<0,0001				
Smalian							
α	17.1495	1.4913	<0,0001	2,90E-03	0,78	-701,05	-687,23
β	-1.8582	0.5093	0,0003				
γ	0.2810	0.0412	<0,0001				

Las estimaciones de los parámetros resultaron altamente significativas en todos los modelos. La bondad de ajuste del modelo a los datos fue alta ($R^2 = 0,78$) y los errores medios de predicción fueron aceptables, dado que representan menos del 15% del valor medio de F. Sin embargo, al comparar los *AIC* y *BIC* calculados para cada modelo, la ecuación de Smalian fue la que presentó los valores más bajos en ambos criterios, por lo que se seleccionó dicho modelo para el cálculo de F de la función de transición 2.

Finalmente, en la tabla 4.8 se presentan los resultados del ajuste de los modelos de regresión a partir de los pares de datos FH-DR. Las estimaciones de los parámetros resultaron altamente significativas en todos los modelos. La bondad de ajuste de los modelos a los datos fue alta ($R^2 = 0,93$) y los errores medios de predicción fueron aceptables, dado que representan menos el 16% del valor medio de DR. Sin embargo, al comparar los *AIC* y *BIC* calculados para cada modelo, la ecuación de Weibull fue la que presentó los valores más bajos en ambos criterios, por lo que se seleccionó dicho modelo para el cálculo de DR de la función de transición 3.

Tabla 4.8: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión seleccionados, para los pares de datos FH-DR (factor de altura-índice de densidad relativa). E.E.: error estándar; ECMP: error medio cuadrático de predicción; R^2 : coeficiente de determinación; *AIC*: criterio de información de Akaike; *BIC*: criterio de información Bayesiano. α , β y γ parámetros de los modelos.

Parámetro	Valor	E.E.	p-value	EMCP	R^2	<i>AIC</i>	<i>BIC</i>
Lineal							
α	-0.1221	0.0104	<0,0001	4,50E-03	0,93	-599,87	-589,51
β	0.4588	0.0083	<0,0001				
Cuadrático							
α	-0.1595	0.0195	<0,0001	4,50E-03	0,93	-602,95	-589,13
β	0.5434	0.0385	<0,0001				
γ	-0.0375	0.0167	0,0254				
Logístico							
α	0.7848	0.0195	<0,0001	4,10E-03	0,93	-615,15	-601,33
β	32.1665	4.2724	<0,0001				
γ	3.1068	0.1568	<0,0001				
Weibull							
α	1.6143	0.0142	<0,0001	4,10E-03	0,94	-619,23	-608,86
β	1.8954	0.0509	<0,0001				
Smalian							
α	6.6626	0.4456	<0,0001	4,10E-03	0,93	-614,62	-600,8
β	-5.1186	0.5893	<0,0001				
γ	1.5691	0.1920	<0,0001				

Los resultados del ajuste de la función de volumen se presentan en la tabla 4.9. Las estimaciones de los parámetros fueron altamente significativas ($p < 0,0001$). La bondad de ajuste del modelo fue alta ($R^2 = 0,98$) y el error medio de predicción fue aceptable ($< 15\%$), dado que el mismo es similar a la variabilidad encontrada en los datos que le dieron origen (Tabla 4.9; Figura 4.3).

Tabla 4.9: Estimación y significancia estadística de los parámetros del modelo de regresión no lineal ajustado para el cálculo del volumen, a través de la Ecuación 1. ECMP: error medio cuadrático de predicción; R^2 : coeficiente de determinación. α , β y γ parámetros de los modelos.

Parámetro	Valor	E.E.	p-value	EMCP	R^2
α	1,4393	0,2220	<0,0001	19,17	0,98
β	1,1930	0,0528	<0,0001		
γ	2,0046	0,0641	<0,0001		

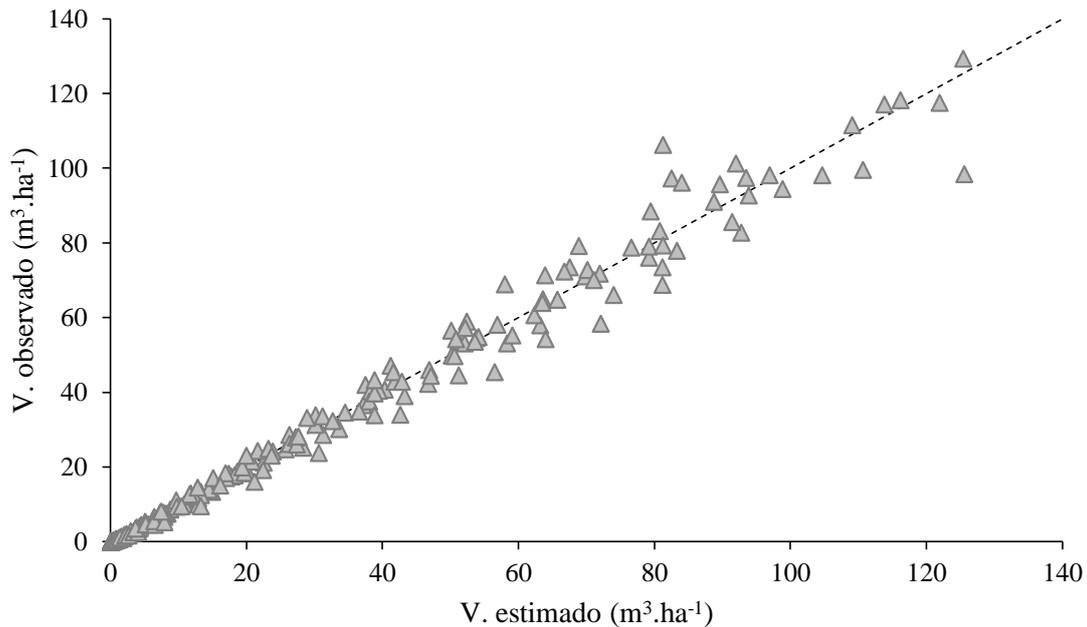


Figura 4.3: Volumen estimado vs. volumen observado por la función ajustada de volumen (Ec. 4.4). La línea punteada representa $y = \hat{y}$.

Al estimar el volumen acumulado luego de los cambios en la densidad producidos por el raleo, se encontraron resultados satisfactorios con los tres tipos de funciones de transición evaluados (Tabla 4.10). Al comparar los resultados de las estimaciones con el volumen real de cada parcela (obtenido a partir de los inventarios posteriores al raleo) se encontró un ajuste alto para las tres situaciones ($R^2 = 0,92, 0,78$ y $0,79$, para las funciones 1, 2 y 3 respectivamente). El error absoluto medio porcentual (EAM%) se encuentra entre el 11-26% de la media para los tres modelos (Tabla 4.10).

Los volúmenes estimados a través de las funciones de transición 1 y 3 son en general superiores al volumen real calculado (mayor densidad de puntos por debajo de la recta $y = \hat{y}$) lo que podría indicar un ligero sesgo hacia la sobrestimación (Figuras 4.4 A y C). A diferencia de ello, no se identificaron tendencias a sobrestimar o subestimar el volumen real de las parcelas cuando se analizaron los resultados obtenidos con la función de transición 2 (densidad de puntos similar por encima y por debajo de la recta $y = \hat{y}$; Figura 4.4 B).

Tabla 4.10: Comparación entre los volúmenes observados y estimados de acuerdo a la función de transición utilizada y a la densidad de árboles (Densidad). R^2 : coeficiente de determinación; EAM%: error estándar de la estimación expresado como porcentaje de la media; \bar{X}_{vol} Est.: volumen medio estimado; \bar{X}_{vol} Obs.: volumen medio observado; Dif.:

diferencia entre volúmenes observados y estimados expresada como porcentaje de la media. * indica diferencias estadísticamente significativas en el test de medias apareadas (t-test), mientras que ns indica que no hubo diferencias estadísticamente significativas.

Densidad	R ²	EAM%	\bar{X}_{vol} Est. (m ³ .ha ⁻¹)	\bar{X}_{vol} Obs. (m ³ .ha ⁻¹)	Dif. (%)	t-test
Función de transición 1: $F = \bar{X}_{DR}/\bar{X}_{FH}$; $DR = F*FH$						
150		22%	72,73	63,77	14%	
250	0,92	11%	122,25	120,25	2%	*
450		15%	155,19	140,25	11%	
Función de transición 2: $F = H_0/(\alpha+\beta*H_0+\gamma*H_0^2)$; $DR = F*FH$						
150		18%	68,20	63,77	7%	
250	0,78	19%	109,89	120,25	9%	ns
450		22%	135,48	140,25	3%	
Función de transición 3: $DR = 1-\exp(-1*(FH/\alpha)^\beta)$						
150		26%	71,82	63,77	13%	
250	0,79	16%	126,56	120,25	5%	ns
450		23%	140,75	140,25	0%	

Los resultados de los test de medias apareadas fueron diferentes de acuerdo a la función de transición utilizada (Tabla 4.10). Para las funciones de transición 2 y 3, no hay evidencias estadísticamente significativas de que las medias de las observaciones y estimaciones sean diferentes, mientras que para la función 1, hay evidencias estadísticamente significativas de que las medias de las observaciones y estimaciones son diferentes. Sin embargo, las diferencias entre el volumen medio observado y el volumen medio estimado con cualquiera de las funciones de transición es menor al 14% para todos los casos en el periodo 2014-2017. En ese sentido, al utilizar la función de transición 2, las diferencias fueron menores al 10% en todos los casos, lo cual indica gran precisión en las estimaciones (Tabla 4.10).

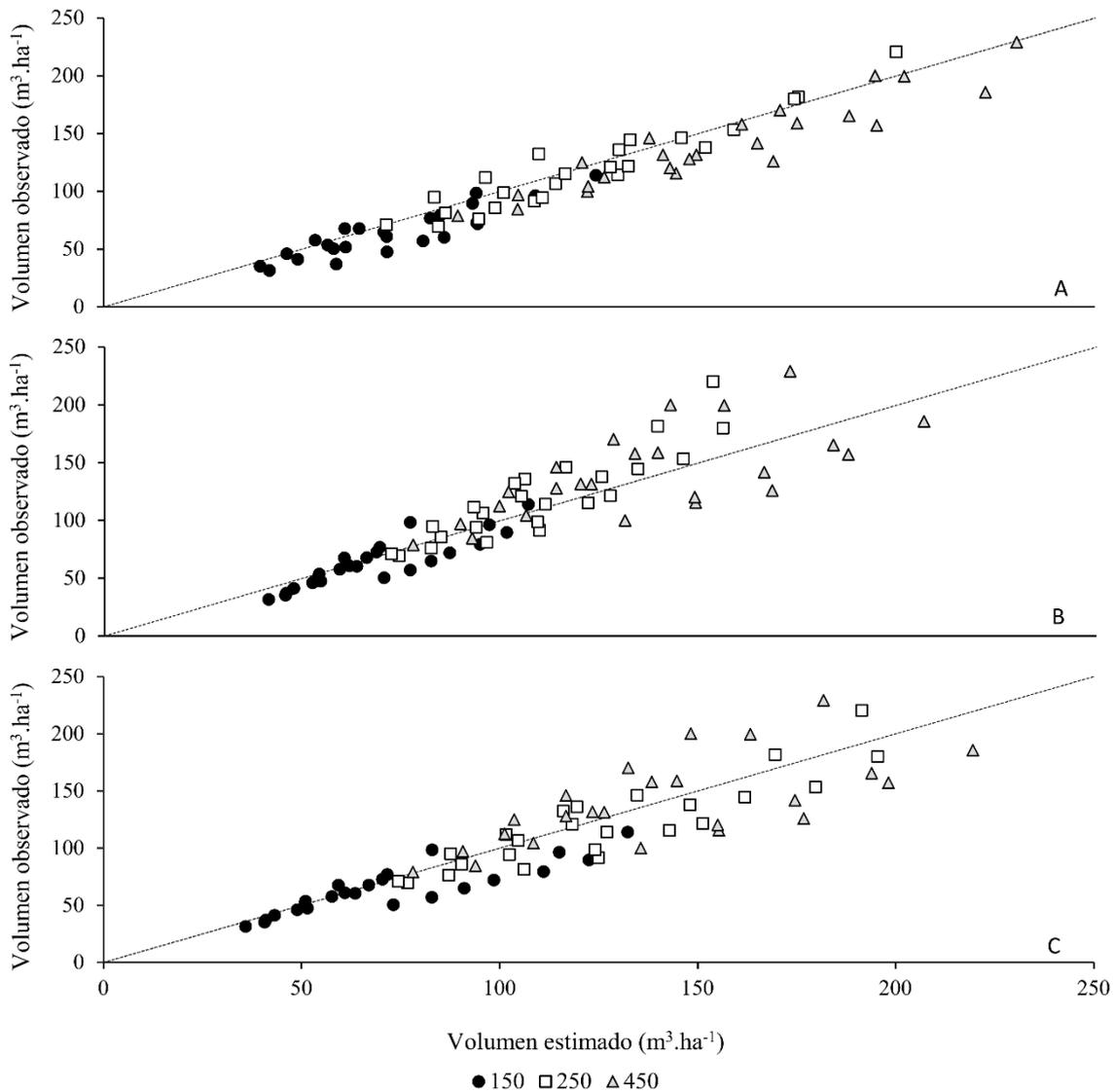


Figura 4.4: Volumen estimado vs. volumen observado por el modelo ajustado para los datos de los inventarios realizados posteriores al raleo. Las estimaciones fueron realizadas a partir del cálculo del índice de densidad relativa (DR) utilizando las funciones de transición propuestas. A: función de transición 1; B: función de transición 2; C: función de transición 3. La línea punteada representa $y = \hat{y}$.

Dinámica de la cobertura de copas

La poda redujo significativamente el ancho de copa únicamente en el primer inventario posterior a su aplicación (AC medio 10,43% superior en parcelas no podadas), pero no así en las mediciones posteriores ni en los resultados obtenidos al analizar en conjunto todos los inventarios bajo un modelo de medidas repetidas en el tiempo (Tabla 4.11). El largo de copa (LC; medido en el inventario de 2018) tampoco fue afectado por la poda. Respecto a la densidad de árboles, las parcelas con 150 y 250 árboles.ha⁻¹

tuvieron un mayor ancho de copa (en todos los inventarios) y largo de copa medio que las de 450 árboles.ha⁻¹ (Tabla 4.11).

Tabla 4.11: Ancho de copa medio (AC) y largo de copa medio (LC) de acuerdo a la densidad de árboles (150, 250 y 450 árboles.ha⁻¹) y al tratamiento de poda (podados –S- y no podados –N-). D.E.: desvío estándar de la media. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

Tratamiento		AC (m)	D.E.	LC (m)	D.E.
Densidad	150	5,05 a	1,00	8,09 a	1,34
	250	5,57 a	1,04	7,81 a	1,24
	450	4,23 b	1,05	6,87 b	1,63
Poda	N	5,09 a	1,21	7,69 a	1,64
	S	4,81 a	1,11	7,49 a	1,33

El ancho de copa (AC) presenta una alta correlación lineal (r) con el diámetro normal (r : 0,83; $p < 0,0001$) y la altura del árbol (r : 0,63; $p < 0,0001$). Es por ello que AC pudo ser predicho a través de estas variables con cualquiera de los modelos propuestos (Tabla 4.2; Tabla 4.24, Anexo 4.2). Sin embargo, la capacidad de predicción de algunos de los modelos mejoró luego de dividir el set de datos en dos grupos diferenciados de acuerdo a la densidad de árboles: árboles en parcelas con baja densidad (150-250 árboles.ha⁻¹) y alta densidad (450 árboles.ha⁻¹).

En parcelas con baja densidad, los modelos de mejor ajuste fueron aquellos donde el AC está en función del diámetro normal (DAP) y la altura (H) [$AC = f(DAP; H)$]. En este caso, el modelo potencial (Ec. 2, Tabla 4.2) fue el que presentó los menores EMCP y AIC (0,49 y 81,13 respectivamente; Tabla 4.25, Anexo 4.2) y la mayor bondad de ajuste (R^2 0,53; Tabla 4.25, Anexo 4.2). Las estimaciones de los parámetros β y γ fueron realizadas con alta significancia estadística ($p < 0,05$), mientras que el parámetro α fue estimado con un nivel menor de confianza ($p < 0,15$) y un alto error estándar (Tabla 4.12). A pesar de ello, se seleccionó este modelo para la simulación de las copas en las parcelas de baja densidad dado que los errores de predicción representan menos del 12,5% de la media (0,7 m) y no se detectaron sesgos en las estimaciones (igual densidad de puntos por encima que por debajo de la recta $y = \hat{y}$; Figura 4.5).

Tabla 4.12: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión no lineal seleccionados para la estimación del ancho de copa (AC [m]) a partir del diámetro normal (DAP [cm]) y la altura (H [m]), en parcelas con baja

(150-250) y alta (450) densidad de árboles. α , β y γ parámetros de los modelos. E.E.: error estándar de la estimación de los parámetros. EAM%: error absoluto medio expresado como porcentaje de la media.

Densidad	Ecuación	Parámetro	Valor	E.E.	p-value	EAM%
150-250	$AC = \alpha * DAP^\beta * H^\gamma$	α	0,11	0,080	0,1451	12,5
		β	0,76	0,190	0,0003	
		γ	0,53	0,210	0,0176	
450	$AC = \alpha * \exp^{\beta * DAP}$	α	1,42	0,177	<0,0001	9,6
		β	0,04	0,004	<0,0001	

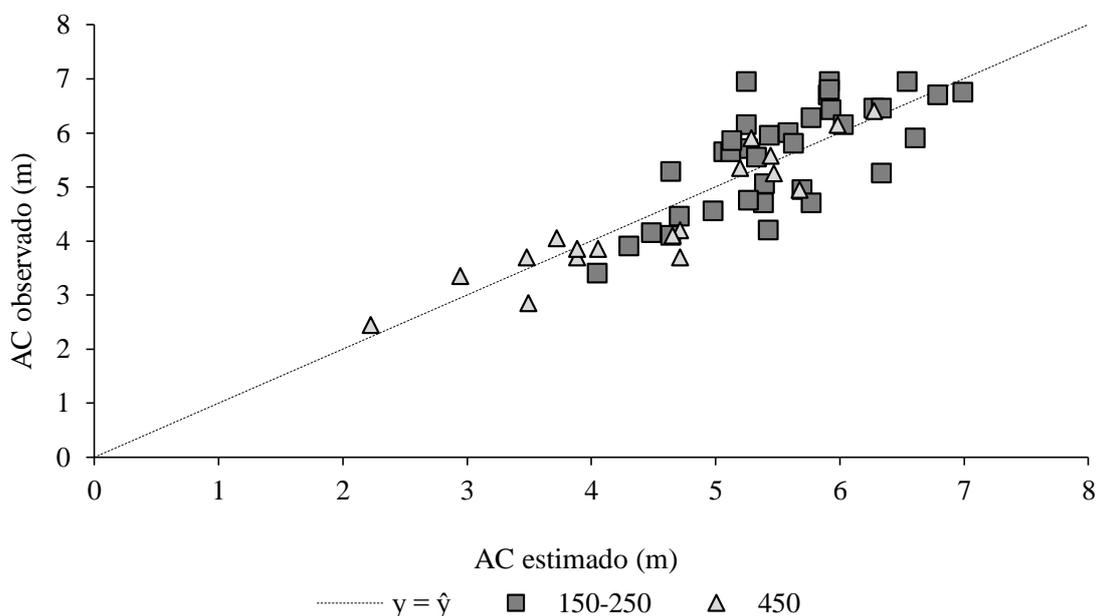


Figura 4.5: Ancho de copa (AC) estimado vs. ancho de copa observado de acuerdo a las funciones seleccionadas. 150-250: parcelas con baja densidad de árboles; 450: parcelas con alta densidad de árboles. La línea punteada representa $y = \hat{y}$.

En parcelas con alta densidad (450 árboles.ha⁻¹), los modelos de mejor ajuste fueron aquellos donde el AC está en función del DAP únicamente [$AC = f(DAP)$]. En este caso, el modelo exponencial (Ec. 3, Tabla 4.2) presentó los menores EMCP y AIC (0,18 y 24,11 respectivamente; Tabla 4.26, Anexo 4.2) y una alta bondad de ajuste (R^2 0,83; Tabla 4.26, Anexo 4.2). Las estimaciones de los parámetros fueron realizadas con alta significancia estadística ($p < 0,0001$; Tabla 4.12) y los errores de predicción representan menos del 9,6% de la media (0,4 m). En este caso, tampoco se detectaron sesgos en las estimaciones (Figura 4.5).

Ajuste de ecuaciones para la simulación de la biomasa de la copa

Los valores medios de las variables medidas en copas y ramas se presentan en la Tabla 4.13. En general, el diámetro basal de la rama (DBR) y el largo de la rama (LR) disminuyen a medida que aumenta la altura de inserción de la rama en el fuste, siendo mayores en el tercio inferior. Lo mismo sucede con el peso promedio de la rama (PSR) y en menor medida con peso de acículas por rama (PSA). La relación PSA/PSR es diferente de acuerdo al tercio de la copa, siendo 0,27, 0,48 y 0,97 en los tercios inferior, medio y superior respectivamente.

Tabla 4.13: Número medio de verticilos por árbol (VPA), número medio de ramas por tercio (RPT), diámetro basal medio de las ramas (DBR), largo promedio de las ramas (LR), peso seco medio por rama (PSR) y peso seco de acículas por rama (PSA) para cada tercio de copa (inferior: T1, medio: T2 y superior: T3). D.E.: desvío estándar de la media; CV: coeficiente de variación.

Variable	T1			T2			T3		
	Media	D.E.	CV	Media	D.E.	CV	Media	D.E.	CV
VPA	5,04	1,23	24%	5,19	1,27	25%	5,00	1,29	26%
RPT	10,30	2,75	27%	11,50	3,74	33%	10,85	3,16	29%
DBR (cm)	4,55	1,16	26%	4,37	1,14	26%	3,25	0,73	22%
LR (cm)	246,52	78,15	32%	193,94	47,79	25%	131,44	39,20	30%
PSR (g)	1288,96	1040,90	81%	623,11	271,89	44%	312,45	178,51	57%
PSA (g)	353,66	370,27	105%	297,22	178,72	60%	303,31	172,12	57%

El largo de la rama (LR) presentó correlaciones lineales significativas ($p < 0,05$) con el diámetro en la base de la rama (DBR), el área en la base de la rama (ABR) y la superficie de copa viva (SCV), con coeficientes de correlación de Pearson (r) de 0,63, 0,6 y 0,35 respectivamente. Los modelos con mejor capacidad de predicción fueron diferentes de acuerdo al tercio de la copa. Sin embargo, la inclusión de SCV como variable predictora (además del DBR o ABR) mejoró la capacidad de predicción de los modelos en los tercios inferiores de la copa (inferior-T1- y medio-T2-), pero no así en el tercio superior (Tablas 4.27, 4.28 y 4.29; Anexo 4.3).

En el tercio inferior, el modelo potencial (Ec. 2, $LR = f(ABR; SCV)$, Tabla 4.3) fue el que presentó los menores EMCP y AIC (1076,2 y 161,68 respectivamente; Tabla 4.27, Anexo 4.3) y la mayor bondad de ajuste (R^2 0,84; Tabla 4.27, Anexo 4.3). Las estimaciones de los parámetros fueron realizadas con alta significancia estadística ($p < 0,02$) (Tabla 4.14). Los errores de predicción representan menos del 13,4% de la media

(32 cm) y no se detectaron sesgos en las estimaciones (igual densidad de puntos por encima que por debajo de la recta $y = \hat{y}$; Figura 4.6).

Tabla 4.14: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión no lineal seleccionados para la estimación del largo de rama (LR [cm]) en los tres tercios (inferior: T1, medio: T2 y superior: T3) a partir del diámetro basal de la rama (DBR [cm]), del área basal de la rama (ABR [cm²]) y la superficie de copa viva (SCV [m²]). α , β y γ parámetros de los modelos. E.E.: error estándar de la estimación de los parámetros. EAM%: error absoluto medio expresado como porcentaje de la media.

Tercio	Ecuación	Parámetro	Valor	E.E.	p-value	EAM%
T1	$LR = \alpha * ABR^\beta * SCV^\gamma$	α	63,24	17,46	0,0031	13,37%
		β	0,21	0,04	0,0003	
		γ	0,28	0,10	0,0158	
T2	$LR = \alpha * ABR^{(\beta * SCV)}$	α	126,71	17,673	<0,0001	17,44%
		β	0,01	0,003	0,0047	
T3	$LR = \alpha * DBR^\beta$	α	84,73	14,18	<0,0001	20,43%
		β	0,49	0,17	0,0113	

En el tercio medio, el modelo potencial modificado (Ec. 3, $LR = f(ABR; SCV)$, Tabla 4.3) fue el seleccionado que presentó los menores EMCP y AIC (1090,66 y 151,34 respectivamente; Tabla 4.27, Anexo 4.3) y una bondad de ajuste media (R^2 0,46; Tabla 4.27, Anexo 4.3). Las estimaciones de los parámetros fueron realizadas con alta significancia estadística ($p < 0,01$) (Tabla 4.14). Los errores de predicción representan menos del 17,5% de la media (33 cm) y tampoco se detectaron sesgos en las estimaciones (Figura 4.6).

Finalmente, en el tercio superior fue seleccionado el modelo potencial que utiliza como variable predictora únicamente al DBR (Ec. 2, $LR = f(DBR)$, Tabla 4.3), dado que este presentó valores de EMCP, AIC y R^2 (675,25, 144,15 y 0,56 respectivamente; Tabla 4.27, Anexo 4.3) muy similares a los obtenidos al incluir el SCV como segunda variable predictora. Las estimaciones de los parámetros fueron realizadas con alta significancia estadística ($p < 0,02$), los errores de predicción representan menos del 20,5% (26 cm) de la media (Tabla 4.14) y no se detectaron sesgos en las estimaciones (Figura 4.6).

El peso seco de la rama (PSR) presentó correlaciones lineales significativas ($p < 0,0001$) con el área en la base de la rama (ABR) y el largo de rama (LR), con coeficientes de correlación de Pearson (r) de 0,90 y 0,83 respectivamente. Los modelos con mejor capacidad de predicción fueron diferentes de acuerdo al tercio de la copa. En el tercio

inferior (T1), los modelos con dos variables predictoras (ABR y LR) no fueron mejores que aquellos cuya única variable era el ABR. En cambio, en los tercios medio y superior (T2 y T3) los modelos con las dos variables tuvieron una mejor capacidad de predicción que aquellos con una única variable (Tabla 4.28; Anexo 4.3).

En el tercio inferior, el modelo potencial (Ec. 2, $PSR = f(ABR)$, Tabla 4.3) fue el que presentó el menor EMCP (82891,37), el segundo valor más bajo de AIC (230,47) y una alta bondad de ajuste (R^2 0,85; Tabla 4.28, Anexo 4.3). Las estimaciones de los parámetros fueron realizadas con alta significancia estadística ($p < 0,001$) (Tabla 4.15). Los errores de predicción representan menos del 22,4% (288 g) de la media y no se detectaron sesgos en las estimaciones (igual densidad de puntos por encima que por debajo de la recta $y = \hat{y}$; Figura 4.7).

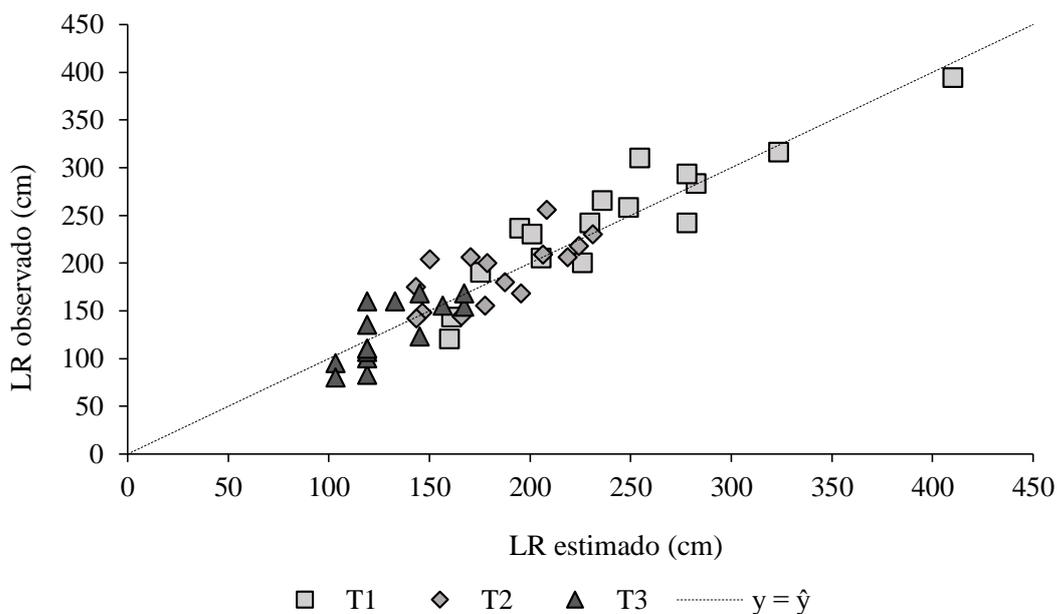


Figura 4.6: Largo de rama (LR) estimado vs. largo de rama observado de acuerdo a las funciones seleccionadas. T1: tercio inferior; T2: tercio medio; T3: tercio superior. La línea punteada representa $y = \hat{y}$.

En el tercio medio, el modelo potencial (Ec. 3, $PSR = f(ABR; LR)$, Tabla 4.3) fue el seleccionado, dado que presentó los menores EMCP y AIC (10673,48 y 173,43 respectivamente; Tabla 4.28, Anexo 4.3) y una alta bondad de ajuste (R^2 0,8; Tabla 4.28, Anexo 4.3). Las estimaciones de los parámetros β y γ fueron realizadas con alta significancia estadística ($p < 0,0001$), aunque no así la de α . Es por ese motivo que se volvió a ajustar el modelo sin el parámetro α , lo que derivó en mejores resultados (Tabla

4.15). Los errores de predicción representan menos del 16,6% (103 g) de la media y tampoco se detectaron sesgos en las estimaciones (Figura 4.7).

Finalmente, en el tercio superior fue seleccionado el modelo potencial modificado (Ec. 3, $PSR = f(ABR; LR)$, Tabla 4.3), dado que éste presentó los menores valores de EMCP y AIC (7174,22 y 191,32 respectivamente; Tabla 4.28, Anexo 4.3) y una alta bondad de ajuste (R^2 0,78; Tabla 4.28, Anexo 4.3). Las estimaciones de los parámetros fueron realizadas con alta significancia estadística ($p < 0,0001$), los errores de predicción representan menos del 27% (85 g) de la media (Tabla 4.15) y no se detectaron sesgos en las estimaciones (Figura 4.7).

Tabla 4.15: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión no lineal seleccionados para la estimación del peso seco de la rama (PSR [g]) en los tres tercios (inferior: T1, medio: T2 y superior: T3) a partir del área basal de la rama (ABR [cm^2]) y el largo de la rama (LR [cm]). α , β y γ parámetros de los modelos. E.E.: error estándar de la estimación de los parámetros. EAM%: error absoluto medio expresado como porcentaje de la media.

Tercio	Ecuación	Parámetro	Valor	E.E.	p-value	EAM%
T1	$PSR = \alpha * ABR^\beta$	α	0,79	0,06	<0,0001	22,34%
		β	171,78	34,09	0,0002	
T2	$PSR = \alpha * ABR^\beta * LR^\gamma$	α	-	-	-	16,58%
		β	0,64	0,09	<0,0001	
		γ	0,98	0,04	<0,0001	
T3	$PSR = \alpha * ABR^{(\beta*LR)}$	α	0,0032	0,0005	<0,0001	27,11%
		β	153,09	26,05	<0,0001	

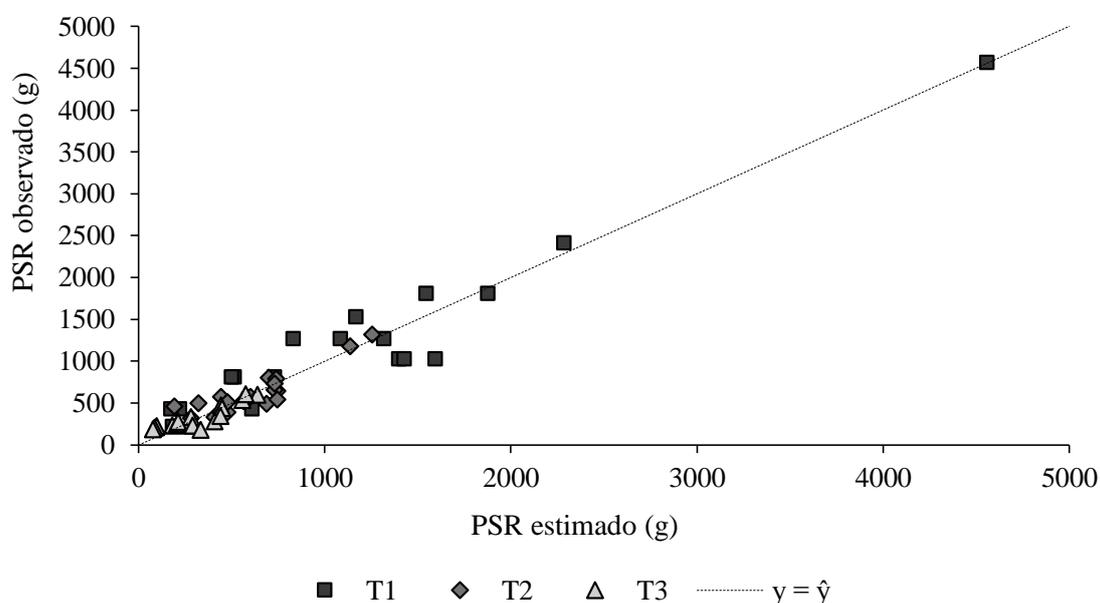


Figura 4.7: Peso seco de la rama (PSR) estimado vs. peso seco de la rama observado de acuerdo a las funciones seleccionadas. T1: tercio inferior; T2: tercio medio; T3: tercio superior. La línea punteada representa $y = \hat{y}$.

El peso seco de acículas por rama (PSA) presentó correlaciones lineales significativas ($p < 0,001$) con el área en la base de la rama (ABR), el largo de rama (LR) y el peso seco de la rama (PSR), con coeficientes de correlación de Pearson (r) de 0,82, 0,5 y 0,74 respectivamente. Los modelos con mejor capacidad de predicción fueron diferentes de acuerdo al tercio de la copa. En el tercio inferior (T1), los modelos con dos variables predictoras (PSR y LR) no fueron mejores que aquellos cuya única variable era el PSR. En el tercio medio (T2) los modelos con dos variables (PSR y LR) tuvieron una mejor capacidad de predicción que aquellos con una única variable, mientras que en el tercio superior (T3) los modelos con el ABR como única variable predictora fueron los de mejor capacidad de predicción (Tabla 4.29; Anexo 4.3)

En el tercio inferior, el modelo lineal (Ec. 1, $PSA = f(PSR)$, Tabla 4.3) fue el que presentó valores de EMCP bajos (9380,95), el menor valor de AIC (181,29) y una alta bondad de ajuste (R^2 0,84; Tabla 4.29, Anexo 4.3). Las estimaciones de los parámetros fueron realizadas con alta significancia estadística ($p < 0,001$) (Tabla 4.16). Los errores de predicción representan menos del 27,4% (97 g) de la media y no se detectaron sesgos en las estimaciones (igual densidad de puntos por encima que por debajo de la recta $y = \hat{y}$; Figura 4.8).

Tabla 4.16: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión seleccionados para la estimación del peso seco de acículas por rama (PSA [g]) en los tres tercios (inferior: T1, medio: T2 y superior: T3) a partir del área basal de la rama (ABR [cm^2]), el peso seco de la rama (PSR [g]) y el largo de la rama (LR [cm]). α , β y γ parámetros de los modelos. E.E.: error estándar de la estimación de los parámetros. EAM%: error absoluto medio expresado como porcentaje de la media.

Tercio	Ecuación	Parámetro	Valor	E.E.	p-value	EAM%
T1	$PSA = \alpha + PSR * \beta$	α	-	-	-	27,39%
		β	0,21	0,02	<0,0001	
T2	$PSA = \alpha * \left(\frac{PSR}{LR}\right)^\beta$	α	60,82	17,95	0,0061	24,75%
		β	1,37	0,21	<0,0001	
T3	$PSA = \alpha * ABR^\beta$	α	88,09	20,92	0,001	25,54%
		β	0,72	0,12	<0,0001	

En el tercio medio, el modelo potencial (Ec. 4, $PSA = f(PSR; LR)$, Tabla 4.3) fue el seleccionado, dado que presentó los menores EMCP y AIC (5412,4 y 152,47 respectivamente; Tabla 4.29, Anexo 4.3) y una alta bondad de ajuste (R^2 0,83; Tabla 4.29, Anexo 4.3). Las estimaciones de los parámetros fueron realizadas con alta significancia estadística ($p < 0,01$), los errores de predicción representan menos del 24,8% (74 g) de la media y no se detectaron sesgos en las estimaciones (Tabla 4.16; Figura 4.8).

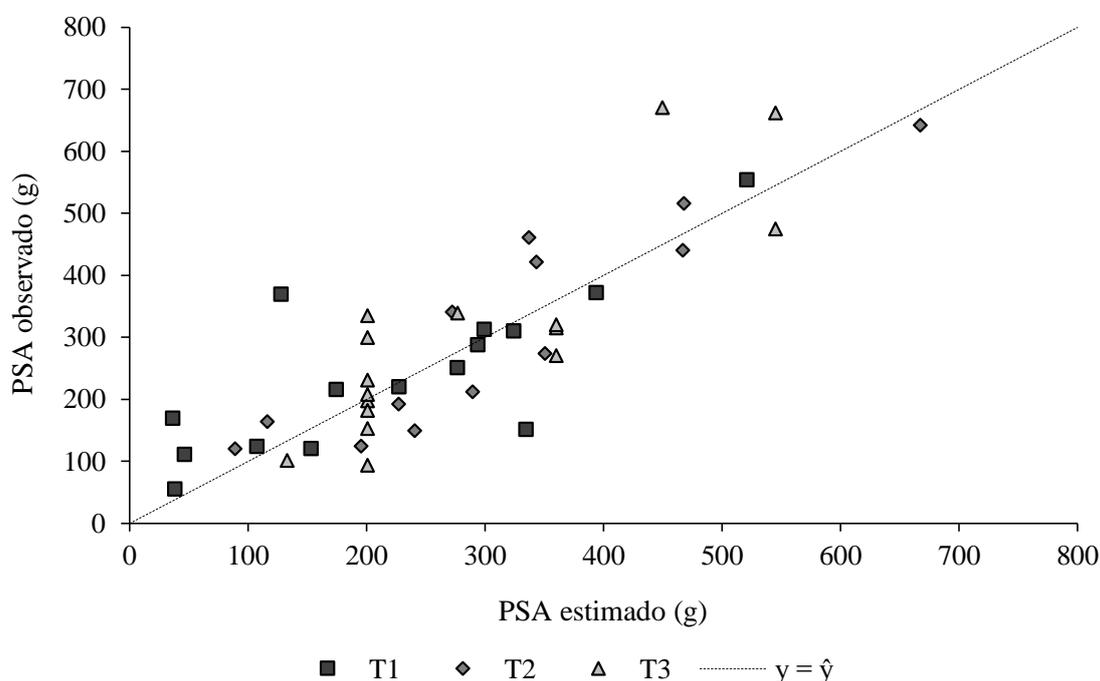


Figura 4.8: Peso seco de acículas por rama (PSA) estimado vs. peso seco de acículas por rama observado de acuerdo a las funciones seleccionadas (Tabla 4.16). T1: tercio inferior; T2: tercio medio; T3: tercio superior. La línea punteada representa $y = \hat{y}$.

Finalmente, en el tercio superior fue seleccionado el modelo potencial (Ec. 2, $PSA = f(ABR)$, Tabla 4.3), dado que este presentó los menores valores de EMCP y AIC (6000,48 y 176,92 respectivamente; Tabla 4.29, Anexo 4.3) y una alta bondad de ajuste (R^2 0,73; Tabla 4.29, Anexo 4.3). Las estimaciones de los parámetros fueron realizadas con alta significancia estadística ($p < 0,001$), los errores de predicción representan menos del 25,6% (77 g) de la media y no se detectaron sesgos en las estimaciones (Tabla 4.16; Figura 4.8).

Estimación de la biomasa total y su partición a los diferentes órganos aéreos

A nivel de todo el árbol, la partición de la biomasa en ramas (13%), acículas (6%) y fuste (81%) no fue afectada por la densidad de árboles ni por el tratamiento de poda

(Tabla 4.17). Tampoco se encontraron diferencias significativas en los pesos medios totales de ramas, acículas y fuste por árbol entre tratamientos como resultado del análisis de la covarianza (se utilizó el peso total del árbol como covariable). La densidad de la madera del fuste (en base seca) fue de $360,2 \pm 36,71 \text{ kg.m}^{-3}$.

Por otro lado, el peso total promedio de los árboles es mayor en las parcelas con 150 y 250 árboles.ha⁻¹ que en las de 450 árboles.ha⁻¹, lo que se condice con los resultados encontrados para otras variables como el diámetro normal o el volumen. La producción primaria neta aérea forestal (PPNAF), al igual que el volumen de fuste, es significativamente mayor en las parcelas de 450 árboles.ha⁻¹ ($90,13 \pm 18,22 \text{ tn.ha}^{-1}$) que en las de 250 árboles.ha⁻¹ ($74,85 \pm 8,6 \text{ tn.ha}^{-1}$) y que en las de 150 árboles.ha⁻¹ ($43,44 \pm 8,23 \text{ tn.ha}^{-1}$). La PPNAF promedio anual es 5,01, 4,16 y 2,41 tn.ha⁻¹.año⁻¹ en las parcelas con 450, 250 y 150 árboles.ha⁻¹, respectivamente (sin considerar la biomasa extraída en el raleo). En el raleo del año 2014 se extrajeron en promedio 15,75 tn.ha⁻¹ ($\pm 1,6 \text{ tn.ha}^{-1}$), 12,73 tn.ha⁻¹ ($\pm 4,85 \text{ tn.ha}^{-1}$) y 1,67 tn.ha⁻¹ ($\pm 1,78 \text{ tn.ha}^{-1}$) de las parcelas de 150, 250 y 450 árboles.ha⁻¹ respectivamente, lo que equivale a 1,13, 0,91 y 0,12 tn.ha⁻¹.año⁻¹.

Tabla 4.17: Peso seco medio total de ramas por árbol (PSTR), peso seco medio total de acículas por árbol (PSTA), peso seco medio total de fuste por árbol (PSTF), peso seco medio total del árbol (PSTAR), proporción del peso total en ramas (%R), proporción del peso total en acículas (%A) y proporción del peso total en fuste (%F) según la densidad de árboles (150, 250 o 450 árboles.ha⁻¹) y el tratamiento de poda (no podados – N- y podados –S-). D.E.: desvío estándar de la media; CV: coeficiente de variación.

Tratamiento		PSTR (kg)	PSTA (kg)	PSTF (kg)	PSTAR (kg)	%R	%A	%F
150	Media	37,97	15,33	236,26	289,57	13	5	82
	D.E.	14,55	4,90	68,17	82,92	3	1	4
	CV	38,31	31,98	28,85	28,63	21	24	5
250	Media	40,96	15,36	243,09	299,41	14	5	81
	D.E.	14,39	4,79	61,76	75,86	3	1	4
	CV	35,14	31,19	25,41	25,34	23	21	5
450	Media	26,44	11,61	162,25	200,29	13	6	81
	D.E.	14,32	5,18	77,52	95,90	2	1	3
	CV	54,14	44,63	47,78	47,88	15	17	3
N	Media	34,68	13,30	202,91	250,89	14	6	81
	D.E.	15,99	4,74	75,98	93,30	3	1	4
	CV	46,12	35,61	37,45	37,19	20	23	5
S	Media	35,57	14,89	224,83	275,29	13	6	82
	D.E.	15,27	5,56	78,88	96,89	2	1	3
	CV	42,92	37,35	35,08	35,19	18	20	4

En las parcelas con baja densidad de árboles, el modelo potencial (Ec. 2, $PSTR = f(SCV)$, Tabla 4.4) presentó los menores valores de EMCP (77,82) y AIC (241,28), y una bondad de ajuste media (R^2 0,55; Tabla 4.30, Anexo 4.4). Las estimaciones de los parámetros fueron realizadas con alta significancia estadística ($p < 0,05$), los errores de predicción representan menos del 22,7% (8,82 kg) de la media y no se detectaron sesgos en las estimaciones (Tabla 4.18; Figura 4.9).

En las parcelas con alta densidad de árboles, el modelo exponencial (Ec. 3, $PSTR = f(AT)$, Tabla 4.4) fue el seleccionado, dado que presentó los menores EMCP y AIC (18,95 y 107,92 respectivamente; Tabla 4.30, Anexo 4.4) y una alta bondad de ajuste (R^2 0,91; Tabla 4.30, Anexo 4.4). Las estimaciones de los parámetros fueron realizadas con alta significancia estadística ($p < 0,0001$), los errores de predicción representan menos del 16,5% (4,35 kg) de la media y no se detectaron sesgos en las estimaciones (Tabla 4.18; Figura 4.9).

Tabla 4.18: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión seleccionados para la estimación del peso seco total de ramas por árbol ($PSTR$ [$\text{kg} \cdot \text{árbol}^{-1}$]) a partir del área transversal normal (AT [m^2]) y la superficie de copa viva (SCV [m^2]), en parcelas con baja (150-250) y alta (450) densidad de árboles. α , β y γ parámetros de los modelos. E.E.: error estándar de la estimación de los parámetros. EAM%: error absoluto medio expresado como porcentaje de la media.

Densidad	Ecuación	Parámetro	Valor	E.E.	p-value	EAM%
150-250	$PSTR = \alpha * SCV^\beta$	α	2,48	1,14	0,0375	22,61%
		β	0,86	0,14	<0,0001	
450	$PSTR = \alpha * \exp^{\beta * AT}$	α	7,29	1,01	<0,0001	16,47%
		β	22,72	1,91	<0,0001	

El peso seco total de acículas por árbol (PSTA) presentó correlaciones lineales significativas ($p < 0,001$) con el área transversal normal del árbol (AT), la superficie de copa viva (SCV) y el largo de copa (LC), con coeficientes de correlación de Pearson (r) de 0,82 y 0,74 y 0,66 respectivamente. Los modelos basados en estimaciones a partir del AT fueron los que presentaron mejor capacidad de predicción. Los que combinaron AT y LC fueron los mejores en densidades bajas (150-250 árboles. ha^{-1}) y en el ajuste sin diferenciar por densidad; mientras que en densidades altas (450 árboles. ha^{-1}) los modelos que utilizaban únicamente el AT dieron mejores resultados (Tabla 4.31; Anexo 4.4).

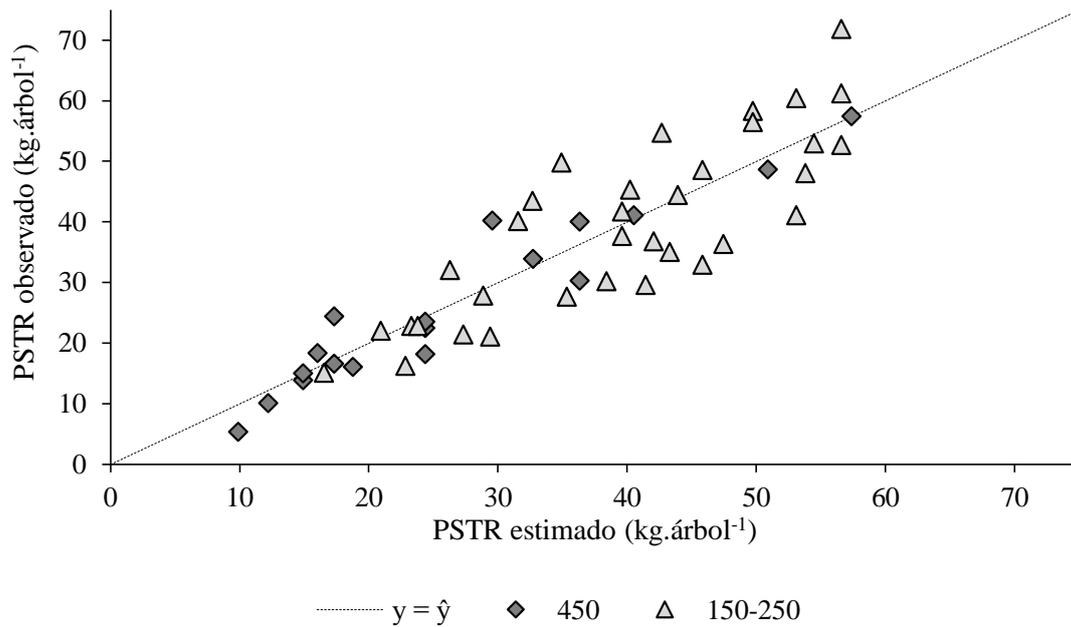


Figura 4.9: Peso seco total de ramas por árbol (PSTR) estimado vs. peso seco total de ramas por árbol observado de acuerdo a las funciones seleccionadas (Tabla 4.18). 150-250: parcelas con baja densidad de árboles; 450: parcelas con alta densidad de árboles. La línea punteada representa $y = \hat{y}$.

Tabla 4.19: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión seleccionados para la estimación del peso seco total de acículas por árbol (PSTA [kg.árbol⁻¹]) a partir del área transversal normal (AT [m²]), la superficie de copa viva (SCV [m²]) y el largo de copa (LC [m]), en parcelas con baja (150-250) y alta (450) densidad de árboles. α , β y γ parámetros de los modelos. E.E.: error estándar de la estimación de los parámetros. EAM%: error absoluto medio expresado como porcentaje de la media.

Densidad	Ecuación	Parámetro	Valor	E.E.	p-value	EAM%
150-250	$PSTA = \alpha * (AT * LC)^\beta$	α	20,9146	1,109	<0,0001	19,50%
		β	0,6106	0,0971	<0,0001	
450	$PSTA = \alpha + \beta * AT$	α	-	-	-	18,15%
		β	223,59	8,23	<0,0001	

En las parcelas con baja densidad de árboles, el modelo potencial (Ec. 5, $PSTA = f(AT; LC)$, Tabla 4.4) presento los menores valores de EMCP (8,77) y AIC (178,44), y una bondad de ajuste media (R^2 0,57; Tabla 4.31, Anexo 4.4). Las estimaciones de los parámetros fueron realizadas con alta significancia estadística ($p < 0,0001$), los errores de

predicción representan menos del 19,5% (2,93 kg) de la media y no se detectaron sesgos en las estimaciones (Tabla 4.19; Figura 4.10).

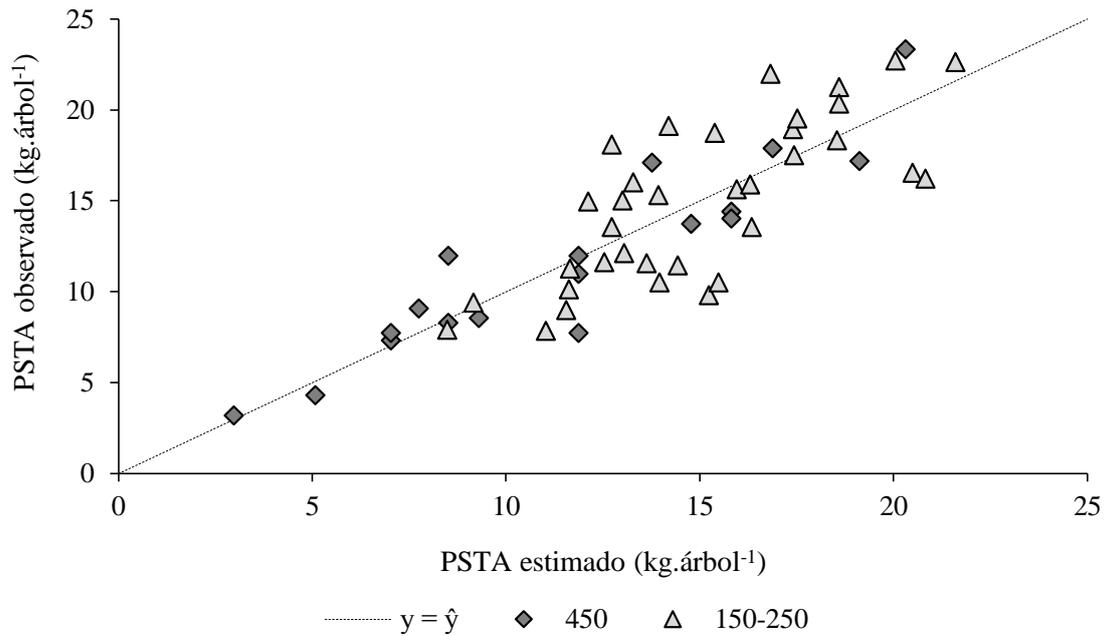


Figura 4.10: Peso seco total de acículas por árbol (PSTA) estimado vs. peso seco total de acículas por árbol observado, de acuerdo a las funciones seleccionadas (Tabla 4.19). 150-250: parcelas con baja densidad de árboles; 450: parcelas con alta densidad de árboles. La línea punteada representa $y = \hat{y}$.

En las parcelas con alta densidad de árboles, el modelo lineal sin ordenada al origen (Ec. 1, $PSTA = f(AT)$, Tabla 4.4) fue el seleccionado, dado que presentó valores bajos de EMCP (4,44), el menor AIC (78,18) y una alta bondad de ajuste (R^2 0,86; Tabla 4.31, Anexo 4.4). La estimación de la pendiente fue realizada con alta significancia estadística ($p < 0,0001$), los errores de predicción representan menos del 18,15% (2,11 kg) de la media y no se detectaron sesgos en las estimaciones (Tabla 4.19; Figura 4.10).

Finalmente, el peso seco total del árbol (PSTAR) presentó correlaciones lineales significativas ($p < 0,001$) con el área transversal normal del árbol (AT) y la altura total (H), con coeficientes de correlación de Pearson (r) de 0,97 y 0,71 respectivamente. La alta correlación encontrada entre AT y PSTAR hace que las estimaciones a partir del AT tengan una elevada capacidad de predicción para árboles de parcelas con baja como alta densidad. Sin embargo, al incluir la H (especialmente en las parcelas con baja densidad de árboles), la capacidad de predicción de los modelos es superior (Tabla 4.32, Anexo 4.4; Tabla 4.20).

Tabla 4.20: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión seleccionados para la estimación del peso seco total del árbol (PSTAR [kg.árbol⁻¹]) a partir del área transversal normal (AT [m²]) y la altura (H [m]), en parcelas con baja (150-250) y alta (450) densidad de árboles. α , β y γ parámetros de los modelos. E.E.: error estándar de la estimación de los parámetros. EAM%: error absoluto medio expresado como porcentaje de la media.

Densidad	Ecuación	Parámetro	Valor	E.E.	p-value	EAM%
150-250	$PSTAR = \alpha * AT^\beta$	α	4987,74	927,32	<0,0001	10,07%
		β	1,13	0,07	<0,0001	
	$PSTAR = \alpha * (AT * H)^\beta$	α	284,91	2,34	<0,0001	5,12%
		β	0,96	0,03	<0,0001	
450	$PSTAR = \alpha * AT^\beta$	α	5458,59	598,28	<0,0001	5,59%
		β	1,17	0,04	<0,0001	
	$PSTAR = \alpha * AT^\beta * H^\gamma$	α	859,65	342,32	0,024	3,65%
		β	1,07	0,03	<0,0001	
		γ	0,63	0,13	0,0003	

En las parcelas con baja densidad de árboles, el modelo potencial fue el de mejor ajuste tanto si se utiliza el AT como única variable predictora (Ec. 2, $PSTAR = f(AT)$, Tabla 4.4) como si se utiliza el producto de AT y H (Ec. 4, $PSTAR = f(AT; H)$, Tabla 4.4). Los valores de EMCP fueron 662,85 y 171,05, los de AIC 339,98 y 291,22, y la bondad de ajuste (R^2) 0,88 y 0,97 respectivamente (Tabla 4.32, Anexo 4.4). En ambos casos, las estimaciones de los parámetros fueron realizadas con alta significancia estadística ($p < 0,0001$) y no se detectaron sesgos en las estimaciones (Tabla 4.20; Figura 4.11). Los errores de predicción representan menos del 10,1% (25,74 kg) y 5,2% (13,08 kg) de la media, de acuerdo a si se utiliza una única variable predictora (AT) o dos (AT y H).

En las parcelas con alta densidad de árboles, el modelo potencial fue el de mejor ajuste tanto cuando se utiliza el AT como única variable predictora (Ec. 2, $PSTAR = f(AT)$, Tabla 4.4), como cuando se utilizaron AT y H (Ec. 2, $PSTAR = f(AT; H)$, Tabla 4.4). Los valores de EMCP fueron 94,31 y 40,23, y los de AIC 136,8 y 122,3, respectivamente. La bondad de ajuste (R^2) fue en ambos casos 0,99 (Tabla 4.32, Anexo 4.4), las estimaciones de los parámetros fueron realizadas con alta significancia estadística ($p < 0,03$), y no se detectaron sesgos en las estimaciones (Tabla 4.20; Figura 4.11). Los errores de predicción representan menos del 5,6% (9,71 kg) y 3,7% (6,34 kg) de la media, de acuerdo a si se utiliza una única variable predictora (AT) o dos (AT y H).

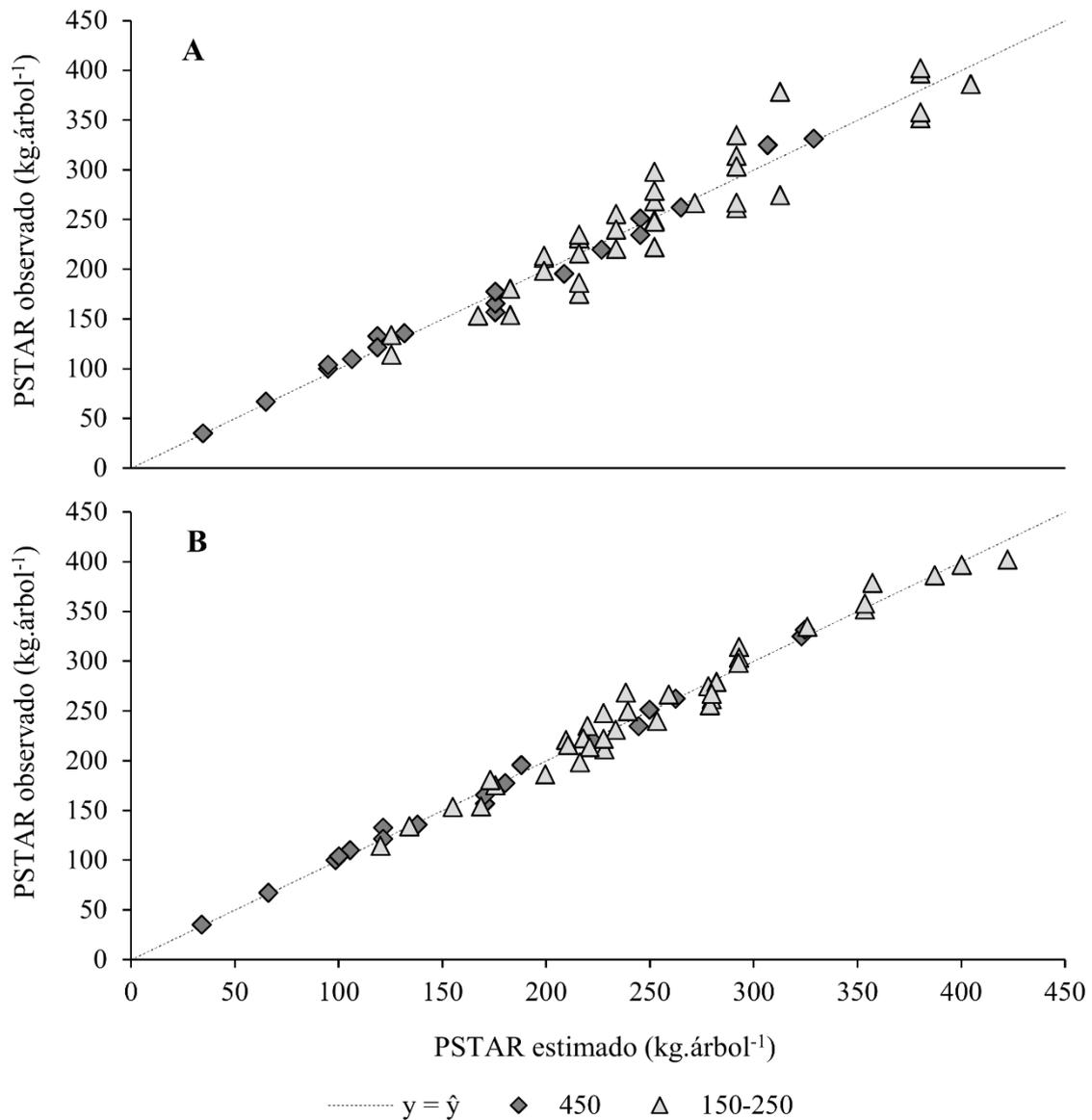


Figura 4.11: Peso seco total del árbol (PSTAR) estimado vs. peso seco total del árbol observado, de acuerdo a las funciones seleccionadas (Tabla 4.20). A: modelos con el área transversal normal como única predictor; B: modelos con el área transversal normal y la altura como predictoras; 150-250: parcelas con baja densidad de árboles; 450: parcelas con alta densidad de árboles. La línea punteada representa $y = \hat{y}$.

Estimación de la acumulación de biomasa de arbustos

Los valores medios de las variables medidas en los arbustos se presentan en la Tabla 4.21. La densidad media de arbustos vivos por hectárea fue de 2756 (\pm 634), y la de arbustos muertos fue de 3978 (\pm 139). La altura promedio fue la única variable medida en arbustos muertos, y fue muy similar a aquella medida a arbustos vivos (Tabla 4.21).

Tabla 4.21: Variables medidas a los arbustos de la especie dominante (*B. aliena*) en la situación natural sin forestar. D.E.: desvío estándar de la media; CV: coeficiente de variación.

Variable	Media	D.E.	CV
Número de vástagos por arbusto	3,00	1,85	61,72%
Diámetro basal medio de los vástagos (DB; cm)	1,76	0,52	29,72%
Altura de arbustos vivos (H; cm)	123,04	27,74	22,54%
Altura de arbustos muertos (Hm; cm)	122,22	17,94	14,68%
Diámetro copa total (DCT; cm)	94,23	38,41	40,76%
Área copa total (ACT; m ²)	0,70	0,28	40,76%
Diámetro copa viva (DC; cm)	78,69	40,22	51,12%
Área copa viva (ACV; m ²)	0,49	0,25	51,12%
Porcentaje de copa viva (%)	69,74%	23,92%	34,30%
Edad (E; años)	3,80	1,21	31,77%
Peso seco de hojas (PSH; g.árbol ⁻¹)	45,47	31,80	69,93%
Peso seco total (PST; g.árbol ⁻¹)	487,62	390,89	80,16%
Peso seco total anual (PSTE; g.árbol ⁻¹ .año ⁻¹)	119,05	77,43	65,04%

Se encontró una correlación (Pearson; $r = 0,71$) altamente significativa ($p < 0,005$) entre el diámetro de copa viva de los arbustos (DC) y su altura (H), por lo que se pudo predecir DC a partir de H. El modelo potencial (Ec. 2, $DC = f(H)$, Tabla 4.5) fue el que presentó los menores EMCP y AIC, y la mayor bondad de ajuste (Tabla 4.33, Anexo 4.5). La estimación de uno de los parámetros (α) de la ecuación original no fue realizada con un nivel de confianza suficiente ($p > 0,05$), por lo que se optó por ajustar nuevamente el modelo con un único parámetro (β), que fue estimado con alta significancia estadística ($p < 0,0001$). Los errores de predicción representan menos del 20,8% (18,89 cm) de la media y no se detectaron sesgos en las estimaciones (Tabla 4.22).

Se encontraron correlaciones altamente significativas ($p < 0,005$) entre el peso seco total de los arbustos (PST) y la altura (H; $r = 0,92$), y el PST y el área de copa viva (ACV; $r = 0,77$), por lo que se pudo predecir PST a partir de H y ACV. El modelo potencial (Ec. 2, $PST = f(H; ACV)$, Tabla 4.5) fue el que presentó los menores EMCP y AIC, y la mayor bondad de ajuste (Tabla 4.33, Anexo 4.5). Los parámetros β y γ fueron estimados con alta significancia estadística ($p < 0,05$), pero no así el parámetro α ($p >$

0,05). Los errores de predicción representan menos del 19,4% (94,61 g) de la media y no se detectaron sesgos en las estimaciones (Tabla 4.22).

Finalmente, se encontraron correlaciones altamente significativas ($p < 0,01$) entre el peso seco total de hojas (PSH), y la altura (H; $r = 0,69$) y el peso seco total (PST; $r = 0,75$), por lo que se pudo predecir PSH a partir de H y PST. El modelo potencial (Ec. 2, $PSH = f(PST)$, Tabla 4.5) fue el que presentó los menores EMCP y AIC, y la mayor bondad de ajuste (Tabla 4.33, Anexo 4.5). La estimación de uno de los parámetros (α) de la ecuación original no fue realizada con un nivel de confianza suficiente ($p > 0,05$), por lo que se optó por ajustar nuevamente el modelo con un único parámetro (β), que fue estimado con alta significancia estadística ($p < 0,0001$). Los errores de predicción representan menos del 35,4% (16,06 g) de la media y no se detectaron sesgos en las estimaciones (Tabla 4.22).

Tabla 4.22: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión seleccionados para la estimación del diámetro de copa (DC [cm]), el peso seco total del arbusto (PST [g.arbusto⁻¹]) y el peso seco de hojas (PSH [g.arbusto⁻¹]), a partir del área de copa viva (ACV [m²]) y la altura (H [cm]). α , β y γ parámetros de los modelos. E.E.: error estándar de la estimación de los parámetros. EAM%: error absoluto medio expresado como porcentaje de la media.

Ecuación	Parámetro	Valor	E.E.	p-value	EAM%
$DC = \alpha * H^\beta$	α	-	-	-	20,51%
	β	0,93	0,01	<0,0001	
$PST = \alpha * H^\beta * ACV^\gamma$	α	0,0015	0,0048	0,7669	19,40%
	β	2,59	0,66	0,0024	
	γ	0,34	0,15	0,0388	
$PSH = \alpha * PST^\beta$	α	-	-	-	35,32%
	β	0,63	0,02	<0,0001	

A partir de las ecuaciones desarrolladas, se pudo estimar el peso seco total de arbustos vivos y muertos acumulado en la hectárea, obteniendo como resultado 0,82 y 1,07 tn.ha⁻¹ respectivamente, que representa una acumulación anual de 0,22 tn.ha⁻¹.año⁻¹ (arbustos vivos), o 0,5 tn.ha⁻¹.año⁻¹ (considerando vivos y muertos, y suponiendo la misma edad promedio entre ellos).

IV. Discusión

Incremento anual en altura, incremento anual del área basimétrica, dinámica de la cobertura de copas y modelización del crecimiento en volumen a través de Índices de Densidad

El crecimiento de los individuos que componen un rodal forestal es determinado por el potencial genético de la especie y la calidad del sitio, hasta el momento en que los árboles empiezan a competir por los recursos (Wadsworth, 2000). Los niveles de competencia intraespecífica pueden ser modificados por el raleo, aunque el efecto de esta práctica silvícola cambia de acuerdo al método elegido y la intensidad. La metodología de raleo utilizada para establecer las densidades objetivo del ensayo (raleo por lo bajo con alta intensidad) es una de las razones que explica que las parcelas con 150 y 250 árboles.ha⁻¹ tengan un DAP medio mayor que aquellas con 450 árboles.ha⁻¹. En el raleo por lo bajo se eliminan primero aquellos árboles de menor diámetro, en conjunto con aquellos que presenten mala forma o problemas sanitarios (Vita Alonso, 1978). De esa forma, los árboles remanentes en las parcelas de 150 y 250 árboles.ha⁻¹ son los que tenían al momento del raleo un diámetro mayor, y los que tuvieron un mayor aumento individual del DAP luego del mismo. En ese sentido, autores como Juodvalkis *et al.* (2005) encontraron aumentos del DAP 80% más altos en árboles de coníferas que crecieron en plantaciones ralas, respecto a aquellos de plantaciones densas. En otro estudio llevado a cabo en plantaciones de *Pinus ponderosa* de la Patagonia argentina, Gyenge *et al.* (2010) encontraron que el crecimiento relativo del DAP de los árboles de SSP con densidades de 350 y 500 árboles.ha⁻¹ era el doble del crecimiento de aquellos en densidades de 1300 árboles.ha⁻¹. Este mayor crecimiento de los árboles en los tratamientos con 150 y 250 árboles.ha⁻¹, produjo un efecto compensador (al menos parcial) de la mayor pérdida de área basimétrica (AB) debida al raleo.

En cuanto a la H₀, si bien existen diferencias significativas entre los árboles en las parcelas con 250 árboles.ha⁻¹ respecto de aquellas con 150 y 450 árboles.ha⁻¹, posiblemente se deban a diferencias en la calidad del sitio y no haya un efecto real de la densidad de árboles (Diéguez Aranda *et al.*, 2009). En ese sentido, Colcombet *et al.* (2003) encontraron que la Ht media para Pinos híbridos de 11 años de edad que crecían en sistemas silvopastoriles en la provincia de Misiones, en arreglos de densidad que iban de 100 a 2500 árboles.ha⁻¹, era la misma para todos los tratamientos ensayados.

El ancho y largo de copa medio de los árboles fue menor en las parcelas densas que en las ralas. La mayor competencia entre árboles restringe el crecimiento en superficie de la copa, y el mayor sombreado acelera la poda natural (proceso típico en plantaciones de *P. elliotti*) en las parcelas densas (Barnett y Sheffield, 2004). Eso explica, en parte, porque no se encontraron efectos de la poda sobre estas variables salvo en el inventario inmediatamente posterior al tratamiento. Esas diferencias encontradas en el inventario de 2015 se deben a que habían sido suprimidas recientemente las ramas más extensas de la copa (inferiores) de muchos de los árboles. Sin embargo, el crecimiento de las ramas restantes compensó rápidamente estas disminuciones en el ancho de copa, y las diferencias entre árboles podados y no podados disminuyeron marcadamente en el inventario siguiente (un año después), lo que coincide con lo descrito en otros estudios (Forrester *et al.*, 2012; Xiao *et al.*, 2003).

El volumen acumulado por hectárea fue mayor en los tratamientos donde el raleo fue menos intenso (250 y 450 árboles.ha⁻¹). Esto es consistente con lo que se ha encontrado en numerosos estudios que evaluaron el crecimiento en volumen y altura de rodales forestales con diferente intensidad de manejo (Del Río *et al.*, 2008, Mäkinen e Isomäki 2004a, Mäkinen e Isomäki 2004b). Las similitudes en el volumen acumulado entre las parcelas con 250 y 450 árboles.ha⁻¹ se explican por el mayor desarrollo individual de los árboles de la parcela de densidad intermedia, que permitió una alta producción de madera por unidad de superficie pese al menor número de árboles. Sin embargo, el buen desarrollo individual de los árboles en la parcela de 150 árboles.ha⁻¹ no fue suficiente para compensar el menor número de árboles (tres veces inferior al de la parcela más densa) por lo que su producción de madera fue menor a la mitad del promedio de los otros tratamientos. La explicación de estos resultados radica en que el crecimiento en volumen por unidad de superficie en una plantación forestal, se incrementa a medida que aumenta la densidad, hasta un punto donde se alcanza un "plateau", luego del cual el crecimiento disminuye con la densidad (Langsaeter, 1941; citado por Gilmore *et al.*, 2005). Con un espaciamiento adecuado, el incremento en la acumulación de volumen por unidad de superficie se da por un mayor número de árboles, cada uno de los cuales tiene un tamaño menor; mientras que con menor densidad (espaciamiento amplio), el incremento de volumen por unidad de superficie, está concentrado en un menor número de árboles, cada uno de mayor tamaño (Skovsgaard y Vanclay, 2008). Si bien el volumen de madera por hectárea es menor en las parcelas de 150 árboles.ha⁻¹, en muchos casos un mayor DAP implica un salto cualitativo en las existencias madereras que, en valor, podría

compensar las pérdidas volumétricas. Colcombet *et al.* (2003) registraron incrementos significativos ($30 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) en el volumen de madera con más de 30 cm de diámetro en punta fina en las parcelas con densidades de árboles menores a $200 \text{ árboles} \cdot \text{ha}^{-1}$, lo que compensaría, en términos económicos, el menor volumen total acumulado.

Los modelos propuestos permitieron predecir adecuadamente la acumulación de volumen en años posteriores al raleo (nuevos estados del sistema) a partir del volumen acumulado el año anterior a este tratamiento (estado inicial conocido) y de las funciones de transición desarrolladas (García, 1994). La hipótesis básica detrás del desarrollo de estas funciones de transición es que la evolución de los índices de densidad mantendrá el mismo patrón después del raleo (Chauchard *et al.*, 2013). En el presente estudio, esto se verificó analizando el patrón del factor de proporcionalidad (F) de acuerdo con el aumento de altura dominante, ya que F representa la relación entre los índices y H_0 está directamente relacionada con el tiempo. Los resultados indican que los valores medios de F se mantuvieron constantes después de 5,52 m de H_0 (Figura 4.2), lo cual coincide con lo encontrado por Andenmatten *et al.* (1997), quienes observaron que después de algunos años, ambos índices de densidad (RD y HF) comienzan a seguir patrones similares y alcanzan sus valores máximos a la misma altura dominante. En el estudio antes mencionado, el momento en que ambos índices alcanzaron sus valores máximos coincide con el aumento de la tasa de mortalidad por competencia, lo que concuerda con la regla de autoraleo, descrita por autores como Westoby (1984) o Zeide (1987).

En el presente estudio, los índices de densidad aún no han alcanzado sus valores máximos, ya que la mortalidad de árboles por competencia no ha comenzado. Sin embargo, fue posible describir los cambios en el Índice de densidad relativa (DR) a partir de los cambios en el Factor de altura (FH) con cualquiera de las tres funciones de transición propuestas. Se pudieron predecir adecuadamente los cambios en el volumen del rodal con cualquiera de las funciones de transición ajustadas, utilizando la curva de crecimiento de altura dominante como directriz y ajustando el DR a través de los cambios en la densidad del rodal. Autores como Chikumbo *et al.* (1999) siguieron un enfoque similar al descrito en este estudio, y ajustaron ecuaciones de transición para predecir el área basal acumulada en rodales de *Pinus patula* manejados con diferentes intensidades de raleo. Estos autores simulaban el cambio en el número de árboles producidos por el raleo y lo relacionaron con cambios en el AB, calibrando curvas que les permitieron estimar el AB de nuevos estados a partir de cambios en la densidad. Los resultados obtenidos, tanto por estos autores como en el presente estudio, reafirman la idea de que

las tendencias en el crecimiento de AB a lo largo del tiempo son similares o evolucionan proporcionalmente en plantaciones raleadas y sin ralear (Assmann 1970).

La bondad de ajuste y los errores medios de predicción están dentro de los rangos normales para este tipo de modelos, y responden en gran medida a la variabilidad propia de las parcelas bajo estudio (Diéguez Aranda *et al.*, 2009). Aunque se pudieron predecir los cambios en el DR utilizando cualquiera de las tres funciones de transición desarrolladas, los mejores resultados en la predicción del volumen se obtuvieron al calcular el valor del factor de proporcionalidad (F) a partir de la altura dominante, utilizando la ecuación de Smalian. El mismo enfoque fue utilizado por Chauchard y Andenmatten (2009), quienes obtuvieron resultados similares (en términos de bondad de ajuste y error de predicción) a los encontrados en este estudio. Al usar esta función, las diferencias en el volumen medio entre los datos estimados y observados fueron de alrededor del 20% (Tabla 4.10). Estas diferencias son similares a los errores promedio de un modelo similar adaptado para la misma especie en las sierras de Córdoba (Chauchard *et al.*, 2013). Sin embargo, un factor que puede haber significado incrementos en los errores de predicción, tanto en la validación de la ecuación de altura dominante como de volumen, fue que la temporada 2015-2016 fue excepcionalmente húmeda (precipitación 35% más alta que el promedio), y los árboles exhibieron un crecimiento mayor al de los años previos (Anexo 1.1). De todas formas, las diferencias en el volumen medio entre los datos estimados y observados fueron menores al 10% para todos los casos, siendo estos valores de error incluso inferiores a los de un modelo similar ajustado para la misma especie en las sierras de Córdoba (Chauchard *et al.*, 2013).

Finalmente, se pudo describir la dinámica de la cobertura de copas a partir del diámetro normal, debido a que se encontró una alta correlación lineal entre el DAP y el AC. Sin embargo, esta relación cambió de acuerdo a si los árboles crecían en parcelas densas (450 árboles.ha⁻¹) o ralas (150 y 250 árboles.ha⁻¹), dado que los modelos mejoraron al incorporar la altura del árbol en el último caso. En las parcelas densas la relación entre el DAP y el AC es de tipo exponencial, lo que puede estar relacionado a la presencia de árboles suprimidos que desarrollaron una copa muy pequeña como resultado de la competencia (relación DAP/AC mayor). En las parcelas ralas, en cambio, la relación DAP/AC es de tipo potencial, y los modelos ajustados tienen, en general, una menor bondad de ajuste y mayores errores de predicción que los ajustados para las parcelas densas, lo que puede ser explicado por la distribución espacial de los árboles en las parcelas. Dicha distribución es más heterogénea en las parcelas ralas, lo que genera, en

simultáneo, condiciones de competencia entre algunos árboles (al menos en parte de sus copas) y parches sin cobertura, donde las copas pueden crecer sin restricciones. Como consecuencia, las relaciones DAP/AC y/o H/AC se ven afectadas, dado que las mismas son propias para cada genotipo y pueden ser modificadas por condiciones como el sitio, la edad y el manejo silvícola (Corvalán Vera y Hernández Palma, 2016). En ese sentido, en un estudio realizado sobre bosques jóvenes de coníferas (DAP medio < 15 cm y H media < 5 m), Ritchie y Hamann (2008), desarrollaron modelos para predecir los cambios en el ancho de copa a partir de los de los cambios en la altura de los árboles, sin tener en cuenta la relación DAP/AC.

A pesar de las diferencias encontradas entre parcelas con diferente densidad de árboles, el tipo de relaciones DAP/AC modeladas en este trabajo (lineales, cuadráticas, potenciales y/o exponenciales) han sido también modeladas en otros estudios realizados sobre diferentes tipos de bosques y especies forestales (Domínguez Domínguez *et al.*, 2006; Sánchez González *et al.*, 2007; Ibrahim y Osman, 2014; Malleux, 2016). Además, la bondad de ajuste y los errores medios de predicción de los modelos ajustados son similares a los reportados en los estudios mencionados, lo que indicaría que la capacidad de predicción también es similar.

Estimación de la biomasa total y su partición a los diferentes órganos aéreos

A nivel de rama, las relaciones entre las variables morfométricas de interés (ABR, LR, PSR y PSA) no fueron afectadas por los tratamientos densidad y poda, lo que coincide con lo encontrado en otros estudios (Medhurst *et al.*, 1999; Pinkard y Neilsen, 2003; Forrester *et al.*, 2012). Al igual que en otros trabajos realizados en coníferas (Porté *et al.*, 2000, 2002), se pudieron modelar las relaciones que existen entre las diferentes variables morfométricas de las ramas mediante el uso de ecuaciones alométricas. Dichas relaciones fueron diferentes de acuerdo al tercio de copa, lo cual se relaciona con la forma de crecimiento de los árboles. Los árboles presentan un tipo de crecimiento modular, donde el proceso de crecimiento de una rama es análogo al de todo el árbol. Es por ello que a medida que la edad del árbol o la rama se hace mayor, la acumulación de biomasa en el leño (fuste/rama principal) es relativamente mayor (Bartelink, 1998). En ese sentido, la relación entre el peso seco de acículas por rama y el peso seco de la rama (PSA/PSR) se incrementó desde el tercio inferior al superior, dado que la edad de las ramas disminuye desde la base de la copa hacia el ápice. Como consecuencia, la diferencia en la edad media de las ramas entre los diferentes tercios de la copa generó la necesidad de ajustar

diferentes tipos de ecuaciones para cada uno de ellos, y de esa manera mejorar la capacidad de predicción de la biomasa total de cada compartimiento.

El largo de la rama fue la variable con mayor dificultad de predicción y, en el tercio medio, fue necesario incorporar variables propias de la copa (como la superficie de copa viva) para mejorar la exactitud de las predicciones. Esto se relaciona con el perfil de copa de las coníferas, donde las ramas de mayor longitud se encuentran en el tramo final e inicial de los tercios inferior y medio respectivamente (Kellomäki y Oker-Blom, 1983), y son las que definen la proyección vertical de la misma. Tanto el PSR como el PSA pudieron ser predichos a partir del ABR ajustando una función potencial sin diferenciar por tercios. Estos resultados coinciden con lo encontrado por autores como Porté *et al.*, (2002) quienes ajustaron una función potencial (sin diferenciar las ramas de acuerdo a la altura de inserción en la copa) para estimar el peso seco de la rama a partir del DBR en rodales de *Pinus pinaster* de 26 años de edad y 26 cm de DAP medio. La bondad de ajuste y el error de predicción de los modelos desarrollados por estos autores ($R^2 = 0,9$; EAM = 173 gr) son similares a los obtenidos en este trabajo, en el ajuste del modelo sin diferenciar por tercio de copa [$PSR = f(ABR)$; Tabla 4.28, SDT, Anexo 4.3]. Sin embargo, las predicciones mejoraron cuando se ajustaron modelos diferenciando las ramas de acuerdo al tercio de copa e incluyendo como variables predictoras LR y/o PSR (PSR como predictor de PSA). Un enfoque similar fue utilizado por autores como Xiao y Ceulemans (2004) para estimar PSR y PSA en ramas de árboles de *Pinus sylvestris*, a través de modelos potenciales con diferentes combinaciones de las variables predictoras: DBR, LR y posición del verticilo desde donde se obtuvo la rama. Estos autores encontraron que la combinación de las tres variables fue la que obtuvo los mejores resultados en términos de bondad de ajuste y error medio de predicción, lo que coincide con lo encontrado en este trabajo.

El peso total de ramas (PSTR) y acículas (PSTA) de cada árbol se relacionó significativamente con el área transversal, la superficie de copa viva y/o el largo de copa del mismo, aunque estas relaciones fueron diferentes de acuerdo a la densidad de árboles y, en consecuencia, se obtuvieron modelos más precisos dividiendo el set de datos (150-250 árboles.ha⁻¹: parcelas ralas; 450 árboles.ha⁻¹: parcelas densas). Sin embargo, las ecuaciones generales (SDT: sin diferenciar por tratamiento) tuvieron también buena capacidad de predicción (Anexo 4.4), lo que coincide con lo encontrado por autores como Paul *et al.* (2013) quienes también desarrollaron ecuaciones específicas y generales para la estimación de la biomasa forestal de numerosas especies en bosques de Australia. Los

modelos para la predicción de PSTR a partir del SCV fueron más precisos en las parcelas de 150 y 250 árboles.ha⁻¹, mientras que aquellos cuya variable predictora era el AT fueron superiores en las parcelas con 450 árboles.ha⁻¹. Además, para la predicción de la PSTA en las parcelas ralas, los modelos de mejor ajuste fueron aquellos que incluyeron LC y AT, mientras que en las parcelas densas se obtuvieron las mejores predicciones a partir del AT como única variable. Estas diferencias responden a como el manejo de la densidad y la competencia puede modificar la forma de la copa de los árboles (Corvalán Vera y Hernández Palma, 2016), y tienen estrecha relación con lo encontrado en los modelos ajustados para la predicción del ancho de copa (Anexo 4.2). En cuanto al peso total del árbol (PSTAR) todos los modelos ajustados a partir del AT fueron capaces de predecirlo con gran precisión. Sin embargo, la combinación AT-H mejoró en mayor medida la capacidad de predicción de los modelos las parcelas ralas que en las densas, dado que en las primeras el error medio de predicción se redujo a la mitad (de 10 a 5%). Estos resultados coinciden con lo encontrado por autores como Wang (2006) quienes encontraron que agregar la altura (además del DAP) en modelos desarrollados para estimar el PSTAR, mejoró la capacidad de predicción en mayor o menor medida de acuerdo a las especies y/o las características particulares del bosque.

La producción primaria neta aérea forestal (PPNAF) a los 18 años y el incremento medio anual fueron mayores a medida que aumentó la densidad de árboles. Sin embargo, si se suma la PPNAF acumulada a los 18 años con la extraída de las parcelas en el raleo, se obtiene una PPNAF muy similar entre las parcelas de 250 y 450 árboles.ha⁻¹. Estos resultados coinciden con los lineamientos planteados por Assman (1970; citado por Vita Alonso, 1978) quien concluye que las intervenciones silvícolas que dejan una densidad remanente superior a la densidad crítica (parámetro que depende de la especie, expresado en términos de área basimétrica) tendrán como resultado una acumulación de volumen de madera (en este caso biomasa) similar a la que se hubiera obtenido sin intervención. En las parcelas de 150 árboles.ha⁻¹, en cambio, la PPNAF total fue significativamente menor, lo que indicaría que la intensidad de raleo de este tratamiento (67% de los árboles en pie) dejó un área basimétrica remanente inferior al área crítica.

Finalmente, la partición de biomasa aérea entre los diferentes órganos del árbol no fue afectada por la densidad o la poda (cuatro años después de la realización de dichas prácticas). Estos resultados coinciden con lo encontrado por diversos autores que sostienen que la partición de biomasa en árboles depende en mayor medida de la genética de la especie que del manejo silvícola o cambios ambientales (Forrester *et al.*, 2012;

Damascos y Ghermandi, 2007). Sin embargo, autores como Bartelink (1998) encontraron que existen cambios relativos en la acumulación de biomasa entre los diferentes órganos del árbol en años inmediatamente posteriores a los tratamientos silvícolas (podas o raleo). Esto podría estar relacionado con el mayor crecimiento de la copa en árboles podados el año posterior a la poda (alrededor de 7% superior), dado que las diferencias encontradas entre podados y no podados en el primer inventario no fueron detectadas a partir del segundo (Tabla 4.11). Por otro lado, se espera que la proporción relativa de biomasa acumulada en el fuste se incremente a medida que aumente la edad del árbol, dado que existen pérdidas/renovación de ramas y hojas a medida que la edad del árbol avanza. En ese sentido, si se calcula la partición de biomasa en árboles de diámetros de 1 a 33 cm de DAP combinando la ecuación potencial propuesta para el cálculo de la PSTAR y la ecuación lineal para el cálculo de la PSTA (ejemplo para parcelas con 450 árboles.ha⁻¹; Figura 4.12, Anexo 4.6) la proporción de biomasa de acículas disminuye del 20 al 6% a medida que el diámetro aumenta, y los cambios en la partición de biomasa son cada vez menores a partir de los 12-15 cm de DAP, lo que coincide con lo encontrado por otros autores (Peichl y Arain, 2007). Esto indicaría que algunas combinaciones entre las ecuaciones desarrolladas pueden representar los cambios en la partición de biomasa a nivel del árbol no solo con sentido matemático (empírico) sino también con sentido biológico. Sin embargo, otras combinaciones de ecuaciones podrían tener mejor capacidad de predicción para cada compartimiento de biomasa por separado (dentro de los rangos de DAP para los que fueron ajustadas), y los resultados combinados podrían, paradójicamente, carecer de sentido biológico (Peichl y Arain, 2007; Ounban *et al.*, 2016). Estos resultados generan nuevas preguntas e hipótesis que deberán ser abordadas en futuras investigaciones que tengan como objetivo validar las ecuaciones desarrolladas y seleccionar las combinaciones más adecuadas para el desarrollo de modelos de simulación de la acumulación y partición de biomasa aérea de *P. elliotii*.

Estimación de la acumulación de biomasa de arbustos

Las relaciones alométricas encontradas entre las diferentes variables morfométricas medidas sobre los arbustos de *B. aliena* son similares a las encontradas para los árboles de *P. elliotii*, dado que se pudo predecir el diámetro de copa (DC) de los arbustos a través de su altura (H), y el peso seco total de los arbustos (PST) a partir de H y DC (similar a predecir el PSTAR de los pinos a partir de AT y H). Sin embargo, para el caso de los arbustos, la variable de mayor facilidad de medición es H, y no el diámetro

del/los fustes, por lo cual los modelos deben basarse principalmente en esa variable. Los resultados obtenidos coinciden (en términos de bondad de ajuste) con lo encontrado en otros estudios donde se estimaron el PST y PSH de arbustos nativos de regiones áridas a partir de H y DC, utilizando ecuaciones de tipo potencial (Oñatibia *et al.*, 2010; Zeng *et al.*, 2010). Estos autores, sin embargo, no reportan los valores de error medio de predicción (no lo utilizan como parámetro de selección de los modelos). Otros autores como Návar *et al.* (2004) reportaron errores medios de predicción cercanos al 50% del PST en arbustos nativos del noreste de Méjico. La capacidad de predicción de los modelos ajustados en este trabajo (en términos de bondad de ajuste y errores medios de predicción) fue superior a la de los antecedentes mencionados, a pesar de la variabilidad que presentaron las variables morfométricas medidas sobre el arbusto bajo estudio.

Finalmente, la PPNAF media anual de *B. aliena* es de 5 a 23 veces inferior a la PPNAF media anual de *P. elliotii* de acuerdo a si se consideran solo arbustos vivos o vivos y muertos, y a la densidad de árboles por hectárea de las parcelas de pinos. Es decir, incluso considerando la PPNAF media anual de todos los arbustos (muertos y vivos) y comparándola con la PPNAF media anual de las parcelas con 150 árboles.ha⁻¹, la PPNAF media anual de *B. aliena* es cinco veces menor. Como ya fue mencionado en el Cap. 3, la introducción de especies exóticas leñosas tiene efectos sobre la productividad de los ecosistemas, lo que explica el aumento de la PPNAF en los sistemas con pinos en comparación con la del arbustal testigo (van Wilgen *et al.*, 1996).

V. Conclusiones

Los volúmenes totales producidos y la biomasa aérea total acumulada son mayores en las alternativas con mayor densidad de árboles que en aquellas con menor densidad, dado que el mayor crecimiento individual de los árboles no pudo compensar los efectos de la disminución en el número de árboles. Sin embargo, si se tiene en cuenta lo extraído en el raleo, las parcelas con densidad intermedia produjeron la misma cantidad de biomasa que aquellas de mayor densidad, lo que indicaría que el área basimétrica crítica de los sistemas bajo estudio se encuentra en algún punto entre las dos intensidades de raleo practicadas. La introducción de *P. elliotii* incrementó significativamente la producción primaria neta aérea anual media (PPNAF) de leñosas, en comparación con la PPNAF del Romerillal (situación testigo).

La ecuación de incremento de la altura dominante a través del tiempo para sitios de laderas altas describe correctamente la evolución de dicha variable en las parcelas de los sistemas silvopastoriles. Esta ecuación y la relación que existe entre los índices de

densidad permitieron desarrollar un modelo de estados y transiciones capaz de predecir de manera satisfactoria el volumen de madera acumulado por las combinaciones de sistemas silvopastoriles de la situación bajo estudio. Estos modelos constituyen una herramienta valiosa para los gestores forestales en la región bajo estudio, dado que permiten predecir la evolución de la masa bajo diferentes esquemas de manejo silvícola.

Finalmente, los modelos desarrollados a partir de las relaciones alométricas encontradas permitieron predecir adecuadamente la PPNAF a partir de los modelos desarrollados en base a variables predictoras de rápida medición. Además, este tipo de relaciones permitió también desarrollar modelos para simular la dinámica del crecimiento de las copas de los árboles a partir del diámetro normal. Sin embargo, estos modelos deberían ser validados en futuras investigaciones de manera de poder generalizar los resultados obtenidos, en particular para aquellas estimaciones que se realicen por fuera del rango de variación de las variables utilizadas para el ajuste de los modelos.

VI. Bibliografía

- Andenmatten, E., y Letourneau, F. (2003). Predicción y proyección del rendimiento de pino ponderosa en las provincias de Chubut y Río Negro, Argentina. *Quebracho-Revista de Ciencias Forestales* 10: 14-25.
- Andenmatten, E., Letourneau, F., y Ortega, A. (1997). Vínculo entre Densidad Relativa y Factor de Espaciamiento y su relación con la Altura Dominante. Actas IUFRO Conference, Modelling growth of fast-grown tree species. Alicia Ortega y Salvador Gezan editores. Valdivia. Chile. 265-276.
- Assmann, E. (1970). *The principles of forest yield study*. Pergamon Press Ltd. 520p.
- Attis Beltran, H., Chauchard, L. M. y Martínez Pastur, G. (2015). Curvas preliminares de índice de sitio para bosques puros y mixtos de *Nothofagus alpina* y *Nothofagus obliqua* en la Patagonia Argentina. *Bosque* 36(2): 275-285
- Banchero, F. (2018). Curvas de calidad de estación para la especie *Pinus elliottii* en la Sierra de Comechingones del sur de Córdoba. Tesis de grado. Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Barnett, J. P., y Sheffield, R. M. (2004). Slash pine: characteristics, history, status, and trends. In: Dickens, ED; Barnett, JP; Hubbard, WG; Jokela, EL, eds. *Slash Pine: still growing and growing! Proceedings of the slash pine symposium*.
- Bartelink, H. H. (1998). A model of dry matter partitioning in trees. *Tree Physiology*, 18(2): 91-101.
- Chauchard, L. (2001). Crecimiento y producción de repoblaciones de *Pinus radiata* D. Don en el Territorio Histórico de Gipuzkoa, País Vasco. Pub. País Vasco, Vitoria, España. Tesis Doctorales N° 40, 173 p.
- Chauchard, L., y Andenmatten, E. (2009). Vínculos entre Índices de Densidad: una aproximación para la modelización en rodales de *Pinus radiata*. Acta XIII Congreso Forestal Mundial. Resumen. Buenos Aires, Argentina.
- Chauchard, L., Andenmatten, E., y Letourneau, F. (2013). Modelización del crecimiento y la producción de los rodales a través de Índices de Densidad. In *Aplicaciones de modelos ecológicos a la gestión de recursos naturales* J.A. Blanco (ed.) OmniaScience Monographs, pp. 109-124.

- Chikumbo, O., Mareels, I. M., y Turner, B. J. (1999). Predicting stand basal area in thinned stands using a dynamical model. *Forest Ecology and Management* 116: 175-187.
- Colcombet, L., Lacorte, S. M., Fassola, H. E., Pachas, N., Ferrere, P., y Alegranza D. (2003). Resultados iniciales de un sistema silvopastoril en el norte de Misiones, Argentina, entre *Pinus elliottii* x *Pinus caribaea* var. *Hondurensis* (F2) y *Brachiaria brizantha* (Hochst) Stapf. Actas Xª Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales. FCF-INTA. 7pp.
- Corvalán Vera, P., y Hernández Palma, J. (2016). Medición de copas y raíces. U. de Chile Apuntes de Dendrometría, Capítulo 3: Medición de copas y raíces. En: https://www.u-cursos.cl/forestal/2009/2/EF024/1/material_docente/bajar?id_material=481438. Visto el: 16/05/2016.
- Crecente Campo, F. (2008). Modelo de crecimiento de árbol individual para *Pinus radiata* D. Don en Galicia. Tesis Doctoral. Universidad Santiago de Compostela, España.
- Curtis, R. O. (1982). A Simple Index of Stand Density for Douglas-fir. *Forest Science* 27: 92-94.
- Damascos, M. A., y Ghermandi, L. (2007). Morfología del arbusto nativo *Mulinum spinosum* en sectores quemados de pastizales del NO de la Patagonia. *Ecología austral* 17(1): 143-150.
- Day R (1985) Crop Plans in Silviculture. Lakehead Univ. Sch. For. Rep. W.S.I. 2975 (F-4) ODC 624. Ontario, Canadá.
- Del Río, M., Calama, R., Cañellas, I., Roig, S., y Montero, G. (2008). Thinning intensity and growth response in SW-European Scots pine stands. *Annals of Forest Science* 65(3): 308, 1-10.
- Delgado, L. U. Z., Acevedo, M. F., Castellanos, H., Ramírez, H., y Serrano, J. (2005). Relaciones alométricas y patrones de crecimiento para especies de árboles de la reserva forestal Imataca, Venezuela. *Interciencia* 30(5): 275-283.
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M., y Robledo, C. W. InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Díaz Franco, R., Acosta Mireles, M., Carrillo Anzures, F., Buendía Rodríguez, E., Flores Ayala, E., y Etchevers Barra, J. D. (2007). Determinación de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus patula* Schl. et Cham. *Madera y bosques* 13(1): 25-34.
- Diéguez Aranda, U., Castedo Dorado, F., y Alvarez González, J. G. (2005). Funciones de crecimiento en área basimétrica para masas de *Pinus sylvestris* L. procedentes de repoblación en Galicia. *Investigación agraria, Sistemas y recursos forestales* 14(2): 253-266.
- Diéguez Aranda, U., Alboreca, A. R., Castedo Dorado, F., González, J. Á., Barrio Anta, M., Crecente Campo, F., ... y Balboa Murias, M. A. (2009). Herramientas selvícolas para la gestión forestal sostenible en Galicia. *Forestry* 82: 1-16.
- Domínguez Domínguez, M., Bravo, F., y Del Río, M. (2006). Modelos del tamaño de copa de *Pinus Sylvestris* L. en bosques del centro de España. *Interciencia* 31(3): 168-175.
- Fearnside, P. M. (1997). Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. *Forest ecology and management* 90(1): 59-87.

- Fernández Aldúncin, R. J., Sala O. E., y Golluscio, R. A. (1991). Woody and herbaceous aboveground production of a Patagonian steppe. *Journal of Range Management*: 44(5): 434-437.
- Forrester, D. I., Collopy, J. J., Beadle, C. L., y Baker, T. G. (2012). Interactive effects of simultaneously applied thinning, pruning and fertiliser application treatments on growth, biomass production and crown architecture in a young *Eucalyptus nitens* plantation. *Forest ecology and management* 267: 104-116.
- Gadow, K. V., Real, P., y Álvarez Gonzalez, J. G. (2001). Modelización del crecimiento y la evolución de los bosques. IUFRO World Series vol. 12, Vienna.
- García, O. (1994). The State-Space approach in growth modelling. *Canadian Journal of Forest Research* 24: 1894-1903.
- Gilmore, D. W., O'Brien, T. C., y Hoganson, H. M. (2005). Thinning red pine plantations and the Langsaeter hypothesis: a northern Minnesota case study. *Northern Journal of Applied Forestry* 22(1): 19-26.
- Gyenge, J. E., Fernández, M.E., y Schlichter, T. M. (2010). Effect of stand density and pruning on growth of ponderosa pines in NW Patagonia, Argentina. *Agroforestry Systems* 78(3): 233-241.
- Henry, M., Besnard, A., Asante, W. A., Eshun, J., Adu-bredu, S., Valentini, R., Bernoux, M., y Saint-andré, L. (2010). Wood density, phytomass variations within and among trees, and allometric equations in a tropical rainforest of Africa. *Forest Ecology and Management* 260: 1375–1388.
- Ibrahim, E. M., y Osman, E. H. (2014). Diameter at breast height-crown width prediction models for *Anogeissus leiocarpus* (DC.) Guill & Perr and *Combretum hartmannianum* Schweinf. *Journal of Forest Products & Industries* 3(4): 191-197.
- Imaña, E., y Encinas, B. (2008). *Epidometría Forestal*. Brasilia: Universidad de Brasil, Departamento de Engenharia Florestal Merida: Universidad de los Andes, Facultad de Ciencias Forestales. 66p.
- Jiménez, E., Vega, J. A., Pérez Gorostiaga, P., Fonturbel, T., y Fernández, C. (2010). Evaluation of sap flow density of *Acacia melanoxylon* R. Br.(blackwood) trees in overstocked stands in north-western Iberian Peninsula. *European journal of forest research* 129(1): 61-72.
- Juodvalkis, A., Kairiukstis, L., y Vasiliauskas, R. (2005). Effects of thinning on growth of six tree species in north-temperate forests of Lithuania. *European Journal of Forest Research* 124: 187-192.
- Kellomäki, S., y Oker-Blom, P. (1983). Canopy structure and light climate in a young Scots pine stand. *Silva Fennica* 17(1): 1-21.
- Kim, D. G., y Kirschbaum, M. U. (2015). The effect of land-use change on the net exchange rates of greenhouse gases: A compilation of estimates. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 208: 114-126.
- Kopta, F., Cuchietti, A., Cingolani, A. M., Barri, F., Martínez, M. E., Tosco, C., ... y Sosa, M. E. (2016). Análisis crítico de la posición de la Federación Agraria Argentina en torno a la actualización del Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos de Córdoba. En: www.fundeps.org/wp-content/uploads/2017/06/respuesta_a_faa_sobre_otbn.pdf. Consultado: 28/03/2018.
- Kramer H. 1988. *Waldwachstumslehre*. Paul Parey. Hamburg-Berlin, Alemania. 374 pp.
- Langsaeter, A. (1941). Om tynning I enaldret gran- og furuskog. Meddel. F. D. Norske Skogforsøksvesen 8:131–216. [No visto, citado por Gilmore *et al.*, 2005].

- Líbano, E. C., Khouri, E. A., Varela, J. G., y Obregón, A. C. (2007). Relación altura-diámetro generalizada para *Pinus radiata* D. Don en Asturias (Norte de España). *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 23: 153-158.
- Luizão, R. C., Luizão, F. J., Paiva, R. Q., Monteiro, T. F., Sousa, L. S., y Kruijt, B. (2004). Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central Amazonian forest. *Global Change Biology* 10(5): 592-600.
- Mäkinen, H., y Isomäki, A., (2004)a. Thinning intensity and growth of Norway spruce stands in Finland. *Forestry* 77: 349-364.
- Mäkinen, H., y Isomäki, A. (2004)b. Thinning intensity and long-term changes in increment and stem form of Norway spruce trees. *Forest Ecology and Management* 201: 295-309.
- Malleux, J. (2016). Estudio de la relación DAP con el Diámetro de Copa en un Bosque Húmedo Sub Tropical. *Revista forestal del Perú* 4(1-2): 1-5.
- Mayer, D. G., y Butler, D. G., (1993). Statistical validation. *Ecological Modelling* 68(1-2): 21-32.
- Medhurst, J. L., Battaglia, M., Cherry, M. L., Hunt, M. A., White, D. A., y Beadle, C. L., (1999). Allometric relationships for *Eucalyptus nitens* (Deane and Maiden) Maiden plantations. *Trees-Structure and Function* 14: 91-101.
- Mitchell K. J., y Cameron I. R., (1985). *Managed Stand Yield Tables for Coastal Douglas-Fir: Initial Density and Precommercial Thinning*. Land Management Report Number 31. B.C. Information Services Branch, Ministry of Forests, Victoria. ISSN 0702-9861.
- Návar, J., Méndez, E., Nájera, A., Graciano, J., Dale, V., y Parresol, B. (2004). Biomass equations for shrub species of Tamaulipan thornscrub of North-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* 59(4): 657-674.
- Nord-Larsen, T., y Johannsen, V. (2007). A state-space approach to stand growth modelling of European beech. *Annals of Forest Science* 64: 365-374.
- Omote, M., y Valenzuela, L. (2011). Radial and longitudinal basic density variation in 16 years old *Eucalyptus regnans* trees. *Maderas. Ciencia y tecnología* 13(2): 211-224.
- Oñatibia, G. R., Aguiar, M. R., Cipriotti, P. A., y Troiano, F. (2010). Individual plant and population biomass of dominant shrubs in Patagonian grazed fields. *Ecología austral* 20(3): 269-279.
- Ortega, A., y Montero G. (1988). Evaluación de la calidad de las estaciones forestales. Revisión bibliográfica. *Ecología* 2: 155-184.
- Ounban, W., Puangchit, L., y Diloksumpun, S. (2016). Development of general biomass allometric equations for *Tectona grandis* Linn. f. and *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. plantations in Thailand. *Agriculture and Natural Resources* 50(1): 48-53.
- Pantiu, A. J., Capellari, A., y Kurtz, V. D. (2010). Sistemas silvopastoriles del centro y norte de la Provincia de Misiones, Argentina. *Revista Veterinaria* 21: 69-75.
- Patino, S., Lloyd, J., Paiva, R., Baker, T. R., Quesada, C. A., Mercado, L. M., ... y Czimczik, C. I. (2009). Branch xylem density variations across the Amazon Basin. *Biogeosciences* 6(4): 545-568.
- Paul, K. I., Roxburgh, S. H., England, J. R., Ritson, P., Hobbs, T., Brooksbank, K., ... y Neumann, C. (2013). Development and testing of allometric equations for estimating above-ground biomass of mixed-species environmental plantings. *Forest Ecology and Management* 310: 483-494.

- Peichl, M., y Arain, M. A. (2007). Allometry and partitioning of above-and belowground tree biomass in an age-sequence of white pine forests. *Forest Ecology and Management* 253(1-3): 68-80.
- Peri, P. L., Sturzenbaum, M. V., Monelos, L., Livraghi, E., Christiansen, R., Moreto, A., y Mayo, J. P. (2005). Productividad de sistemas silvopastoriles en bosques nativos de ñire (*Nothofagus antarctica*) de Patagonia Austral. In Actas III Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano, Comisión Nuevas Tendencias Forestales (Vol. 10).
- Pienaar, L. V., y Shiver, B. D. (1986) Basal Area Prediction and Projection Equations for Pine Plantations. *Forest Science* 32: 626-633.
- Pimienta de la T., D. J., G. Domínguez, C., O. Aguirre, C., F. Javier, H., y J. Jiménez, P. (2007). Estimación de biomasa y contenido de carbono en *Pinus cooperi* Blanco, en Pueblo Nuevo, Durango. *Madera y Bosques* 13:35-46.
- Pinkard, E. A., y Neilsen, W. A. (2003). Crown and stand characteristics of *Eucalyptus nitens* in response to initial spacing: implications for thinning. *Forest Ecology and Management* 172: 215–227.
- Porté, A., Bosc, A., Champion, I., y Loustau, D. (2000). Estimating the foliage area of Maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) branches and crowns with application to modelling the foliage area distribution in the crown. *Annals of Forest Science* 57(1): 73-86.
- Porté, A., Trichet, P., Bert, D., y Loustau, D. (2002). Allometric relationships for branch and tree woody biomass of Maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *Forest Ecology and Management* 158(1-3): 71-83.
- Prodan, M., Peters, C., Cox, F., y Real P. (1997). *Mensura forestal*. Proyecto IICA BMZ/GTZ sobre Agricultura, Recursos Naturales y Desarrollo Sostenible, San José, Costa Rica.
- Ritchie, M. W., y Hamann, J. D. (2008). Individual-tree height-, diameter-and crown-width increment equations for young Douglas-fir plantations. *New Forests* 35(2): 173-186.
- Rodríguez Ortiz, G., González Hernández, V. A., Aldrete, A., Santos Posadas, H. M., Gómez Guerrero, A., y Fierros González, A. M. (2011). Modelos para estimar crecimiento y eficiencia de crecimiento en plantaciones de *Pinus patula* en respuesta al aclareo. *Revista fitotecnica mexicana* 34(3): 205-212.
- Rojó Martínez, G. E., Jasso Mata, J., y Velásquez Martínez, A. (2003). Las masas forestales como sumideros de CO₂ ante un cambio climático global. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 9(1): 57-67.
- Sánchez González, M., Cañellas, I., y Montero, G. (2007). Generalized height-diameter and crown diameter prediction models for cork oak forests in Spain. *Forest Systems* 16(1): 76-88.
- Sicard, C., Saint André, L., Gelhaye, D., y Ranger, J. (2006). Effect of initial fertilisation on biomass and nutrient content of Norway spruce and Douglas-fir plantations at the same site. *Trees* 20(2): 229-246.
- Skovsgaard, J. P., y Vanclay, J. K. (2008). Forest site productivity: a review of the evolution of dendrometric concepts for even-aged stands. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 81(1): 13-31.
- Slik, J. F., Bernard, C. S., Van Beek, M., Breman, F. C., y Eichhorn, K. A. (2008). Tree diversity, composition, forest structure and aboveground biomass dynamics after single and repeated fire in a Bornean rain forest. *Oecologia* 158(3): 579-588.

- Tremblay, A., Therrien, J., Hamlin, B., Wichmann, E., y LeDrew, L. J. (2005). GHG emissions from boreal reservoirs and natural aquatic ecosystems. In *Greenhouse gas emissions—fluxes and processes* (pp. 209-232). Springer, Berlin, Heidelberg.
- van Wilgen, B. W., R. M. Cowling y C. J. Burgers. 1996. Valuation of Ecosystem Services. *BioScience* 46: 184-189.
- Villegas Jiménez, D. E., Rodríguez Ortiz, G., Velasco Velasco, V. A., Ruiz Luna, J., Carrillo Rodríguez, J. C., y Ramírez Sánchez, S. E. (2013). Partición de biomasa aérea en procedencias de *Pinus greggii* plantadas en el sur de México. *Revista fitotecnica mexicana* 36(4): 421-427.
- Vita Alonso, A. 1978. *Los tratamientos silviculturales*. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile. 234 p.
- Wadsworth, F. H. (2000). *Producción Forestal para América Tropical*. Capítulo 7: Prácticas de manejo en Plantaciones. Departamento de Agricultura de los EE.UU. Servicio Forestal Manual de Agricultura 710-S. ISBN Number: 3-901347-28-3.
- Wang, C. (2006). Biomass allometric equations for 10 co-occurring tree species in Chinese temperate forests. *Forest Ecology and Management* 222(1-3): 9-16.
- Westoby, M. (1984). The self-thinning rule. *Advances in ecological research* 14(2): 167-225.
- Xiao, Y., Jokela, E. J., y White, T. L. (2003). Species differences in crown structure and growth performance of juvenile loblolly and slash pine. *Forest Ecology and Management* 174(1-3): 295-313.
- Xiao, C. W., y Ceulemans, R. (2004). Allometric relationships for below-and aboveground biomass of young Scots pines. *Forest Ecology and Management* 203(1-3): 177-186.
- Zeide, B. (1987). Analysis of the 3/2 power law of self-thinning. *Forest Science* 33(2): 517-537.
- Zeng, H. Q., Liu, Q. J., Feng, Z. W., y Ma, Z. Q. (2010). Biomass equations for four shrub species in subtropical China. *Journal of forest research* 15(2): 83-90.

VII. Anexo 4.1

Tabla 4.23: Medidas de resumen de los datos de inventario, presentados de acuerdo a la densidad de árboles (150, 250 y 450 árboles por hectárea). DAP: diámetro normal; H: altura media; G: área basimétrica; V: volumen de fuste; DE: desvió estándar; CV: coeficiente de variación.

Densidad (árboles.ha ⁻¹)	Estadísticos	Inventario (año)			
		2014	2015	2016	2017
150	DAP medio (cm)	22,97	24,55	26,15	28,15
	DAP Max (cm)	25,17	26,88	28,67	30,66
	DAP Min (cm)	20,61	22,26	23,93	26,01
	DE (cm)	1,86	1,97	1,95	2,06
	CV (%)	8,10	8,04	7,47	7,33
	H media (m)	9,27	10,28	11,55	11,99
	H Max (m)	10,57	11,47	13,27	13,72
	H Min (m)	8,41	9,42	10,58	11,08
	DE (m)	0,88	0,87	1,14	1,01
	CV (%)	9,48	8,44	9,87	8,45
	G (m ² .ha ⁻¹)	6,25	7,14	8,09	9,38
	DE (m ² .ha ⁻¹)	1,01	1,15	1,21	1,38
	CV (%)	16,09	16,05	14,97	14,72
	V (m ³ .ha ⁻¹)	43,87	55,44	70,71	85,05
	DE (m ³ .ha ⁻¹)	10,48	12,21	16,36	18,89
CV (%)	23,89	22,03	23,13	22,21	
250	DAP medio (cm)	23,78	25,45	26,79	28,90
	DAP Max (cm)	26,74	28,44	30,28	32,51
	DAP Min (cm)	22,53	24,23	25,39	27,41
	DE (cm)	1,55	1,61	1,87	1,95
	CV (%)	6,51	6,31	7,00	6,76
	H media (m)	9,97	10,98	12,31	12,87
	H Max (m)	10,84	12,10	13,70	14,17
	H Min (m)	9,20	9,92	10,83	11,50
	DE (m)	0,70	0,80	1,11	1,10
	CV (%)	7,01	7,26	8,98	8,57
G (m ² .ha ⁻¹)	11,14	12,76	14,15	16,46	
DE (m ² .ha ⁻¹)	1,50	1,66	2,05	2,30	

	CV (%)	13,50	13,04	14,50	13,96
	V (m ³ .ha ⁻¹)	83,89	105,56	131,60	159,93
	DE (m ³ .ha ⁻¹)	16,82	19,91	29,57	34,15
	CV (%)	20,04	18,87	22,47	21,35
450	DAP medio (cm)	20,26	21,57	22,80	24,43
	DAP Max (cm)	22,47	23,98	25,40	27,03
	DAP Min (cm)	18,89	19,98	21,44	22,96
	DE (cm)	1,48	1,53	1,60	1,69
	CV (%)	7,33	7,09	7,02	6,93
	H media (m)	9,47	9,85	11,10	11,35
	H Max (m)	10,59	10,50	11,67	12,00
	H Min (m)	8,35	9,17	10,25	10,33
	DE (m)	0,84	0,58	0,66	0,65
	CV (%)	8,86	5,85	5,98	5,77
	G (m ² .ha ⁻¹)	14,57	16,51	18,45	21,18
	DE (m ² .ha ⁻¹)	2,16	2,38	2,64	2,98
	CV (%)	14,84	14,39	14,32	14,08
	V (m ³ .ha ⁻¹)	103,82	122,35	154,16	180,69
	DE (m ³ .ha ⁻¹)	19,90	21,65	27,75	30,62
	CV (%)	19,16	17,69	18,00	16,95

VIII. Anexo 4.2

Tabla 4.24: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión de la Tabla 4.2 para todos los datos (sin diferenciar por densidad) a partir del diámetro normal (DAP [cm]) y la altura (H [m]). Ec.: número de ecuación según Tabla 4.2; E.E.: error estándar de la estimación de los parámetros; ECMP: error medio cuadrático de predicción; R^2 : coeficiente de determinación; AIC: criterio de información de Akaike; BIC: criterio de información Bayesiano. α , β y γ parámetros de los modelos.

Función	Ec.	Est.	E.E.	p-value	R^2	ECMP	AIC	BIC	
$AC = f(DAP)$	1	α	0,18	0,003	<0,0001	0,68	0,46	112,22	116,20
	2	α	0,15	0,059	0,0121	0,68	0,45	113,96	119,93
		β	1,06	0,113	<0,0001				
	3	α	1,77	0,220	<0,0001	0,65	0,49	118,66	124,63
		β	0,04	0,004	<0,0001				
$AC = f(DAP; H)$	1	α	-1,90	0,790	0,0202	0,71	0,45	109,24	117,19
		β	0,16	0,020	<0,0001				
		γ	0,20	0,080	0,013				
	2	α	0,08	0,030	0,0267	0,72	0,40	109,17	117,12
		β	0,90	0,120	<0,0001				
		γ	0,48	0,180	0,01				

Tabla 4.25: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión de la Tabla 4.2 para las parcelas de baja densidad de árboles (150-250 árboles.ha⁻¹) a partir del diámetro normal (DAP [cm]) y la altura (H [m]). Ec.: número de ecuación según Tabla 4.2; E.E.: error estándar de la estimación de los parámetros; ECMP: error medio cuadrático de predicción; R^2 : coeficiente de determinación; AIC: criterio de información de Akaike; BIC: criterio de información Bayesiano. α , β y γ parámetros de los modelos.

Función	Ec.	Est.	E.E.	p-value	R^2	ECMP	AIC	BIC	
$AC = f(DAP)$	1	α	0,19	0,004	<0,0001	0,44	0,58	83,40	86,56
	2	α	0,24	0,160	0,1294	0,44	0,56	85,21	89,96
		β	0,92	0,190	<0,0001				
	3	α	2,30	0,452	<0,0001	0,41	0,60	87,43	92,18
		β	0,03	0,006	0,0001				
$AC = f(DAP; H)$	1	α	-	-	-	0,50	0,57	81,16	85,91
		β	0,12	0,031	0,0003				
		γ	0,15	0,075	0,0471				
	2	α	0,11	0,080	0,1451	0,53	0,49	81,13	87,46
		β	0,76	0,190	0,0003				
		γ	0,53	0,210	0,0176				

Tabla 4.26: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión de la Tabla 4.2 para las parcelas de alta densidad de árboles (450 árboles.ha⁻¹) a partir del diámetro normal (DAP [cm]) y la altura (H [m]). Ec.: número de ecuación según Tabla 4.2; E.E.: error estándar de la estimación de los parámetros; ECMP: error cuadrático medio de predicción; R²: coeficiente de determinación; AIC: criterio de información de Akaike; BIC: criterio de información Bayesiano. α , β y γ parámetros de los modelos.

Función	Ec.		Est.	E.E.	p-value	R ²	ECMP	AIC	BIC
$AC = f(DAP)$	1	α	0,18	0,004	<0,0001	0,85	0,23	25,13	26,91
	2	α	0,13	0,050	0,0253	0,83	0,21	26,64	29,31
		β	1,08	0,120	<0,0001				
	3	α	1,42	0,177	<0,0001	0,84	0,18	24,11	26,78
		β	0,04	0,004	<0,0001				
$AC = f(DAP; H)$	1	α	-	-	-	0,83	0,26	26,71	29,38
		β	0,19	0,026	<0,0001				
		γ	-0,04	0,058	0,5455				
	2	α	0,17	0,130	0,2006	0,78	0,22	28,47	32,03
		β	1,13	0,170	<0,0001				
		γ	-0,15	0,400	0,7062				

IX. Anexo 4.3

Tabla 4.27: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión para la estimación del largo de rama (LR [cm]) de la Tabla 4.3, a partir del diámetro basal de la rama (DBR [cm]), el área basal de la rama (ABR [cm²]) y la superficie de copa viva (SCV [m²]). Tercios de la copa: inferior (T1), medio (T2) y superior (T3); Ec.: número de ecuación según Tabla 4.3; E.E.: error estándar de la estimación de los parámetros; ECMP: error cuadrático medio de predicción; R²: coeficiente de determinación; AIC: criterio de información de Akaike; BIC: criterio de información Bayesiano. α , β y γ parámetros de los modelos.

Función	Ec.	Est.	E.E.	p-value	R ²	ECMP	AIC	BIC	
T1									
$LR = f(DBR)$	1	α	107,100	25,610	0,0009	0,74	2736,29	170,39	172,71
		β	35,430	6,080	<0,0001				
	2	α	116,500	15,860	<0,0001	0,76	1607,14	167,38	169,70
		β	0,570	0,090	<0,0001				
$LR = f(ABR)$	1	α	187,390	18,700	<0,0001	0,64	6164,76	176,99	179,31
		β	3,910	0,930	0,0009				
	2	α	124,780	15,710	<0,0001	0,76	1607,14	167,38	169,70
		β	0,280	0,040	<0,0001				
$LR = f(ABR; SCV)$	1	α	113,270	30,210	0,0024	0,72	5271,01	171,26	174,35
		β	2,590	0,890	0,0119				
		γ	4,360	1,540	0,0139				
	2	α	63,240	17,460	0,0031	0,84	1076,02	161,78	164,87
		β	0,210	0,040	0,0003				
		γ	0,280	0,100	0,0158				
3	α	171,969	14,905	<0,0001	0,70	2037,19	171,18	173,50	
	β	0,006	0,001	<0,0001					
T2									
$LR = f(DBR)$	1	α	236,510	58,700	0,0012	0,03	3589,64	174,17	176,48
		β	-12,060	18,140	0,517				
	2	α	297,740	97,240	0,0084	0,02	2323,07	173,28	175,60
		β	-0,360	0,290	0,2352				
$LR = f(ABR)$	1	α	187,390	18,700	<0,0001	0,03	3663,67	174,52	176,84
		β	3,910	0,930	0,0009				
	2	α	284,980	83,200	0,0041	0,02	2323,07	173,28	175,60
		β	-0,180	0,150	0,2352				
$LR = f(ABR; SCV)$	1	α	102,490	35,190	0,013	0,48	1859,09	154,06	156,90
		β	1,950	2,520	0,4528				
		γ	3,690	1,220	0,0105				
	2	α	54,640	27,880	0,0736	0,47	1289,65	154,65	157,49
		β	0,080	0,130	0,5325				
		γ	0,370	0,130	0,0144				

	3	α	126,709	17,673	<0,0001	0,46	1090,66	151,34	153,46
		β	0,010	0,003	0,0047				
<hr/>									
T3									
$LR = f(DBR)$	1	α	69,120	23,030	0,0102	0,53	874,06	144,62	146,75
		β	24,830	8,800	0,0144				
	2	α	84,730	14,180	<0,0001	0,56	675,25	144,15	146,27
		β	0,490	0,170	0,0113				
$LR = f(ABR)$	1	α	102,870	12,960	<0,0001	0,48	924,62	145,51	147,63
		β	5,270	2,020	0,022				
	2	α	89,900	13,330	<0,0001	0,56	675,25	144,15	146,27
		β	0,240	0,080	0,0113				
$LR = f(ABR; SCV)$	1	α	82,540	16,950	0,0004	0,52	964,51	144,23	147,06
		β	3,950	2,040	0,0763				
		γ	1,130	0,660	0,1127				
	2	α	63,120	19,490	0,0071	0,56	630,03	143,91	146,74
		β	0,190	0,090	0,0543				
		γ	0,140	0,100	0,1878				
3	α	105,897	10,769	<0,0001	0,43	701,02	144,71	146,83	
	β	0,005	0,002	0,0153					

Tabla 4.28: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión para la estimación del peso seco de la rama (PSR [g]) de la Tabla 4.3, a partir del área basal de la rama (ABR [cm²]) y el largo de la rama (LR [cm]). SDT: ajuste sin diferenciar por tercios de copa; T1-2: ajuste para tercios inferior y medio en conjunto; T1: tercio inferior; T2: tercio medio; T3: tercio superior; Ec.: número de ecuación según Tabla 4.3; E.E.: error estándar de la estimación de los parámetros; ECMP: error cuadrático medio de predicción; R²: coeficiente de determinación; AIC: criterio de información de Akaike; BIC: criterio de información Bayesiano. α , β y γ parámetros de los modelos.

Función	Ec.	Est.	E.E.	p-value	R ²	ECMP	AIC	BIC	
SDT									
$PSR = f(ABR)$	1	α	-	-	-	0,82	124529,20	623,63	627,15
		β	78,21	3,65	<0,0001				
	2	α	100,97	14,12	<0,0001	0,82	67220,09	645,82	651,31
		β	0,92	0,04	<0,0001				
$PSR = f(ABR; LR)$	1	α	-369,93	94,43	0,0003	0,91	47460,62	624,50	631,82
		β	56,5	4,23	<0,0001				
		γ	3,19	0,59	<0,0001				
	2	α	-	-	-	0,92	35429,39	616,36	621,85
		β	0,57	0,04	<0,0001				
		γ	1,01	0,02	<0,0001				
3	α	359,45	28,56	<0,0001	0,87	79438,49	780,60	786,62	

		β	0,0016	0,00007	<0,0001				
T1-2									
$PSR = f(ABR)$	1	α	192,46	70,79	0,0111	0,90	85519,10	425,35	429,55
		β	70,25	4,41	<0,0001				
	2	α	126,05	19,42	<0,0001	0,83	71429,27	424,36	428,56
		β	0,86	0,05	<0,0001				
$PSR = f(ABR; LR)$	1	α	-357,89	157,00	0,0308	0,90	56863,26	414,63	420,24
		β	57,59	4,94	<0,0001				
		γ	3,16	0,84	0,0008				
	2	α	-	-	-	0,91	48144,11	412,53	416,73
		β	0,56	0,04	<0,0001				
		γ	1,02	0,03	<0,0001				
	3	α	414,17	37,36	<0,0001	0,88	89305,30	530,74	535,57
		β	0,0015	0,00008	<0,0001				
T1									
$PSR = f(ABR)$	1	α	-	-	-	0,84	251645,60	238,62	240,17
		β	79,53	4,74	<0,0001				
	2	α	171,78	34,09	0,0002	0,85	82891,37	230,47	232,79
		β	0,79	0,06	<0,0001				
$PSR = f(ABR; LR)$	1	α	-	-	-	0,88	92307,32	229,47	231,78
		β	60,84	6,06	<0,0001				
		γ	1,81	0,48	0,0021				
	2	α	-	-	-	0,91	83352,59	230,56	232,88
		β	0,53	0,07	<0,0001				
		γ	1,04	0,04	<0,0001				
	3	α	0,06	2,30	0,9791	0,58	1569080,69	277,53	279,84
		β	0,01	0,02	0,7695				
	T2								
$PSR = f(ABR)$	1	α	-	-	-	0,52	38638,71	187,47	188,75
		β	74,96	4,98	<0,0001				
	2	α	150,71	49,02	0,0096	0,49	24613,97	185,13	187,04
		β	0,71	0,14	0,0003				
$PSR = f(ABR; LR)$	1	α	-	-	-	0,77	17506,11	177,01	178,92
		β	45,76	7,78	0,0001				
		γ	1,52	0,37	0,0013				
	2	α	-	-	-	0,80	10673,48	173,43	175,35
		β	0,64	0,09	<0,0001				
		γ	0,98	0,04	<0,0001				
	3	α	247,85	36,54	<0,0001	0,78	11739,09	174,76	176,68
		β	0,0024	0,0003	<0,0001				
	T3								
$PSR = f(ABR)$	1	α	137,65	52,93	0,021	0,59	15219,17	200,01	202,33
		β	37,07	8,21	0,0005				
	2	α	124,43	34,65	0,0029	0,62	12488,96	200,19	202,51
		β	0,62	0,14	0,0005				
$PSR = f(ABR; LR)$	1	α	-	-	-	0,78	9852,05	193,20	195,52

	β	25,57	7,85	0,0057				
	γ	1,51	0,36	0,0009				
2	α	-	-	-	0,79	7451,43	191,93	194,25
	β	0,41	0,12	0,0041				
	γ	1,04	0,05	<0,0001				
3	α	153,09	26,05	<0,0001	0,78	7174,22	191,32	193,64
	β	0,0032	0,0005	<0,0001				

Tabla 4.29: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión para la estimación del peso seco de acículas por rama (PSA [g]) de la Tabla 4.3, a partir del área basal de la rama (ABR [cm^2]), el largo de la rama (LR [cm]) y el peso seco de la rama (PSR [g]). SDT: ajuste sin diferenciar por tercios de copa; T1: tercio inferior; T2: tercio medio; T3: tercio superior; Ec.: número de ecuación según Tabla 4.3; E.E.: error estándar de la estimación de los parámetros; ECMP: error cuadrático medio de predicción; R^2 : coeficiente de determinación; AIC: criterio de información de Akaike; BIC: criterio de información Bayesiano. α , β y γ parámetros de los modelos.

Función	Ec.	Est.	E.E.	p-value	R^2	ECMP	AIC	BIC	
SDT									
$PSA = f(ABR)$	1	α	100,06	28,94	0,0012	0,74	22950,39	590,00	595,49
		β	22,36	2,14	<0,0001				
	2	α	54,31	9,46	<0,0001	0,73	15805,86	541,71	546,99
		β	0,80	0,05	<0,0001				
$PSA = f(PSR)$	1	α	114,07	32,38	0,0011	0,57	33088,29	558,06	563,34
		β	0,26	0,03	<0,0001				
	2	α	1,80	1,12	0,1146	0,53	27058,56	564,83	570,11
		β	0,78	0,08	<0,0001				
$PSA = f(PSR; LR)$	1	α	338,55	72,56	<0,0001	0,63	24847,34	549,30	556,34
		β	0,39	0,05	<0,0001				
		γ	-1,69	0,50	0,0017				
	2	α	3,22	5,08	0,529	0,56	26128,75	564,26	571,31
		β	1,01	0,22	<0,0001				
		γ	-0,42	0,52	0,4216				
	3	α	-	-	-	0,52	22566,62	565,53	569,10
		β	78,23	5,99	<0,0001				
4	α	60,74	14,25	0,0001	0,55	23948,79	559,58	564,86	
	β	1,25	0,12	<0,0001					
T1									
$PSA = f(ABR)$	1	α	-	-	-	0,89	13845,66	185,30	186,72
		β	23,38	2,07	<0,0001				
	2	α	20,04	5,94	0,0046	0,90	11178,29	198,42	200,73
		β	1,06	0,08	<0,0001				
$PSA = f(PSR)$	1	α	-	-	-	0,84	9380,95	181,29	182,71
		β	0,21	0,02	<0,0001				

$PSA = f(PSR; LR)$	2	α	0,01	0,01	0,2743	0,92	9707,89	196,16	198,48	
		β	1,47	0,11	<0,0001					
	1	α	130,22	112,06	0,2678	0,85	35067,68	189,18	192,01	
		β	0,41	0,05	<0,0001					
		γ	-1,30	0,62	0,0585					
	2	α	0,02	0,04	0,6449	0,91	7912,46	181,86	184,70	
		β	1,46	0,22	<0,0001					
		γ	-0,16	0,60	0,7945					
	3	α	-	-	-	0,66	13800,46	185,61	187,03	
		β	54,48	5,95	<0,0001					
	4	α	8,65	4,15	0,0573	0,84	15560,63	191,21	193,33	
		β	2,13	0,21	<0,0001					
T2										
$PSA = f(ABR)$	1	α	-	-	-	0,56	21356,24	179,99	181,27	
		β	34,20	3,88	<0,0001					
	2	α	50,63	37,69	0,2021	0,57	23969,02	197,69	199,81	
		β	0,81	0,31	0,0232					
$PSA = f(PSR)$	1	α	-	-	-	0,61	15847,99	188,74	190,16	
		β	0,50	0,05	<0,0001					
	2	α	1,33	3,13	0,6786	0,60	22433,76	196,70	198,82	
		β	0,83	0,35	0,0355					
$PSA = f(PSR; LR)$	1	α	429,69	123,14	0,0058	0,85	7533,85	152,78	155,04	
		β	0,68	0,09	<0,0001					
		γ	-2,79	0,70	0,0025					
	2	α	309,33	634,83	0,6366	0,84	5592,84	153,66	155,92	
		β	1,38	0,21	0,0001					
		γ	-1,69	0,47	0,0049					
	3	α	-	-	-	0,82	17083,06	189,41	190,83	
		β	97,28	9,06	<0,0001					
	4	α	60,82	17,95	0,0061	0,83	5412,40	152,47	154,17	
		β	1,37	0,21	<0,0001					
	T3									
	$PSA = f(ABR)$	1	α	-	-	-	0,73	9491,42	179,88	181,29
β			48,73	3,68	<0,0001					
	2	α	88,09	20,92	0,001	0,73	6000,48	176,92	179,04	
		β	0,72	0,12	<0,0001					
$PSA = f(PSR)$	1	α	-	-	-	0,73	8669,08	167,90	169,18	
		β	0,72	0,07	<0,0001					
	2	α	3,75	5,11	0,4761	0,73	11193,24	186,27	188,39	
		β	0,74	0,23	0,0057					
$PSA = f(PSR; LR)$	1	α	104,88	106,65	0,3448	0,73	22477,25	187,64	190,47	
		β	0,69	0,25	0,0175					
		γ	-0,43	1,10	0,7055					
	2	α	310,17	633,62	0,6333	0,73	19606,22	195,48	198,31	
		β	0,53	0,33	0,13					
		γ	-0,64	0,54	0,2622					

3	α	-	-	-	0,73	7118,93	163,43	164,71
	β	129,34	8,20	<0,0001				
4	α	160,82	54,36	0,0111	0,73	16240,87	191,85	193,98
	β	0,65	0,32	0,062				

X. Anexo 4.4

Tabla 4.30: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión de la Tabla 4.4 para estimar el peso seco de ramas total por árbol (PSTR [kg.árbol⁻¹]) a partir del área transversal normal (AT [m²]) y la superficie de copa viva (SCV [m]), sin diferenciar por densidad (SDD), para parcelas con densidad baja (150-250) y para parcelas con densidad alta (450). Ec.: número de ecuación según Tabla 4.4; E.E.: error estándar de la estimación de los parámetros; ECMP: error medio cuadrático de predicción; R²: coeficiente de determinación; AIC: criterio de información de Akaike; BIC: criterio de información Bayesiano. α , β y γ parámetros de los modelos.

Función	Ec.	Est.	E.E.	p-value	R ²	ECMP	AIC	BIC	
SDD									
<i>PSTR = f(AT)</i>	1	α	-	-	-	0,72	61,77	369,68	373,62
		β	541,48	15,62	<0,0001				
	2	α	756,2	220,76	0,0012	0,72	58,72	370,22	376,13
		β	1,13	0,11	<0,0001				
	3	α	11,92	1,53	<0,0001	0,67	70,67	380,05	385,96
		β	15,77	1,61	<0,0001				
<i>PSTR = f(SCV)</i>	1	α	-	-	-	0,70	74,98	379,87	383,81
		β	1,53	0,05	<0,0001				
	2	α	2,79	0,84	0,0016	0,71	77,95	385,24	391,15
		β	0,82	0,09	<0,0001				
	3	α	14,71	1,73	<0,0001	0,67	68,14	378,11	384,02
		β	0,04	0,0041	<0,0001				
150-250									
<i>PSTR = f(AT)</i>	1	α	-	-	-	0,56	81,39	254,25	257,36
		β	546,03	20,31	<0,0001				
	2	α	647,96	288,41	0,0319	0,56	87,64	245,2	249,69
		β	1,06	0,17	<0,0001				
	3	α	14,96	2,83	<0,0001	0,51	96,98	248,54	253,03
		β	13,33	2,3	<0,0001				
<i>PSTR = f(SCV)</i>	1	α	-	-	-	0,55	100,68	261,75	264,86
		β	1,51	0,06	<0,0001				
	2	α	2,48	1,14	0,0375	0,55	77,82	241,28	245,77
		β	0,86	0,14	<0,0001				
	3	α	15,81	2,52	<0,0001	0,55	77,95	385,24	391,15
		β	0,03	0,01	<0,0001				
450									
<i>PSTR = f(AT)</i>	1	α	-	-	-	0,89	31,22	113,05	114,83
		β	526,45	21,69	<0,0001				
	2	α	1221,87	422,01	0,0105	0,91	20,4	109,24	111,91
		β	1,31	0,13	<0,0001				
	3	α	7,29	1,01	<0,0001	0,91	18,95	107,92	110,59

		β	22,72	1,91	<0,0001				
$PSTR = f(SCV)$	1	α	-	-	-	0,88	29,69	112,23	114,01
		β	1,63	0,07	<0,0001				
	2	α	1,62	0,54	0,0087	0,88	26,92	114,23	116,9
		β	1	0,11	<0,0001				
	3	α	10,12	1,46	<0,0001	0,86	32,26	117,49	120,16
		β	0,05	0,01	<0,0001				

Tabla 4.31: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión de la Tabla 4.4 para estimar el peso seco total de acículas por árbol (PSTA [kg.árbol⁻¹]) a partir del área transversal normal (AT [m²]), la superficie de copa viva (SCV [m²]) y el largo de copa (LC [m]), sin diferenciar por densidad (SDD), para parcelas con densidad baja (150-250) y para parcelas con densidad alta (450). Ec.: número de ecuación según Tabla 4.4; E.E.: error estándar de la estimación de los parámetros; ECMP: error medio cuadrático de predicción; R²: coeficiente de determinación; AIC: criterio de información de Akaike; BIC: criterio de información Bayesiano. α , β y γ parámetros de los modelos.

Función	Ec.	Est.	E.E.	p-value	R2	ECMP	AIC	BIC	
SSD									
$PSTA = f(AT)$	1	α	-	-	-	0,68	8,30	263,04	266,98
		β	212,06	5,690	<0,0001				
	2	α	151,18	38,660	0,0003	0,68	7,80	263,23	269,14
		β	0,87	0,100	<0,0001				
	3	α	5,87	0,660	<0,0001	0,64	8,92	270,32	276,23
		β	12,77	1,430	<0,0001				
$PSTA = f(SCV)$	1	α	5,19	1,190	0,0001	0,55	11,86	281,75	287,66
		β	0,39	0,050	<0,0001				
	2	α	2,34	0,620	0,0004	0,57	10,56	279,29	285,20
		β	0,58	0,082	<0,0001				
	3	α	7,49	0,800	<0,0001	0,51	11,86	285,43	291,34
		β	0,03	0,004	<0,0001				
$PSTA = f(AT; LC)$	1	α	-	-	-	0,71	7,83	259,53	265,44
		β	159,66	22,839	<0,0001				
		γ	0,46	0,195	0,022				
	2	α	45,23	27,421	0,1053	0,71	7,28	260,55	268,44
		β	0,73	0,112	<0,0001				
		γ	0,40	0,187	0,0368				
	3	α	2,56	0,910	0,0069	0,68	8,04	265,82	273,70
		β	10,24	1,660	<0,0001				
		γ	0,49	0,190	0,0146				
	4	α	4,71	0,970	<0,0001	0,68	8,57	264,07	269,99
		β	17,42	1,690	<0,0001				
	5	α	21,21	0,897	<0,0001	0,70	7,36	260,19	266,10

		β	0,62	0,066	<0,0001					
<i>PSTA = f(SCV; LC)</i>	1	α	-	-	-	0,59	10,81	276,52	282,43	
		β	0,28	0,060	<0,0001					
		γ	0,96	0,190	<0,0001					
	2	α	2,96	1,312	0,0285	0,56	10,97	282,26	290,14	
		β	0,02	0,005	0,0005					
		γ	0,54	0,245	0,0309					
	3	α	1,38	0,530	0,0118	0,60	9,99	277,28	285,16	
		β	0,44	0,100	0,0001					
		γ	0,46	0,230	0,0539					
	4	α	7,15	0,970	<0,0001	0,55	11,97	282,08	287,99	
		β	0,04	0,005	<0,0001					
	5	α	1,39	0,439	0,0026	0,60	9,79	275,28	281,19	
		β	0,45	0,059	<0,0001					
	150-250									
	<i>PSTA = f(AT)</i>	1	α	-	-	-	0,50	10,56	182,58	185,69
β			208,61	7,250	<0,0001					
2		α	135,96	52,564	0,0143	0,51	9,83	183,25	187,92	
		β	0,83	0,150	<0,0001					
3		α	6,83	1,090	<0,0001	0,48	10,41	185,27	189,94	
		β	10,81	1,990	<0,0001					
<i>PSTA = f(SCV)</i>	1	α	6,93	1,940	0,0011	0,37	13,84	191,86	196,52	
		β	0,32	0,070	0,0001					
	2	α	2,97	1,217	0,0201	0,38	12,37	191,30	195,96	
		β	0,50	0,124	0,0003					
	3	α	8,68	1,298	<0,0001	0,36	12,77	192,40	197,07	
		β	0,02	0,005	0,0003					
<i>PSTA = f(AT; LC)</i>	1	α	-	-	-	0,57	9,75	179,43	184,09	
		β	130,68	34,759	0,0007					
		γ	0,71	0,308	0,0288					
	2	α	24,41	20,935	0,2523	0,57	8,82	180,40	186,62	
		β	0,63	0,167	0,0006					
		γ	0,57	0,257	0,0347					
	3	α	1,52	0,810	0,0705	0,55	9,80	184,08	190,30	
		β	7,63	2,370	0,003					
		γ	0,80	0,280	0,0074					
	4	α	5,71	1,527	0,0007	0,56	9,88	179,39	184,05	
		β	15,62	2,424	<0,0001					
	5	α	20,91	1,109	<0,0001	0,57	8,57	178,44	183,10	
		β	0,61	0,097	<0,0001					
	<i>PSTA = f(SCV; LC)</i>	1	α	-	-	-	0,44	12,39	187,42	192,08
			β	0,19	0,090	0,0411				
γ			1,25	0,290	0,0001					
2		α	2,64	1,622	0,1137	0,43	11,68	190,21	196,43	
		β	0,01	0,007	0,0895					
		γ	0,69	0,339	0,0513					

	3	α	1,41	0,740	0,0655	0,45	11,19	188,71	194,93	
		β	0,30	0,150	0,0472					
		γ	0,66	0,310	0,0431					
	4	α	8,67	1,434	<0,0001	0,41	12,88	189,21	193,88	
		β	0,03	0,006	<0,0001					
	5	α	1,75	0,810	0,0384	0,44	11,10	187,50	192,17	
		β	0,40	0,090	<0,0001					
450										
<i>PSTA = f(AT)</i>	1	α	-	-	-	0,86	4,44	78,18	79,96	
		β	223,59	8,230	<0,0001					
	2	α	217,56	71,353	0,0077	0,86	4,06	80,17	82,84	
		β	0,99	0,119	<0,0001					
	3	α	4,22	0,587	<0,0001	0,86	4,13	80,50	83,17	
		β	18,16	1,982	<0,0001					
<i>PSTA = f(SCV)</i>	1	α	2,62	1,370	0,0743	0,77	8,60	88,91	91,58	
		β	0,55	0,080	<0,0001					
	2	α	1,42	0,489	0,0102	0,77	6,45	88,52	91,19	
		β	0,76	0,113	<0,0001					
	3	α	5,54	0,819	<0,0001	0,74	7,35	90,86	93,53	
		β	0,04	0,006	<0,0001					
<i>PSTA = f(AT; LC)</i>	1	α	-	-	-	0,86	5,66	79,58	82,25	
		β	204,51	27,184	<0,0001					
		γ	0,15	0,209	0,4715					
	2	α	133,98	98,860	0,1954	0,86	4,18	81,54	85,10	
		β	0,94	0,136	<0,0001					
		γ	0,17	0,236	0,491					
	3	α	2,92	1,220	0,0301	0,86	4,13	81,31	84,87	
		β	16,86	2,280	<0,0001					
		γ	0,22	0,230	0,3445					
	4	α	3,26	1,218	0,0166	0,79	8,63	87,10	89,77	
		β	21,50	2,763	<0,0001					
	5	α	22,89	1,906	<0,0001	0,81	5,44	85,44	88,11	
		β	0,68	0,099	<0,0001					
	<i>PSTA = f(SCV; LC)</i>	1	α	-	-	-	0,79	8,60	87,54	90,21
			β	0,49	0,089	<0,0001				
		γ	0,50	0,221	0,0367					
2		α	2,85	1,609	0,0964	0,77	7,02	90,88	94,44	
		β	0,04	0,007	0,0001					
		γ	0,38	0,301	0,2221					
3		α	1,09	0,615	0,0968	0,78	6,68	89,99	93,56	
		β	0,71	0,134	0,0001					
		γ	0,21	0,314	0,5237					
4		α	4,49	1,256	0,0025	0,73	10,35	91,49	94,16	
		β	0,06	0,009	<0,0001					
5		α	0,75	0,359	0,0542	0,76	6,95	89,87	92,54	
		β	0,58	0,095	<0,0001					

Tabla 4.32: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión de la Tabla 4.4 para estimar el peso seco total del árbol (PSTAR [kg.árbol⁻¹]) a partir del área transversal normal (AT [m²]) y la altura (H [m]), sin diferenciar por densidad (SDD), para parcelas con densidad baja (150-250) y para parcelas con densidad alta (450). Ec.: número de ecuación según Tabla 4.4; E.E.: error estándar de la estimación de los parámetros; ECMP: error medio cuadrático de predicción; R²: coeficiente de determinación; AIC: criterio de información de Akaike; BIC: criterio de información Bayesiano. α , β y γ parámetros de los modelos.

Función	Ec.	Est.	E.E.	p-value	R2	ECMP	AIC	BIC	
SSD									
$PSTAR = f(AT)$	1	α	-30,36	9,77	0,0031	0,94	511,50	490,39	496,36
		β	3992,59	143,66	<0,0001				
	2	α	5314,91	667,21	<0,0001	0,94	471,54	489,63	495,60
		β	1,15	0,05	<0,0001				
	3	α	75,24	4,88	<0,0001	0,90	772,11	516,26	522,23
		β	16,34	0,81	<0,0001				
$PSTAR = f(H)$	1	α	-322,90	76,50	0,0001	0,50	4062,40	601,90	607,90
		β	45,60	6,30	<0,0001				
	2	α	0,80	0,68	0,2456	0,49	3904,51	603,78	609,75
		β	2,26	0,34	<0,0001				
	3	α	26,01	8,86	0,005	0,47	4021,04	605,37	611,34
		β	0,18	0,03	<0,0001				
$PSTAR = f(AT; H)$	1	α	-182,50	17,09	<0,0001	0,98	205,60	437,45	445,41
		β	15,60	1,64	<0,0001				
		γ	3432,13	105,34	<0,0001				
	2	α	437,40	93,63	<0,0001	0,98	123,81	418,37	426,33
		β	1,01	0,03	<0,0001				
		γ	0,84	0,07	<0,0001				
	3	α	-	-	-	0,98	140,71	420,70	424,68
		β	285,28	1,85	<0,0001				
		γ	284,93	1,84	<0,0001	0,98	131,03	420,48	426,45
	4	α	284,93	1,84	<0,0001	0,98	131,03	420,48	426,45
		β	0,97	0,02	<0,0001				
	150-250								
$PSTAR = f(AT)$	1	α	-34,64	18,41	0,0684	0,89	725,37	339,56	344,31
		β	4070,41	251,11	<0,0001				
	2	α	4987,74	927,32	<0,0001	0,88	662,84	339,98	344,73
		β	1,13	0,07	<0,0001				
	3	α	88,42	7,40	<0,0001	0,86	828,99	348,03	352,78
		β	14,48	1,02	<0,0001				
$PSTAR = f(H)$	1	α	-168,15	92,99	0,0794	0,38	3931,59	400,24	404,99
		β	34,09	7,44	0,0001				
	2	α	4,28	3,98	0,2902	0,38	3558,19	400,48	405,23
		β	1,62	0,36	0,0001				

	3	α	52,20	19,35	0,0108	0,37	3598,46	400,88	405,63	
		β	0,13	0,03	0,0001					
$PSTAR = f(AT; H)$	1	α	-210,92	21,69	<0,0001	0,97	224,90	296,11	302,45	
		β	17,05	1,87	<0,0001					
		γ	3570,01	146,21	<0,0001					
	2	α	99,58	36,11	0,0094	0,95	311,97	313,78	320,11	
		β	0,88	0,05	<0,0001					
		γ	1,29	0,12	<0,0001					
	3	α	-	-	-	0,97	188,06	291,32	294,49	
		β	284,80	2,37	<0,0001					
	4	α	284,91	2,34	<0,0001	0,97	171,05	291,22	295,97	
		β	0,96	0,03	<0,0001					
	450									
	$PSTAR = f(AT)$	1	α	-22,12	6,91	0,0056	0,98	163,08	141,86	144,53
		β	3784,16	123,59	<0,0001					
2		α	5458,59	598,28	<0,0001	0,99	94,31	136,80	139,47	
		β	1,17	0,04	<0,0001					
3		α	54,49	3,63	<0,0001	0,97	198,81	150,22	152,90	
		β	20,64	0,93	<0,0001					
$PSTAR = f(H)$	1	α	-540,27	147,97	0,0022	0,59	3777,08	199,19	201,86	
		β	62,74	12,95	0,0002					
	2	α	0,00	0,01	0,6558	0,63	2762,56	197,59	200,26	
		β	4,44	0,89	0,0001					
	3	α	2,44	2,13	0,2694	0,62	2794,97	197,80	200,47	
		β	0,37	0,07	0,0001					
$PSTAR = f(AT; H)$	1	α	-99,61	33,24	0,009	0,99	166,58	138,13	141,69	
		β	8,07	3,40	0,0315					
		γ	3507,57	159,53	<0,0001					
	2	α	859,65	342,32	0,024	0,99	40,23	122,30	125,86	
		β	1,07	0,03	<0,0001					
		γ	0,63	0,13	0,0003					
	3	α	-	-		0,99	61,14	125,47	127,25	
		β	287,15	2,57	<0,0001					
	4	α	287,03	3,15	<0,0001	0,99	56,13	127,46	130,13	
		β	1,00	0,03	<0,0001					

XI. Anexo 4.5

Tabla 4.33: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión de la Tabla 4.5 para estimar el diámetro de copa (DC [cm]), el peso seco total (PST [g.arbusto⁻¹]) y el peso seco total de hojas (PSH [g.arbusto⁻¹]) a partir de la altura (H [cm]) y el área de copa viva (ACV [m²]) y el largo de copa (LC [m]), sin diferenciar por densidad (SDD), para parcelas con densidad baja (150-250) y para parcelas con densidad alta (450). Ec.: número de ecuación según Tabla 4.5; E.E.: error estándar de la estimación de los parámetros; ECMP: error medio cuadrático de predicción; R²: coeficiente de determinación; AIC: criterio de información de Akaike; BIC: criterio de información Bayesiano. α , β y γ parámetros de los modelos.

Función	Ec.	Est.	E.E.	p-value	R ²	ECMP	AIC	BIC	
$DC = f(H)$	1	α	-	-	-	0,59	406,63	124,52	125,8
		β	0,71	0,04	<0,0001				
	2	α	-	-	-	0,59	356,78	124,97	126,25
		β	0,93	0,01	<0,0001				
$PST = f(H)$	1	α	-918,92	171,14	0,0002	0,84	15105,79	174,35	176,26
		β	10,28	1,31	<0,0001				
	2	α	0,000005	0,00002	0,7699	0,84	11422,6	174,38	176,3
		β	3,74	0,67	0,0001				
$PST = f(ACV)$	1	α	-	-	-	0,81	34154,56	185,62	186,89
		β	556,67	54,5	<0,0001				
	2	α	556,83	53,4	<0,0001	0,81	25691,51	185,73	187,64
		β	0,74	0,21	0,0037				
$PST = f(H; ACV)$	1	α	-770,86	181,62	0,0014	0,85	17183,21	173,10	175,66
		β	8,25	1,71	0,0005				
		c	161,62	95,43	0,1184				
	2	α	0,0015	0,0048	0,7669	0,85	8951,17	171,75	174,30
		β	2,59	0,66	0,0024				
		c	0,34	0,15	0,0388				
$PSH = f(H)$	1	α	-58,93	30,73	0,0793	0,47	472,45	126,27	128,18
		β	0,77	0,23	0,0067				
	2	α	0,0009	0,0045	0,8511	0,43	404,35	127,60	129,52
		β	2,21	1,05	0,0581				
$PSH = f(PST)$	1	α	-	-	-	0,56	395,7	123,15	124,43
		β	0,09	0,01	<0,0001				
	2	α	-	-	-	0,6	257,9	120,43	121,71
		β	0,63	0,02	<0,0001				

XII. Anexo 4.6

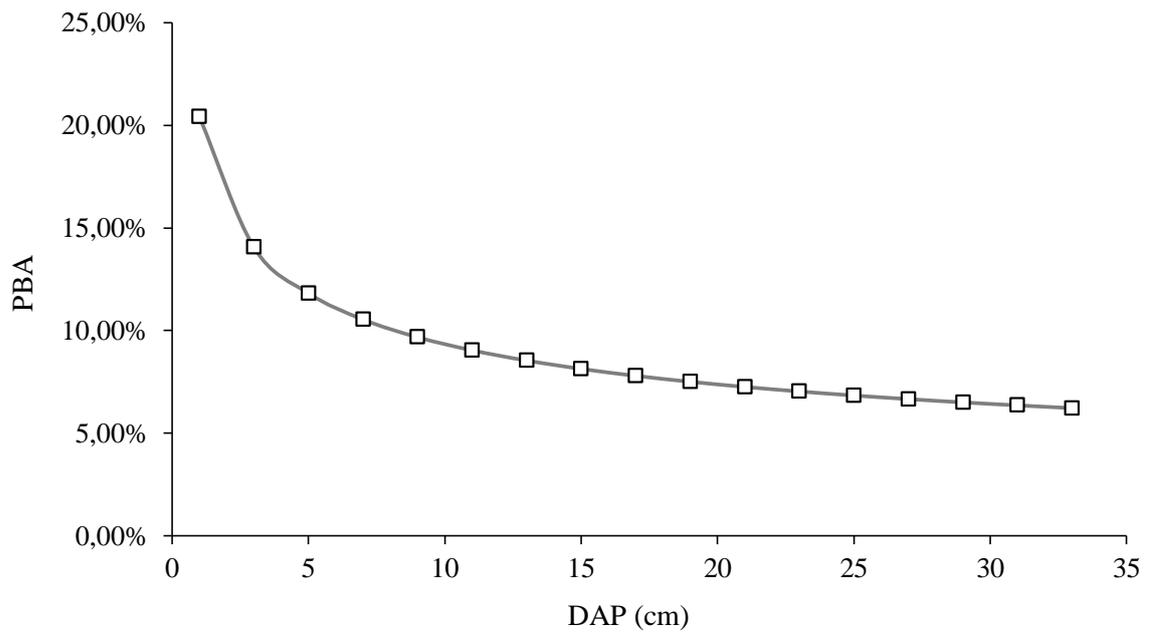


Figura 4.12: Simulación de la partición de biomasa a acículas (PBA) a partir del diámetro normal (DAP) en parcelas densas ($450 \text{ árboles} \cdot \text{ha}^{-1}$), utilizando las ecuaciones propuestas (tablas 4.19 y 4.20) para la estimación del peso total del árbol (PSTAR) y el peso total de acículas (PSTA) a partir del área transversal normal del árbol (AT).

Capítulo 5 : Determinación de la producción primaria neta aérea de las especies herbáceas, la carga ganadera admisible y la productividad ganadera de los sistemas silvopastoriles bajo estudio y del testigo sin árboles.

I. Introducción

En los sistemas silvopastoriles, como en toda comunidad vegetal, existe un gran número de combinaciones complejas de interacciones negativas y positivas entre sus componentes, que definen su estructura y funcionamiento (Callaway y Walker, 1997). En ese sentido, el resultado productivo de un sistema silvopastoril dependerá del balance entre los procesos de competencia y facilitación que se establezcan entre los diferentes estratos de vegetación (Peri *et al.*, 2005). Estas interacciones pueden ser facilitadoras: a través del enriquecimiento de carbono, la interceptación de nutrientes por lixiviación, mejoras en las cualidades físicas del suelo y el suministro de agua a través de elevación hidráulica; complementarias: si los árboles de raíces profundas pueden utilizar los recursos que no son accesibles a los cultivos, aumentando así, en su conjunto, el uso de los recursos de la asociación; competitivas: si los árboles utilizan recursos limitantes de la misma fuente que las plantas del sotobosque (Fernandez *et al.*, 2008). La magnitud y dirección de dichos procesos dependerá de la interacción entre las limitantes abióticas del sitio y la plasticidad ecofisiológica de las especies presentes (Caballé, 2013).

La multiplicidad de factores genera que los resultados productivos obtenidos en diferentes regiones o bajo diferente tipo de manejo sean disimiles. Sin embargo, numerosos ensayos han demostrado que, para el estrato herbáceo, la limitación por luz es mayor que la limitación por humedad en ambientes húmedos, mientras que la limitación por humedad es más importante en los ambientes áridos (Holmgren *et al.*, 1997). Se espera entonces que en un ambiente que presente buena disponibilidad de humedad edáfica durante todo el año, los posibles efectos favorables de un ligero aumento en la humedad bajo el dosel de plantas no compensen los efectos negativos del sombreado. De hecho, en el trópico húmedo, se han documentados reducciones significativas en la producción de biomasa de las especies forrajeras en sistemas silvopastoriles cuando la intensidad lumínica disminuyó un más de un 25% (Zelada y Ibrahim, 2005; Gutmanis *et al.*, 2001).

Por el contrario, los descensos en la luz del sotobosque se ven compensados proporcionalmente por altos incrementos en la humedad del suelo en ambientes áridos. En regiones del país que se caracterizan por presentar déficits hídricos en gran parte del

año, las especies forrajeras tuvieron una mayor producción de materia seca cuando fueron combinadas con árboles en densidades de entre 200-600 árboles por hectárea (Gyenge *et al.*, 2002; Nordensthal *et al.*, 2011; Peri *et al.*, 2005; Plevich *et al.*, 2015; East y Felker, 1993).

En regiones húmedas a sub-húmedas donde la distribución de las precipitaciones presenta marcada estacionalidad (ej. clima tropical con estación seca), la presencia de los árboles puede generar aumentos o disminuciones en la producción de biomasa de los pastos de acuerdo a la época del año y a la variación interanual de las precipitaciones (en cuanto a su distribución y precipitación acumulada). En Nicaragua, Rusch *et al.* (2014), encontraron que la producción de pasto en los sistemas silvopastoriles se reducía en mayor medida en los meses húmedos, momento que coincide con el pico de producción de biomasa de las pasturas. En cambio, durante los meses secos, algunas combinaciones silvopastoriles presentaron una mayor producción de pasto que la situación testigo sin árboles. En España, la producción de biomasa herbácea bajo la copa de los árboles en pastizales de dehesas es en promedio superior a la del exterior (fuera de la dehesa) sobre suelos pobres, mientras que, en suelos más ricos, la producción es mayor en el exterior (Izquierdo *et al.*, 2007). En la llanura ondulada del sur de Córdoba, Plevich *et al.* (2015) encontraron que la producción primaria neta aérea de *Avena sativa* fue superior en los sistemas silvopastoriles que en el testigo sin árboles para un año con precipitaciones algo inferiores a las de los registros medios (año 2012). Estos mismos investigadores encontraron para un año húmedo (año 2014) que la producción de biomasa fue sensiblemente inferior en los sistemas silvopastoriles que en la situación testigo sin árboles (Plevich *et al.*, 2016).

Por otro lado, las condiciones de sombreado en los SSP también pueden provocar cambios morfológicos y fenológicos en las especies forrajeras, los cuales funcionan como mecanismos de adaptación a la baja incidencia de radiación solar. Pincemin *et al.* (2007) encontraron diferencias en la calidad y en la cantidad de luz en un rodal de 13 años de *Populus deltoides* ‘Stoneville 71’ con 323 árboles.ha⁻¹, donde se evaluó la producción estacional y anual de forraje y el macollaje de *Festuca arundinacea*, *Dactylis glomerata*, *Bromus unioloides* y *Lolium multiflorum*. Dichas diferencias produjeron cambios en la productividad estacional y en las tasas de macollaje de las forrajeras, encontrándose a su vez, un comportamiento diferencial de los pastos dentro y fuera del monte; lo cual puede determinar un manejo distinto del recurso. En otro estudio, Neel *et al.* (2008) encontraron una alta concentración de proteína cruda en el forraje como resultado del sombreado en

sistemas silvopastoriles en los Apalaches (EEUU); y propusieron que los mismos podrían ser utilizados como suplemento proteico del forraje de baja calidad y altas concentraciones de fibra que crece en los pastizales abiertos en dicha región.

El sistema ganadero predominante en la Sierra de Comechingones es el sistema de cría bovina, que se caracteriza por ser de tipo pastoril sobre pastizales naturales con un alto nivel de diversidad, y bajo un método de pastoreo tradicional o continuo con baja carga ganadera. Se utilizan prioritariamente animales de la raza británica Aberdeen Angus, debido a que presentan menos problemas de parto que animales de otras razas (Bavera, 2007). El principal objetivo productivo de estos sistemas es lograr un ternero por vaca por año. Para ello, el manejo nutricional de las vacas resulta fundamental, dado que representan el 50-70% del total de animales del rodeo cría (Ferrando y Namur, 2007), y son las encargadas de gestar y producir los terneros. Debido a que los requerimientos nutricionales de las vacas de cría varían a lo largo de la estación reproductiva, resulta indispensable definir la época en el año donde se concentrarán las pariciones, delimitando correctamente la época servicios (García Boaglio y Soro, 2011). De esa manera se podrán compatibilizar las necesidades del rodeo con las épocas de mayor oferta de los pastizales. Además, el manejo estacional debe ser complementado con un adecuado manejo de la intensidad (carga animal) y frecuencia de defoliación (duración de los períodos de descanso y ocupación), que contemple la habilidad competitiva y el potencial de persistencia de las especies forrajeras deseables dentro del pastizal.

En el pastoreo, los animales afectan directamente las pasturas, tanto por la defoliación selectiva que ejercen, como por el pisoteo (Pearson e Ison, 1987; Bavera y Boco, 2001). Para prevenir la pérdida de productividad del pastizal, se deberá ajustar la carga animal a la oferta de material verde, dado que esta determina la capacidad sustentadora animal del pastizal (Humphries, 1991). En los sistemas de cría, la carga animal se representa usualmente en términos de raciones o equivalente vaca (EV), que es el promedio anual de los requerimientos de una vaca de 400 kg de peso, que gesta y cría un ternero hasta el destete a los 6 meses de edad con 160 kg de peso, incluido el forraje consumido por el ternero (Bavera, 2006); y equivale a 18,54 Mcal diarias de energía metabólica (EM). La carga animal (CA), es la cantidad de equivalentes vaca por unidad de superficie y para un determinado periodo de tiempo, que debe ser equivalente a la capacidad sustentadora de la pastura (CS), de manera de lograr un pastoreo moderado (Fernández, 1995). La capacidad sustentadora de la pastura no depende únicamente de su capacidad para producir biomasa, sino que también depende de la calidad nutricional de

la biomasa producida (Ferrando y Namur, 2007). A un mismo nivel de productividad, un pastizal con especies de mejor digestibilidad y/o valor nutricional (por ej. mayor contenido proteico) puede sostener una mayor carga animal, debido a un mejor aprovechamiento de la biomasa producida. Las razones que explican este mayor aprovechamiento son: 1- un aumento de la eficiencia en el proceso de digestión, lo que deriva en una mayor cantidad de energía metabolizable respecto de la energía bruta del forraje (Díaz, 2003); y/o 2- mayores niveles de consumo de materia seca, dado que los bovinos tienden a seleccionar y consumir diferencialmente las especies de mejor calidad (Guevara *et al.*, 1996).

La relación entre la carga animal y la capacidad sustentadora de la pastura se denomina factor de uso (FU). Cuando la carga animal es igual a la capacidad sustentadora, se tiene el factor de uso apropiado (FUA). En caso contrario pueden ocurrir dos situaciones: 1- Que $CA > CS$ se tiene sobre utilización del pastizal y 2- $CA < CS$ se tiene subutilización del pastizal (Gastó, *et al.*, 1999). El establecimiento del FUA debe basarse en el forraje residual de la pastura, es decir, el que queda sobre el terreno luego del pastoreo, dado que es la variable sobre la que se puede ejercer un mayor control para favorecer el rebrote de las especies forrajeras (Cosio y Galvez, 2002). Se requiere dejar una cierta cantidad de forraje residual, de acuerdo con las características del ecosistema, para mantener su estado de conservación, lo cual corresponde a un FUA adecuado (Gastó *et al.*, 1999). Sin embargo, en situaciones donde los pastizales presentan gran heterogeneidad respecto de su composición de especies (como en la situación bajo estudio), pueden generarse situaciones de sobreutilización y subutilización de la pastura en simultáneo. Este mayor o menor FU en diferentes parches responde a la calidad de las especies forrajeras, debido a que los bovinos tienden a seleccionar y ejercer mayor presión de pastoreo sobre las especies de mejor calidad, evitando consumir aquellas de menor valor (Guevara *et al.*, 1996). Cuando no se implementan sistemas de pastoreo y/o suplementación que incentiven a los animales a consumir aquellas especies de menor calidad, los pastizales naturales tienden a degradarse y cambiar su composición, disminuyendo en muchos casos la riqueza y diversidad de especies (Echavarría Chairez *et al.*, 2006). En consecuencia, son recomendables los sistemas de pastoreo de tipo rotacional, con tiempos cortos de permanencia de los animales sobre las parcelas y tiempos de descanso de la pastura prolongados. En esta tesis, se simuló un sistema de pastoreo rotacional para la evaluación del FU, dado que los animales estuvieron sobre la parcela menos de una semana (en los dos pastoreos realizados) y el descanso de la pastura

entre pastoreos fue de alrededor de seis meses. Además, durante el transcurso del pastoreo los animales fueron monitoreados con el fin de evitar un consumo excesivo de las especies principales, y controlar que los tiempos de pastoreo definidos *a priori* no afectaran negativamente la condición del pastizal.

En síntesis, el primer objetivo de este capítulo fue estudiar los resultados de las interrelaciones entre el componente leñoso y la comunidad del pastizal a través de la cuantificación de la producción primaria neta aérea total del pastizal en el sotobosque de los sistemas silvopastoriles, comparando los resultados obtenidos con los del arbustal testigo. El segundo objetivo fue determinar la capacidad sustentadora animal de cada una de las alternativas propuestas, en base a la producción, el factor de uso y la calidad forrajera de cada tratamiento. Las hipótesis que serán contrastadas en este capítulo son: 1. La producción primaria neta aérea del pastizal será mayor entre las copas de los árboles en los sistemas silvopastoriles que en la situación testigo sin árboles, y menor bajo la copa de los árboles que en el resto de las situaciones; 2. La producción primaria neta aérea del pastizal en los sistemas silvopastoriles disminuye a medida que aumenta la densidad de árboles, y es mayor en los tratamientos podados que en los no podados; 3. La calidad forrajera de las especies que crecen en los sistemas silvopastoriles es superior a la de las especies que crecen en la situación testigo y, por lo tanto, el factor de uso de forraje también es superior.

II. Materiales y métodos

Muestreo y mediciones

Para determinar la distribución espacial dada por la presencia del árbol y temporal de la producción primaria neta aérea de las especies herbáceas en los sistemas silvopastoriles se seleccionaron tres árboles por parcela, en donde se tomaron ocho muestras: cuatro muestras bajo la proyección vertical de la copa (BC), y cuatro muestras en una posición cercana a dichos árboles, pero fuera de la proyección vertical de su copa o de la copa de cualquier otro árbol vecino (EC; Figura 5.1). Para determinar la ubicación de cada uno de los cuatro puntos de muestreo BC se trazó, utilizando al árbol como centro, una circunferencia de radio igual al radio medio de su copa, y luego se dividió ese círculo en cuatro cuadrantes, cada uno de ellos en relación a un punto cardinal (Norte, Sur, Este, Oeste). El mismo procedimiento se llevó a cabo con el fin de determinar la ubicación de los puntos de muestreo EC, solo que el radio de la circunferencia en este caso fue igual a la mitad del marco de plantación teórico de cada una de las densidades ensayadas. Dentro

del círculo que define la posición BC se tomó una muestra por cuadrante, cortando (a ras del piso) el total de la biomasa aérea que se encontraba incluida dentro de un marco de muestreo de 0,5 m². La biomasa cosechada en cada cuadrante fue sumada con el fin de obtener una muestra compuesta representativa de la producción primaria neta aérea (PPNA) en todo el espacio bajo copa. Para la posición EC el procedimiento de muestreo fue el mismo, solo que en este caso las muestras fueron recolectadas en puntos de muestreo ubicados entre la parte externa del círculo BC y la circunferencia que delimita el espacio EC (Figura 5.1).

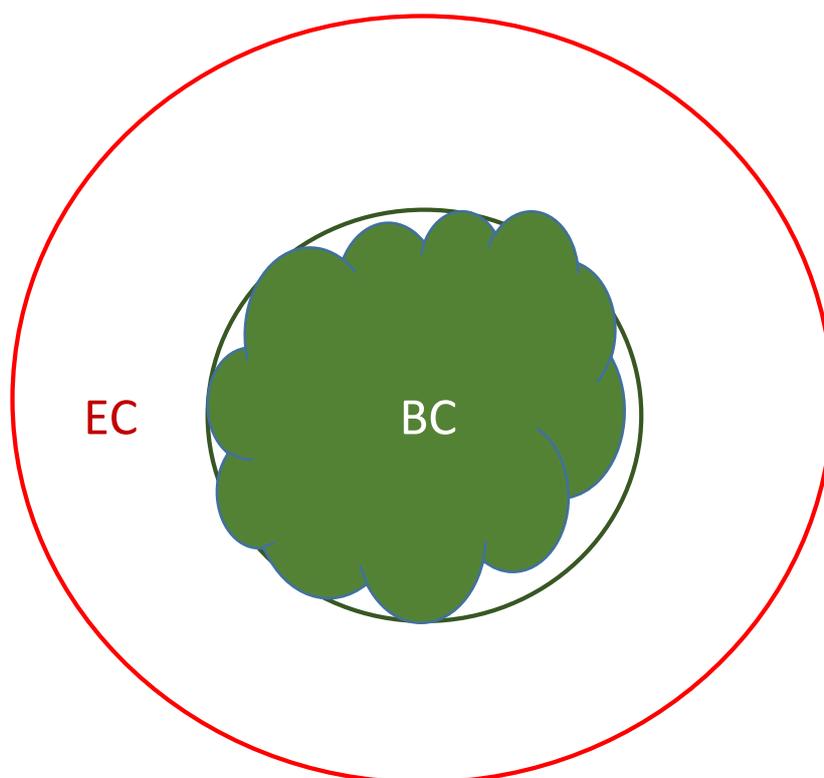


Figura 5.1: Esquemización de los espacios bajo copa (BC) y entre copas (EC).

Los muestreos se realizaron en tres primaveras consecutivas (crecimiento invernol, noviembre 2015, diciembre 2016 y diciembre 2017) y en dos otoños consecutivos (crecimiento estival, abril de 2016 y mayo 2017). En cada uno de ellos se obtuvieron en total 117 muestras de biomasa aérea: 54 muestras compuestas BC, 54 muestras compuestas EC y 9 muestras en la situación testigo sin árboles. En el laboratorio, la producción primaria neta aérea total (PPNAP) fue dividida en dos categorías: 1) PPNA de especies gramíneas (PPNAG) y 2) PPNA de especies latifoliadas (PPNAL). Las dos fracciones fueron secadas en estufa (temperatura de 60°C) hasta peso constante, de manera de obtener el peso de la materia seca de cada fracción. Luego que cada muestreo,

se utilizó una motoguadaña para cortar el forraje de manera de simular el pastoreo, excepto en mayo y diciembre de 2017, cuando las parcelas fueron pastoreadas con ganado bovino para evaluar el factor de uso del forraje (FU).

Los pastoreos mencionados fueron realizados en las parcelas de los SSP y en el testigo sin árboles utilizando parte del rodeo de cría del establecimiento Las Guindas. La carga animal instantánea fue de 20 equivalentes vaca por hectárea (EV/ha) y el tiempo de ocupación de 4 días en mayo de 2017, y 6 días en diciembre de 2017. Con ese manejo de la carga, se intentó hacer el mejor aprovechamiento posible del forraje, dado que se limitaron las posibilidades que tenía el animal para seleccionar lo que consumía. Sin embargo, el tiempo de pastoreo se definió también de acuerdo al comportamiento animal, dado que al avanzar los días, los animales empezaron a mostrarse inquietos e intentan escapar del lote, lo que comprometió la integridad de las instalaciones. Luego del pastoreo, se tomaron muestras de forraje remanente siguiendo la misma metodología que en los muestreos de productividad primaria neta aérea del pastizal. El factor de uso fue calculado como la razón entre la producción de biomasa cosechada previa al pastoreo y el forraje remanente luego de este (Ec. 5.1).

$$FU = \frac{100*(PPNAP-FR)}{PPNAP} \quad [5.1]$$

donde: FU = factor de uso (%), PPNAP = producción primaria neta aérea del pastizal, FR = forraje remanente luego del pastoreo.

Por otro lado, las muestras de forraje de gramíneas obtenidas en diciembre de 2016 y mayo de 2017 fueron llevadas al laboratorio para realizar las determinaciones de calidad. Se molió todo el material obtenido entre copas y bajo copas de cada una de las parcelas en forma separada, así como también se molió todo el material de cada una de las tres parcelas de la situación testigo (n = 39). Una alícuota de cada muestra fue utilizada para las mediciones de: a) Proteína bruta (PB), b) Fibra detergente ácida (FDA) y c) Energía Metabólica (EM).

Los datos de calidad se utilizaron en conjunto con los datos de producción primaria neta aérea del pastizal y el factor de uso para calcular la carga animal y la producción de terneros ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) para cada uno de los sistemas bajo estudio a partir del procedimiento metodológico propuesto por Perry y Cecava (1995). Se calcularon las raciones que ofrece el pastizal a lo largo del año a través de la energía metabólica (EM) que ofrece el forraje, teniendo en cuenta que una ración o equivalente vaca (EV) representa 18,54 Mcal diarias de EM (Bavera, 2006). La producción potencial de terneros

de los diferentes sistemas planteados en los tratamientos se estimó afectando el número de EV por la eficiencia reproductiva promedio de los rodeos de cría de la región (% de destete: 62%; IPCVA, 2009).

Análisis estadísticos

El análisis estadístico de los datos se realizó mediante el análisis de la varianza bajo un diseño de bloques completos aleatorizados. Las comparaciones de medias entre tratamientos se realizaron a través del método DGC (Di Rienzo, 2013). La producción media de los sistemas silvopastoriles bajo estudio se obtuvo ponderando la producción primaria neta aérea de cada posición con respecto a la superficie que ocupa en cada tratamiento (Cap. 4).

III. Resultados

La PPNAG y la PPNAP fueron mayores durante la temporada 2015-2016 que en la temporada 2016-2017 y que en el período mayo16-diciembre17 (Figura 5.2). Este patrón, se debió, posiblemente, a mayores volúmenes de precipitación acumulados entre junio-julio de 2015-2016 (1368 mm) respecto a los mismos meses de 2016-2017 (865 mm) y al período mayo17-diciembre17 (385 mm) (Figura 3, Anexo 1.1).

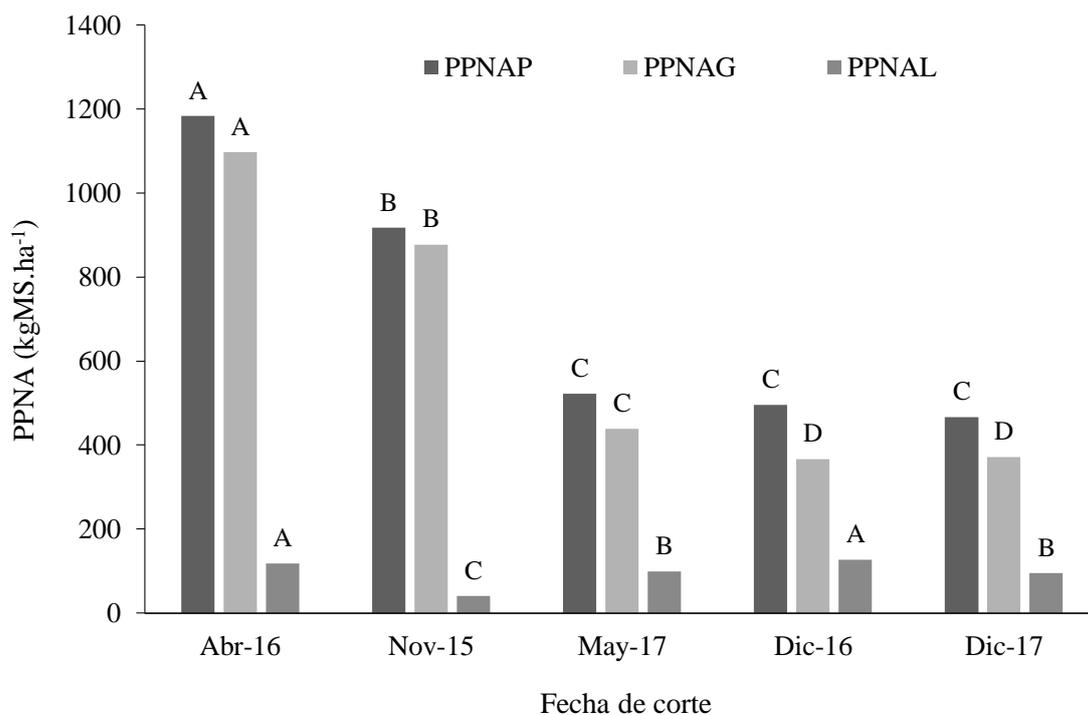


Figura 5.2: Producción primaria neta aérea promedio total (PPNAP), de gramíneas (PPNAG) y de latifoliadas (PPNAL), de acuerdo a la fecha de corte: abril 2016, noviembre 2015, mayo 2017, diciembre 2016 y diciembre 2017 (Abr-16, Nov-15, May-

17, Dic-16 y Dic-17 respectivamente). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

Dentro de los SSP, tanto la densidad de árboles como la posición respecto a la copa tuvieron un efecto significativo sobre la PPNA (Figura 5.3). En términos generales, la poda no tuvo efectos significativos sobre la PPNA. La PPNAG representó en promedio entre el 76-87% de la PPNAP y, por lo tanto, los resultados encontrados para estas variables son muy similares. En la posición entre copas, las parcelas con 150 árboles por hectáreas tuvieron una PPNAG y PPNAP similar a la de la situación testigo sin árboles, mientras que aquellas con mayor densidad de árboles mostraron reducciones significativas de la producción de biomasa, siendo la PPNAP 14% y 30% menor en las parcelas con 250 y 450 árboles por hectárea respectivamente. Sin embargo, las reducciones en términos de PPNAG fueron menores, de 11% y 28% para las parcelas con 250 y 450 árboles por hectárea respectivamente.

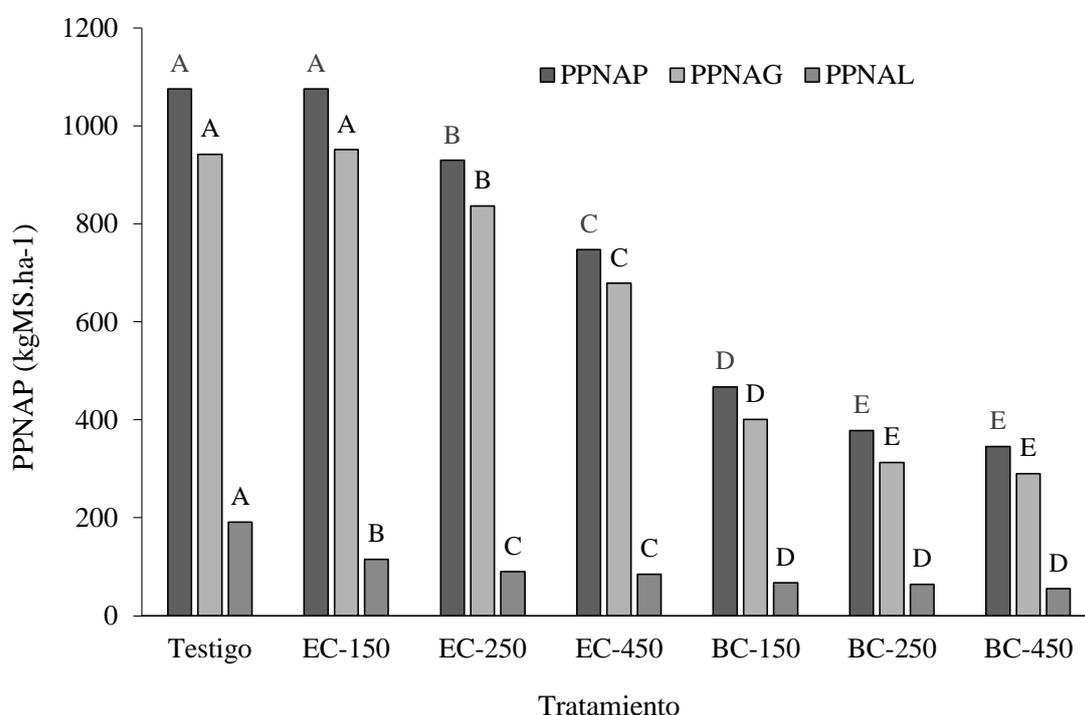


Figura 5.3: Producción primaria neta aérea promedio total (PPNAT), de gramíneas (PPNAG) y de latifoliadas (PPNAL), de la situación testigo sin árboles y de las combinaciones de tratamientos de sistemas silvopastoriles, de acuerdo a la posición respecto a la copa (BC: bajo copa; EC: entre copas) y a la densidad de árboles (150, 250 o 450 árboles por hectárea). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

En la posición bajo copas, los valores de PPNAP y PPNAG fueron significativamente inferiores a los de la posición EC y del testigo sin árboles (Figura 5.3). Respecto a la densidad de árboles, las parcelas con 150 árboles por hectárea tuvieron valores de PPNAP y PPNAG significativamente superiores a las de 250 y 450 árboles por hectárea (Figura 5.3).

La PPNAL fue significativamente superior en la situación testigo que en los tratamientos SSP (Figura 5.3). Sin embargo, al comparar entre los tratamientos SSP, la tendencia fue la misma que la de la PPNAG y la PPNAP, donde la posición EC tuvo una PPNAL mayor a la de la posición BC, y dentro del tratamiento EC se encontró una disminución de la PPNAL a medida que aumentaba la densidad de árboles (Figura 5.3). Por otro lado, la proporción de biomasa de especies latifoliadas en la PPNAP es mayor en el testigo sin árboles y en la posición BC, que en la posición EC. Sin embargo, dentro de la posición BC, el tratamiento con 150 árboles.ha⁻¹ es significativamente menor a de los tratamientos de 250 y 450 árboles.ha⁻¹, y muy similar a la de la situación testigo (Figura 5.4).

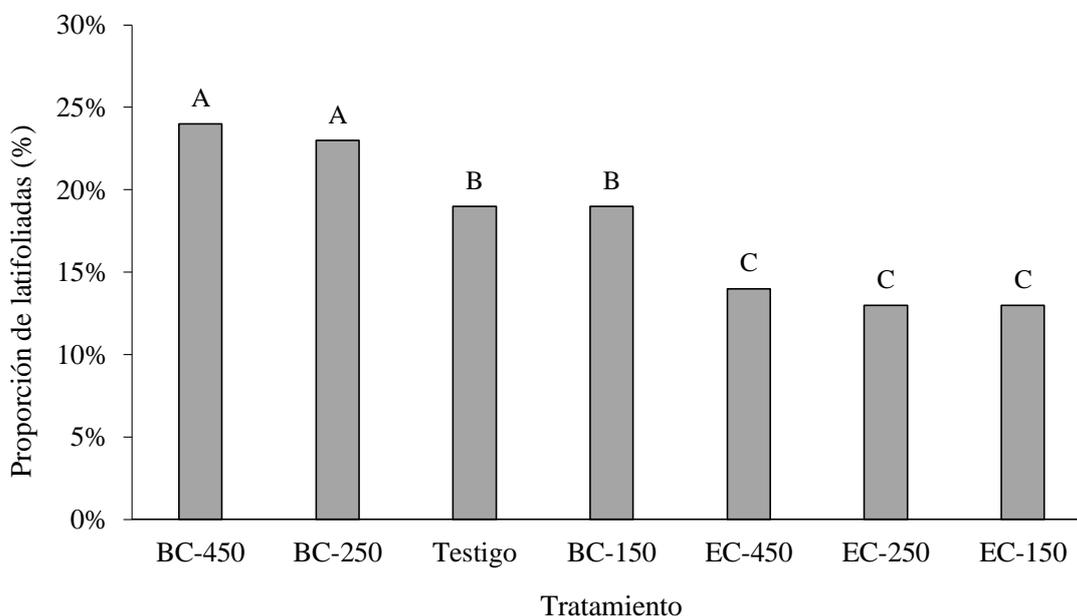


Figura 5.4: Proporción de especies latifoliadas en la biomasa total cosechada de acuerdo a la posición respecto a la copa (bajo copa –BC- y entre copas –EC-) y la densidad de árboles (150, 250 y 450 árboles.ha⁻¹). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

Al ponderar la producción de biomasa de cada sistema de acuerdo a la proporción de la superficie cubierta por la copa de los árboles (BC) y a la proporción de la superficie

fuera de la proyección vertical de los mismos (EC), se encontró que la PPNAP de las parcelas de los tratamientos con 150 árboles.ha⁻¹ fue superior al 84% de la producción del testigo sin árboles, mientras que la producción de forraje de las parcelas con 250 y 450 árboles.ha⁻¹ fue de 56% y 47% de la producción testigo respectivamente (Tabla 5.1).

No se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos dentro de los SSP, ni entre éstos y la situación testigo, en los valores de FDA y EM del forraje cosechado. Tampoco se encontraron diferencias significativas entre las dos fechas de corte. La FDA media del forraje fue 33,47% (CV = 5%), mientras que la EM media fue 2,23 Mcal.kgMS⁻¹ (CV = 2%).

El porcentaje de proteína bruta (%PB) no difirió entre fechas de corte (diciembre de 2016 y mayo de 2017), ni de acuerdo a los tratamientos aplicados a los SSP (posición respecto a la copa, densidad de árboles y poda). Sin embargo, el %PB fue significativamente superior en las muestras de los sistemas silvopastoriles (7,43 ± 0,87%) que en la situación testigo (5,87 ± 0,46%). Las gramíneas en los tratamientos SSP tuvieron 1,56% más de PB que el testigo sin árboles, lo cual representa, en términos relativos, un incremento del orden de 27% para las dos fechas de corte.

Tabla 5.1: Productividad primaria neta aérea total anual (PPNAPa) de las parcelas de los sistemas silvopastoriles (SSP) luego de ponderar la producción entre copas (EC) y bajo copa (BC) de cada situación. La PPNAP se encuentra expresada como valor anual medio y como porcentaje de la situación testigo. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

Sistema	PPNAPa (kgMS.ha ⁻¹ .año ⁻¹)	PPNAP (% del testigo)
150 árboles.ha ⁻¹	1804 a	84
250 árboles.ha ⁻¹	1206 b	56
450 árboles.ha ⁻¹	1001 c	47

Por otro lado, el factor de uso (FU) del pastizal fue significativamente superior ($p < 0,05$) en mayo de 2017 que en diciembre de 2017, tanto para gramíneas como latifoliadas (Figura 5.5).

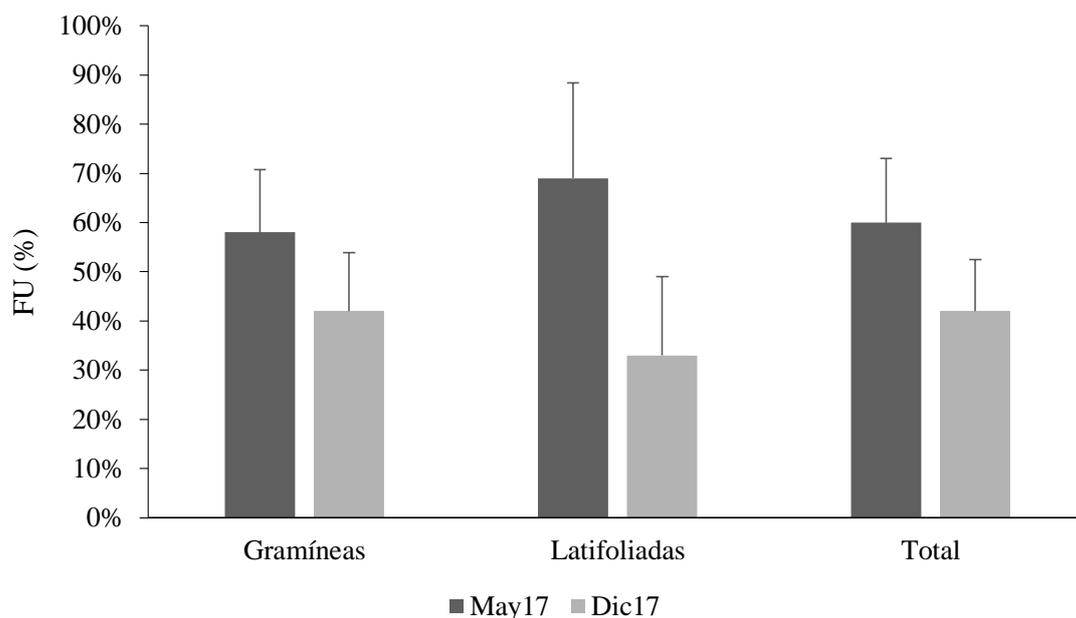


Figura 5.5: Factor de uso del pastizal (FU) de acuerdo a la época de pastoreo. May17: mayo de 2017; Dic17: diciembre de 2017. Las barras de error corresponden al desvío estándar (DE) de la media.

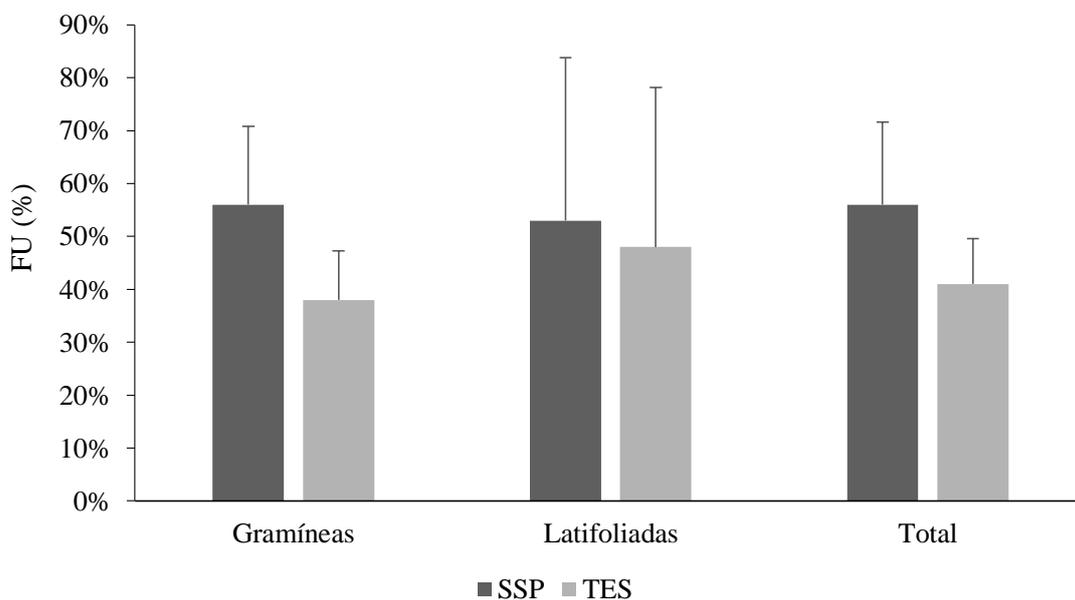


Figura 5.6: Factor de uso del pastizal (FU) de acuerdo al tipo de sistema. SSP: sistema silvopastoril; TES: testigo sin árboles. Las barras de error corresponden al desvío estándar (DE) de la media.

Dentro de los SSP no hubo efectos significativos de los tratamientos sobre el factor de uso del pastizal (FU). Sin embargo, el FU de las gramíneas y del total de especies fue significativamente superior en los SSP que en el testigo sin árboles ($p < 0,05$; Figura

5.6), mientras que no se detectaron diferencias en el consumo de latifoliadas. Los valores de FU de las gramíneas de los SSP (56%) fueron superiores a los de la situación testigo sin árboles (38%). En términos de producción total, el FU medio de los SSP (56%) fue también significativamente mayor al registrado en la situación testigo (41%).

Tabla 5.2: Cantidad de forraje que sería consumido en un año promedio (CMS) para el testigo sin árboles y para cada una de las combinaciones de sistemas silvopastoriles (SSP; categorías de acuerdo a la densidad de árboles: 150, 250 y 450 árboles.ha⁻¹) expresadas en términos absolutos (kgMS.ha⁻¹.año⁻¹) y como proporción del testigo (% del testigo). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (p < 0,05).

Sistema	CMS (kgMS.ha ⁻¹ .año ⁻¹)	CMS (% del testigo)
Testigo sin árboles	881,5 b	100
SSP-150 árboles.ha ⁻¹	1010,2 a	115
SSP-250 árboles.ha ⁻¹	675,4 c	77
SSP-450 árboles.ha ⁻¹	560,6 d	64

En términos medios anuales, de la situación testigo el bovino podría cosechar 881,5 kgMS.ha⁻¹.año⁻¹, lo cual es inferior a lo aportado por las parcelas de 150 árboles.ha⁻¹, de donde aprovecharía 1010,2 kgMS.ha⁻¹.año⁻¹ (115% de lo que aportaría el testigo). Por otra parte, las parcelas de 250 y 450 árboles.ha⁻¹, aportarían en promedio 675,4 y 560,6 kgMS.ha⁻¹.año⁻¹ aprovechables por el ganado, lo que representa 77% y 64% de lo que aportaría la situación testigo (Tabla 5.2). A raíz de ello, la carga ganadera es diferente de acuerdo al sistema (Tabla 5.3).

Tabla 5.3: Carga ganadera anual calculada para cada uno de los sistemas silvopastoriles (SSP; categorías de acuerdo a la densidad de árboles: 150, 250 y 450 árboles.ha⁻¹) y para el testigo sin árboles, en términos de unidades ganaderas por hectárea (EV.ha⁻¹.año⁻¹) y hectáreas por unidad ganadera (ha.EV⁻¹.año⁻¹). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (p < 0,05).

Sistema	Carga (EV.ha ⁻¹ .año ⁻¹)	Carga (ha.EV ⁻¹ .año ⁻¹)
Testigo sin árboles	0,29 b	3,44 b
SSP-150 árboles.ha ⁻¹	0,33 a	3,00 a
SSP-250 árboles.ha ⁻¹	0,22 c	4,49 c
SSP-450 árboles.ha ⁻¹	0,18 d	5,41 d

Tabla 5.4: Producción potencial de terneros calculada para cada uno de los sistemas silvopastoriles (SSP; categorías de acuerdo a la densidad de árboles: 150, 250 y 450 árboles.ha⁻¹) y para el testigo sin árboles, en términos de terneros por hectárea (ternero.ha⁻¹.año⁻¹) y kilogramos de ternero por hectárea (kg.ha⁻¹.año⁻¹). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (p < 0,05).

Sistema	Producción de terneros	
	terneros.ha ⁻¹ .año ⁻¹	kg.ha ⁻¹ .año ⁻¹
Testigo sin árboles	0,18 b	28,8 b
SSP-150 árboles.ha ⁻¹	0,20 a	32,0 a
SSP-250 árboles.ha ⁻¹	0,14 c	22,4 c
SSP-450 árboles.ha ⁻¹	0,11 d	17,6 d

La carga ganadera en términos de EV.ha⁻¹.año⁻¹ es superior en los SSP con 150 árboles.ha⁻¹ (0,33 EV.ha⁻¹.año⁻¹) que en la situación testigo (0,29 EV.ha⁻¹.año⁻¹) y que en el resto de los SSP (0,22 y 0,18 EV.ha⁻¹.año⁻¹ para los sistemas con 250 y 450 árboles.ha⁻¹ respectivamente). En términos de hectáreas necesarias para sostener una unidad ganadera (EV), son necesarias entre tres y cinco hectáreas y media al año por cada vaca del rodeo de cría de acuerdo al tipo de sistema (Tabla 5.3). Finalmente, la producción potencial de terneros sigue la misma tendencia que la carga ganadera, dado que depende directamente de ella (Tabla 5.4).

IV. Discusión

Dentro de los sistemas silvopastoriles, la PPNAG y PPNAP comparten una dinámica muy similar, dado que las gramíneas representan más del 80% de la biomasa total cosechada. La tendencia general indica que tanto en la posición entre copas como bajo copas, el aumento en la densidad de árboles disminuye la PPNA, aunque este efecto parecería ser mayor entre copas. Esta reducción del rendimiento del forraje parecería estar asociada al sombreado producido por la leñosa, lo cual coincide con diversos estudios realizados en sistemas silvopastoriles de climas templados (Lin *et al.*, 1999). Por ejemplo, Neel *et al.* (2008) a través de un ensayo donde analizaron la influencia de la radiación solar sobre la producción de una pastura, en sistemas silvopastoriles bajo un bosque maduro de coníferas, encontraron que el tratamiento donde se exponía a la pastura al 80 % de la máxima radiación solar (MSR) tuvo una mayor producción de forraje que los tratamientos 50 % MSR y 20 % MSR en los tres años durante los cuales se llevó adelante el ensayo. En el caso bajo estudio, en las posiciones EC de los SSP se registraron valores

medios de RFA superiores al 60% de la radiación testigo en los tratamientos de 150 y 250 árboles.ha⁻¹ durante prácticamente todo el año, mientras que en las parcelas de 450 árboles.ha⁻¹ solo se alcanzó ese valor en el verano, siendo incluso menor al 50% en algunas épocas del año (Cap. 2). En las posiciones BC, la RFA fue entre 40-50% en los tratamientos de 150 árboles.ha⁻¹, e inferior (en general) al 40% en los de mayor densidad, lo que explicaría la menor acumulación de biomasa. Estos resultados son coincidentes con el planteo de autores como Koukoura y Kyriazopoulos (2007) quienes han encontrado que las especies de plantas herbáceas adaptadas a este tipo de sistemas muestran reducciones en su acumulación de biomasa a partir de una reducción de la RFA de un 50%. Además, como fue mencionado en el Cap. 3 y en coincidencia con autores como Gyenge *et al.* (2002) la composición florística del pastizal natural cambió por la presencia del árbol, viéndose favorecidas las especies más tolerantes al sombreado parcial. En relación a ello, las especies latifoliadas aumentan su proporción en la posición BC, lo que parecería indicar que son menos afectadas por las disminuciones en la radiación incidente. Sin embargo, la posición EC presenta una menor proporción de especies latifoliadas que el tratamiento testigo, por lo que la radiación parecería no ser el único factor capaz de explicar el comportamiento de este grupo de especies. De hecho, las especies latifoliadas parecerían haber ganado preponderancia a partir de que fue avanzando el tiempo desde la clausura al pastoreo, lo cual coincide con el hecho de que en algunos períodos del año pueden ser consumidas intensamente por el ganado bovino (Figura 5.6).

Sin embargo, las disminuciones en la RFA no serían el único factor que explicaría las diferencias de productividad entre BC y EC. Bajo la copa de los árboles existe una mayor competencia por el agua y una mayor acumulación de hojarasca (que dificultan el establecimiento de las herbáceas) que en la posición EC, lo cual afecta la cobertura y acumulación de biomasa del estrato herbáceo (Cap. 2 y 3). Autores como Clavijo *et al.* (2010) encontraron que el mantillo acumulado sobre el suelo por la caída de las hojas de los árboles dificulta el establecimiento de las plántulas de *Festuca arundinacea* Schreb. en sistemas silvopastoriles de la región pampeana. En los sectores bajo las copas, la cantidad de acículas acumuladas y la forma aislada en la que aparece la vegetación herbácea (Cap. 3) son muy similares a la situación observada en plantaciones más longevas y con mayor densidad de plantas. De hecho, la PPNA promedio de las posiciones BC es muy similar a la encontrada por Plevich *et al.* (2002) en una plantación de pinos de 18 años de edad, plantada en un sitio de características similares con una densidad de árboles superior a las 900 árboles.ha⁻¹.

La decisión de ponderar la PPNA de cada posición (BC y EC) de acuerdo a la superficie que ocupa en cada tratamiento responde a que autores como Pantiu *et al.* (2010) han documentado que en sistemas silvopastoriles, la producción de forraje disminuye linealmente a medida que aumenta la longitud de copas por hectárea. Se encontró un mayor diámetro promedio de copa en las parcelas de 150 y 250 árboles.ha⁻¹, lo cual explicaría la semejanza de la la PPNA ponderada entre las parcelas de 250 y 450 árboles.ha⁻¹ (Cap. 4).

En cuanto a la calidad del forraje, los resultados obtenidos en este estudio son muy similares a los encontrados por Cozzarin *et al.* (2006) en pastizales de la zona medanosa de San Luis, los cuales comparten especies con los pastizales serranos. Los valores de fibra detergente acida (FDA) medidos sobre la mezcla de especies, son similares o menores a los encontrados por estos autores. Además, los valores de proteína bruta (%PB) de las especies seleccionadas por estos autores (que también están presentes en la situación bajo estudio) se encuentran en un rango de entre 3,6 y 9,6 para *Sorghastrum pellitum* (de acuerdo a si se encuentra diferida o en estado vegetativo), y de 6,4% para *Piptochaetium napostaense* (en elongación-floración). Estos valores son similares a los encontrados en el SSP analizado.

La composición del forraje en los SSP incluye un mayor número de especies de alta selectividad por el ganado bovino (Cap. 3) que la situación testigo, lo cual explicaría que los valores de proteína bruta de la mezcla de gramíneas en los SSP sean superiores a los del testigo. Este hecho coincide con lo encontrado por autores como Peri *et al.* (2005) quienes en un ensayo donde evaluaron la producción de biomasa y la calidad forrajera del pastizal que crecía en el sotobosque de ñire, identificaron que el forraje tenía un mayor contenido de PB a medida que disminuía la radiación solar incidente, principalmente a partir de disminuciones de alrededor de 40% de la RFA. En la situación bajo estudio, no se encontraron diferencias entre los tratamientos dentro de los SSP, lo que coincide con los resultados presentados en el Capítulo 3, donde la riqueza de gramíneas (en general y de aquellas que son más seleccionadas por el ganado) fue la misma para todos los tratamientos, por lo que es esperable que la calidad forrajera de la mezcla de gramíneas sea muy similar también.

El factor de uso del pastizal fue mayor en el pastoreo de otoño que el de primavera, debido a las características del recurso forrajero en cada época. En primavera, el forraje consiste en gramíneas invernales en estado reproductivo (mayor proporción de la oferta) y gramíneas estivales en estado vegetativo temprano; mientras que en otoño las especies

invernales se encuentran en estado vegetativo avanzado y las estivales en estado reproductivo. Debido a ello, las posibilidades de seleccionar forraje fueron mayores en la primavera que en el otoño, dado que las especies estivales en estado vegetativo temprano son muy palatables y preferidas por el ganado. Hipotetizamos que ante la posibilidad de seleccionar forraje mas palatable, el animal tiende a consumir menos las matas de especies invernales (Augustine y McNaughton, 1998), que son las que mayor biomasa acumulada presentaban al momento del pastoreo, por lo que disminuye el factor de uso en términos del total de la PPNA. Estos resultados coinciden con los de autores como Guevara *et al.* (1996) quienes encontraron que las especies C4 presentes en el pastizal de la zona del monte en Mendoza (Argentina), eran preferidas y consumidas por encima del resto de las especies durante la primavera y a comienzos del verano.

La eficiencia de consumo de la biomasa de especies no gramíneas fue superior a la de las especies de gramíneas en el pastoreo de mayo de 2017, y menor o igual en el de diciembre de 2017. Esta podría ser una de las razones por las cuales este grupo de especies aumentó su proporción sobre la biomasa total luego de pasado un tiempo desde la clausura al pastoreo, dado que pueden ser consumidas intensamente por el ganado. Las diferencias en el consumo entre las especies de gramíneas podrían ser explicadas a partir de la mayor calidad del forraje en los SSP, principalmente en lo que concierne a la proteína bruta. Esto se debe a que en la situación testigo, el %PB de la mezcla de especies es inferior al mínimo necesario para que el bovino tenga una alimentación equilibrada, que se encuentra entre 6-7% de proteína bruta (Caballero *et al.*, 1975). Es por ello que es muy probable que el animal sea más selectivo en las parcelas testigo, y no consuma ciertas especies de muy baja calidad y palatabilidad, lo que disminuye el factor de uso.

Finalmente, las cargas ganaderas obtenidas a partir de los resultados coinciden con las registradas por Von Müller *et al.* (2012) quienes en un estudio observacional registraron la carga ganadera de un gran número de establecimientos ganaderos de las Sierras de Córdoba, con el fin de relacionar esta variable con número de deposiciones encontradas en el suelo. En términos medios, las cargas rondaron entre 0,2 y 0,4 unidades ganaderas (vacas o novillos) por hectárea, lo que equivale a entre 2,5 y 5 hectáreas por animal, que es muy similar a la carga ganadera propuesta para los sistemas bajo estudio. La carga animal admisible para los SSP con 150 árboles.ha⁻¹ es mayor que aquella de la situación testigo, debido a que la mayor calidad del forraje propicia un mayor factor de uso del pastizal, lo que deriva en una mayor producción potencial de terneros. Es por ello que se podrían producir 3,2 kg.ha⁻¹.año⁻¹ extra de terneros adoptando SSP con 150

árboles.ha⁻¹, lo cual representa un aumento de la productividad del 11%. Sin embargo, con densidades de 250 y 450 árboles.ha⁻¹, los aumentos en el factor de uso del pastizal solo compensan parcialmente las disminuciones en la PPNA, por lo que la producción potencial de terneros es 22 y 39% inferior a la de la situación testigo respectivamente.

V. Conclusiones

La posición entre copas en los sistemas silvopastoriles y la situación testigo sin árboles tuvieron una producción primaria neta aérea similar solo en las parcelas con menor densidad de árboles, dado que en el resto de los tratamientos entre copas y en la posición bajo copa la producción de biomasa fue menor. Tal como fue planteado en las hipótesis previas, el incremento en la densidad de árboles afectó negativamente la producción primaria neta aérea, pero no se encontraron efectos significativos del tratamiento de poda. En la posición bajo copa, la disminución en la radiación fotosintéticamente activa opera en conjunto con los efectos de la competencia por agua y la acumulación de hojarasca, por lo cual las disminuciones en la producción primaria neta aérea no responden de la misma forma a los cambios en la densidad de árboles que en la posición entre copas.

La producción en términos de especies latifoliadas representa un bajo porcentaje de la producción total, y sería favorecida por el sombreado intenso y la clausura al pastoreo, aunque la magnitud de estos efectos no es del todo clara. Esto se debe a que entre las copas de los árboles, la proporción de latifoliadas es inferior a la de la situación testigo sin árboles, mientras que bajo la copa la proporción es igual o superior.

En hipótesis previas, se planteó que la calidad forrajera de las especies que crecen en los sistemas silvopastoriles es superior a la de las especies que crecen en la situación testigo y, por lo tanto, el factor de uso de forraje también es superior. La respuesta al sombreado en términos de PB y el hecho de que el factor de uso del forraje haya sido menor en la situación testigo que en los sistemas silvopastoriles (en los dos pastoreos), confirmarían estas hipótesis.

Finalmente, la carga ganadera que podrían sostener los sistemas bajo el sistema de pastoreo propuesto (rotativo con altas cargas instantáneas y corto tiempo de ocupación) es muy similar a la que ya se utiliza en los establecimientos de la zona serrana. Sin embargo, la forma de aprovechamiento más habitual en los sistemas ganaderos de la región es bajo manejo continuo, que resulta más nocivo para las comunidades de herbáceas que el método propuesto en este trabajo.

VI. Bibliografía

- Augustine, D. J., y McNaughton, S. J. (1998). Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. *The Journal of wildlife management*: 1165-1183.
- Bavera, G., y Bocco, O. (2001). Carga animal. Disponible en: <http://w.w.w.produccionanimal.com.ar>. Consultado el 5 de junio 2017.
- Bavera, G. A. (2006). Equivalencias ganaderas. Cursos de Producción Bovina de Carne, FAV UNRC. Disponible en: http://www.produccion-animal.com.ar/produccion_y_manejo_pasturas/pastoreo%20sistemas/70-equivalencias_ganaderas.pdf. Consultado el 21 de julio de 2017.
- Bavera, G. A. (2007). Angus. Cursos de Producción Bovina de Carne, FAV UNRC. Disponible en: http://www.produccion-animal.com.ar/informacion_tecnica/raza_angus/07-aberdeen_angus.pdf. Consultado el 5 de junio 2017.
- Caballé, G. (2013). Efecto interactivo de la defoliación del estrato herbáceo y la cobertura del estrato arbóreo sobre el crecimiento del estrato herbáceo en sistemas silvopastoriles. Tesis Doctoral, FA-UBA. 216 p.
- Caballero, H., Jara, J. O., y Behrens, A. (1975). *Sistemas de producción pecuaria: Principios y aplicación en investigación y extensión*. Montevideo, Uruguay, IICA, Zona Sur.
- Callaway, R. M., y Walker, L. R. (1997). Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* 78: 1958–1965.
- Clavijo, M. P., Cornaglia, P. S., Gundel, P. E., Nordenstahl, M., y Jobbagy, E. G. (2010). Limits to recruitment of tall fescue plants in poplar silvopastoral systems of the Pampas, Argentina. *Agroforestry Systems* 80: 275-282.
- Cosio, F., y Gálvez, C. (2003). *Evaluación de praderas y capacidad sustentadora animal*. Parque Nacional archipiélago Juan Fernández, Isla Robinson Crusoe. Informe Final. Convenio CONAF-Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. 78 p.
- Cozzarin, I. G., Privitello, M. J., y Gabutti, E. G. (2006). Calidad forrajera del pastizal psamófilo de la Provincia de San Luis. *Revista científica agropecuaria* 10(2): 95-99.
- Díaz, R. O. (2003). Efectos de diferentes niveles de cobertura arbórea sobre la producción acumulada, digestibilidad y composición botánica del pastizal natural del Chaco Árido (Argentina). *Agriscientia* 20: 61-68.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión (2013). Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.
- East, R. M., y Felker, P. (1993). Forage production and quality of 4 perennial grasses grown under and outside canopies of mature *Prosopis glandulosa* Torr. var. *glandulosa* (mesquite). *Agroforestry Systems* 22(2): 91-110.
- Echavarría Chairez, F. G., Gutiérrez Luna, R., Ledesma Rivera, R. I., Bañuelos Valenzuela, R., Aguilera Soto, J. I., y Serna Pérez, A. (2006). Influencia del sistema de pastoreo con pequeños rumiantes en un agostadero del semiárido Zacatecano. I Vegetación nativa. *Técnica pecuaria en México* 44(2): 203-217.
- Fernández, M. E., Gyenge, J., Licata, J., Schlichter, T., y Bond, B. J. (2008). Belowground interactions for water between trees and grasses in a temperate semiarid agroforestry system. *Agroforestry Systems* 74(2): 185-197.
- Fernández, P. (1995). Metodología para determinar la Capacidad Sustentadora animal en un contexto de Uso Múltiple. Aplicación al ecosistema mediterráneo. Tesis

- doctoral, Universidad de Córdoba. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y de Ingenieros de Montes, Córdoba, España.
- Ferrando, C. y Namur, P. (2007). Requerimientos nutricionales de la vaca con cría al pie. E.E.A. INTA La Rioja. Disponible en: http://www.produccion-animal.com.ar/informacion_tecnica/cria/138-Requerimientos.pdf. Consultado el 5 de junio 2017.
- García Boaglio, J.C. y Soro, L.E. (2011). Manejo y utilización de los toros en las sierras chicas de Córdoba. Universidad Nacional de Córdoba. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Instituto de Reproducción Animal Córdoba. Tesis Especialidad en Reproducción Bovina.
- Gastó, J., Cosio, F., y Aranguiz, I. (1999). Método holístico-empírico de cálculo de la capacidad sustentadora y de la productividad ganadera potencial de los sitios. Provincia esrepatria muy fría tendencia secoestival o patagonia occidental. *Ciencia e Investigación Agraria* 26(3): 125-38.
- Guevara, J. C., Stasi, C. R., y Estevez, O. R. (1996). Seasonal specific selectivity by cattle on rangeland in the Monte Desert of Mendoza, Argentina. *Journal of Arid Environments* 34(1): 125-132.
- Gutmanis, D., Alcântara, V. B. G., Colozza, M. T., y Lourenço, A. J. (2001). Production and mineral composition of tropical grasses sown under a pine plantation. In 19^o International Grassland Congress, São Pedro. *Proceedings, Grassland Society*: 663-664.
- Gyenge, J. E., Fernández, M. E., Dalla Salda, G., y Schlichter, T. M. (2002). Silvopastoral systems in Northwestern Patagonia II: water balance and water potential in a stand of *Pinus ponderosa* and native grassland. *Agroforestry Systems* 55(1): 47-55.
- Holmgren, M., Scheffer, M., y Huston, M. (1997). The interplay of facilitation and competition in plant Communities. *Ecology* 78(7): 1966-1975.
- Humphryes, C. (1991). *Tropical pasture utilización*. Cambridge, U. K. Cambridge University Press.
- IPCVA. (2009). Esta brecha hay que cerrarla. *Ganadería y Compromiso* 8: 4-5.
- Izquierdo, G. G., de Viñas, I. C. R., y González, G. M. (2007). ¿Es constante el patrón espacial y temporal de la interacción árbol-pasto en dehesas? *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* (22): 45-50.
- Koukoura, Z., y Kyriazopoulos, A. (2007). Adaptation of herbaceous plant species in the understorey of *Pinus brutia*. *Agroforestry systems* 70(1): 11-16.
- Lin, C. H., Mcgraw, R. L., George, M. F., y Garrett, H. E. (1999). Shade effects on forage crops with potential in temperate agroforestry practices. *Agroforestry systems* 44: 109-119.
- Mahecha, L. (2009). Importancia de los sistemas silvopastoriles y principales limitantes para su implementación en la ganadería colombiana. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias (Colombian journal of animal science and veterinary medicine)* 16(1): 11-18.
- Neel, J. P. S., Feldhake, C. M., y Belesky, D. P. (2008). Influence of solar radiation on the productivity and nutritive value of herbage of cool-season species of an understorey sward in a mature conifer woodland. *Grass and Forage Science* 63: 38-47.
- Nordenstahl, M., Gundel, P. E., Clavijo, M. P., y Jobbágy, E. G. (2011). Forage production in natural and afforested grasslands of the Pampas: ecological complementarity and management opportunities. *Agroforestry Systems*, DOI 10.1007/s10457-011-9383-6.

- Pearson, C. J., y Ison, R. L. (1987). *Agronomy of grassland systems*. Cambridge, U. K. Cambridge University press. 227 p.
- Peri, P. L., Sturzenbaum, M. V., Monelos, L., Livraghi, E., Christiansen, R., Moreto, A., y Mayo, J. P. (2005). Productividad de sistemas silvopastoriles en bosques nativos de ñire (*Nothofagus antarctica*) de Patagonia Austral. In Actas III Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano, Comisión Nuevas Tendencias Forestales (Vol. 10).
- Perry, T. W., y Cecava, M. J. (1995). *Beef cattle feeding and nutrition*. Ed. Academy Press. 389 p.
- Pincemin, J. M., Monlezun, S. J., Zunino, H., Cornaglia, P. S., y Borodowski, E., (2007). Sistemas Silvopastoriles en el Delta del Río Paraná: Producción de materia seca y estructura de gramíneas templadas bajo álamos. APPA ALPA-Cusco, Perú. En *Actas de la XX Reunión Latinoamericana de Producción Animal, V Congreso Internacional de Ganadería de Doble Propósito, Cuzco*.
- Plevich, J. O., Utello, M. J., Gyenge, J., Tarico, J. C., Fiandino, S., y Sanchez Delgado, A. R. (2015). Producción Primaria Neta Aérea del Componente Herbáceo de Sistemas Silvopastoriles en la Llanura Ondulada del sur de Córdoba. En: *Libro de Actas 3º Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles: VII Congreso Internacional Sistemas Agroforestales*. Compilado por Pablo L. Peri. - 1a ed. - Santa Cruz: Ediciones INTA, 2015. Pág.: 187-191. ISBN 978-987-521-611-2.
- Plevich, J. O., Tarico, J. C., Fiandino, S. I., Utello, M. J., De Prada, J. D... (2016). Producción primaria neta aérea, dinámica del agua y alelopatía en sistemas silvopastoriles del centro de Argentina. *Investigación forestal 2011-2015: los proyectos de investigación aplicada*. Editado por Carolina Isabel Llavallol - 1a ed. - Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Ministerio de Agroindustria. Unidad para el cambio rural -UCAR, 2016. Pág.: 319-324. ISBN 978-987-1873-41-8.
- Rusch, G. M., Zapata, P. C., Casanoves, F., Casals, P., Ibrahim, M., y De Clerck, F. (2014). Determinants of grassland primary production in seasonally-dry silvopastoral systems in Central America. *Agroforestry systems* 88(3): 517-526.
- Vallejo Quintero, V. (2013). Importancia y utilidad de la evaluación de la calidad de suelos mediante el componente microbiano: experiencias en sistemas silvopastoriles. *Colombia Forestal* 16(1): 83-99.
- Von Müller, A. R., Cingolani, A. M., Vaieretti, M. V., y Renison, D. (2012). Estimación de carga bovina localizada a partir de frecuencia de deposiciones en un pastizal de montaña. *Ecología austral* 22(3): 178-187.
- Zelada, E. E., y Ibrahim, M. A. 2005. Tolerancia a la sombra de especies forrajeras herbáceas en el trópico húmedo de Costa Rica. *Archivos Latinoamericanos de Producción Animal* 5(1): 42-44.

Capítulo 6 : Modelo de predicción de la producción primaria neta aérea del pastizal a partir de la disponibilidad de agua y radiación.

I. Introducción

Uno de los objetivos principales de este trabajo de tesis fue el de determinar el impacto de la introducción de especies forestales de rápido crecimiento sobre la distribución de los recursos, y de éstos sobre la productividad del estrato herbáceo en sistemas silvopastoriles. Este objetivo fue desagregado en objetivos específicos que dieron forma a cada uno de los capítulos anteriores, lo que permitió estudiar en profundidad la dinámica de los recursos fundamentales para la producción (agua y radiación), y la dinámica de la producción primaria neta aérea del pastizal. Sin embargo, para poder responder al objetivo general en su conjunto, es necesario integrar la información y los modelos desarrollados, con el fin de poder predecir la respuesta productiva del estrato herbáceo a las condiciones generadas por *Pinus elliottii*.

Una de las mayores dificultades para promover el establecimiento de sistemas agroforestales es la ausencia de herramientas confiables para predecir con precisión los rendimientos de las combinaciones de cultivos (leñosas-herbáceas) que integran dichos sistemas (Luedeling *et al.*, 2016). Es por ello que un gran número de investigadores de diferentes regiones geográficas, han comenzado a desarrollar herramientas de este tipo, ajustando los parámetros de modelos generales de simulación pre-existentes (Pulina *et al.*, 2017; Smethurst *et al.*, 2017) o desarrollando modelos específicos locales/regionales para cada combinación de cultivos (Sharrow, 1991; Silva Pando *et al.*, 2002; Fassola *et al.*, 2002, 2005). En general, los modelos específicos (locales/regionales) mencionados utilizan la cantidad de radiación solar disponible en el sotobosque (Silva Pando *et al.*, 2002; Peri *et al.*, 2006), la precipitación (Fernández Aldúncin *et al.*, 1991; Fassola *et al.*, 2002) y/o la cobertura de copas (esta última como una variable que sintetiza las interacciones por agua y luz en el sotobosque), para predecir la producción de biomasa del estrato herbáceo (Sharrow, 1991; Knowles *et al.*, 1999; Fassola *et al.*, 2005). También fueron desarrollados, a nivel nacional, modelos regionales de funcionamiento de los sistemas silvopastoriles, utilizando el enfoque ecosistémico para analizar fenómenos de interacción e interdependencia entre componentes de naturaleza biológica y procesos abióticos (Gyenge *et al.*, 2006).

En este trabajo de tesis, se encontró que el dosel arbóreo afecta la radiación incidente y la precipitación efectiva del sotobosque, y que la magnitud de estos cambios

se encuentra en función de la densidad de árboles y la posición respecto a la copa (Cap. 2). Es por ello que las diferencias en la producción primaria neta del pastizal (PPNAP) entre tratamientos (densidad, posición) fue explicada y discutida a partir de los cambios en la disponibilidad de estos recursos (Cap. 3). Si bien otros autores también han reportado cambios en la PPNAP del sotobosque en relación a la densidad de árboles (Rozados Lorenzo *et al.*, 2007), los intentos de predecir la PPNAP únicamente a partir de variables dasométricas ha tenido un éxito limitado (Fassola *et al.*, 2005). Esto se debe a que modelos de este tipo no son sensibles a los cambios en la disponibilidad de los recursos fundamentales para la producción (agua y radiación), ni a la interacción que existe entre estos según el tipo de ambiente. En ese sentido, la disponibilidad de agua es más relevante en climas áridos, semiáridos y de tipo mediterráneo, mientras que la radiación es más relevante en climas húmedos (Caballé *et al.*, 2011). Las razones expuestas generaron que, en este capítulo, se proponga un modelo de predicción de la PPNAP que integra tanto variables dasométricas como climáticas, bajo un enfoque ecosistémico. Además, este modelo fue relacionado con aquellos desarrollados para estimar la producción primaria neta aérea forestal (PPNAF; Cap. 4) a partir de un algoritmo de cálculo (Anexo 6.1).

En síntesis, el objetivo de este capítulo fue desarrollar un modelo de predicción de la producción primaria neta aérea del pastizal a partir de la disponibilidad de agua y radiación (precipitación efectiva –PeT- y radiación incidente que llegan al sotobosque – Ri-), en conjunto con algoritmos de cálculo que permitan estimar los valores de estas variables (PeT y Ri) a partir de variables dasométricas y climáticas de fácil medición.

II. Materiales y métodos

Conceptualización del modelo

El modelo conceptual a partir del cual se desarrolló el algoritmo de cálculo (Figura 6.1) contempla los procesos de interferencia del dosel arbóreo que modifican las cantidades radiación y agua que llegan al sotobosque y, por lo tanto, que quedan disponibles para su uso por parte del estrato herbáceo. Este modelo no contempla las interacciones que se dan a nivel del suelo, dado que (por ejemplo) muchas de las variables necesarias para realizar un balance de agua no pudieron ser medidas con la tecnología disponible (Cap. 2). Al igual que en otros estudios, la variable que sintetiza el efecto de la leñosa sobre estos recursos es la cobertura de copas (Cb), que depende de la superficie de copa viva promedio de los árboles y de la densidad de árboles por hectárea (Silva

Pando *et al.*, 2002). La superficie de copa viva de los árboles puede ser estimada con un adecuado nivel de precisión a partir del diámetro a la altura del pecho de los árboles (Tabla 4.12; Cap. 4), lo que simplifica el proceso de medición necesario para implementar el modelo. Por otro lado, existen otro tipo de variables que, en conjunto con Cb, modifican la magnitud de las interferencias. Entre ellas se destacan la intensidad de los eventos de precipitación (que modifica la proporción del agua que es interceptada por las copas; Cap. 2) y las variaciones en el recorrido solar (cambios en el acimut y ángulo de inclinación con el correr de las estaciones; Cap. 2), que influyen sobre el accionar de las válvulas Intercepción (I) y Transmisión (TR) (Figura 6.1). En consecuencia, los valores de precipitación efectiva acumulada (PeT) y radiación fotosintéticamente activa incidente (RFAi) son diferentes de acuerdo a la configuración de los sistemas. Finalmente, los resultados productivos (PPNAP) son determinados por las múltiples combinaciones posibles entre PeT y RFAi, y pueden ser modelados matemáticamente. Como se verá en detalle en la metodología propuesta, no fue posible obtener datos globales de RFAi, dado que la estación meteorológica a partir de la cual se obtuvo esta información aporta datos acerca de la radiación total diaria (RT). Por lo tanto, la radiación total incidente (Ri) fue utilizada como variable proxy de la RFAi (Jennings *et al.*, 1999).

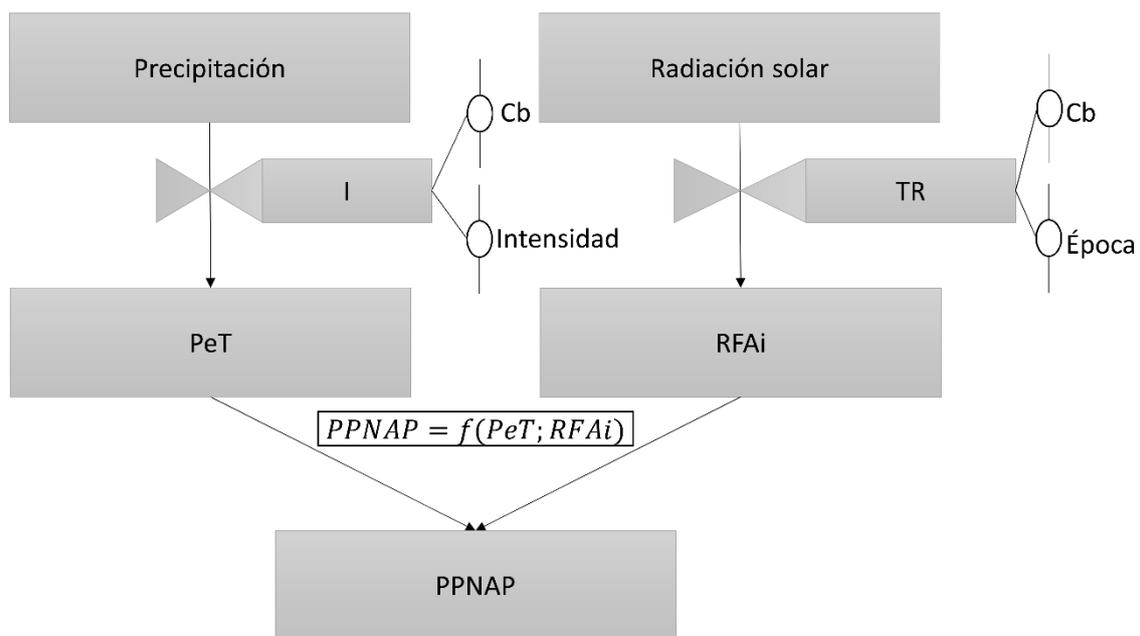


Figura 6.1: Modelo conceptual del efecto de *Pinus elliotti* sobre la disponibilidad de recursos para el estrato herbáceo y su posterior transformación en producción primaria neta aérea (PPNAP). I: intercepción de las precipitaciones; TR: proporción de la radiación

fotosintéticamente activa que llega al sotobosque; PeT: precipitación efectiva acumulada en el ciclo; RFAi: radiación fotosintéticamente activa incidente acumulada en el ciclo; Cb: cobertura de copas, Intensidad: intensidad de las precipitaciones; Época: época del año.

Relación entre la cobertura de copas y la cantidad de radiación global que llega al sotobosque

Se ajustaron modelos (Tabla 6.1) para predecir el porcentaje medio anual de la radiación global que penetra en el sotobosque (TR) de los sistemas silvopastoriles a partir de la cobertura de copas (Cb). El Cb de cada parcela fue calculado a partir de los datos de diámetro de copa medidos en el inventario de 2015 (mismo año en que se midió la radiación).

Para obtener el TR de cada parcela, primero se calculó el porcentaje medio de la radiación total que llega al sotobosque en cada época del año (TRe), es decir, en los solsticios y equinoccios (para más detalles ver Cap. 2). El TRe es el cociente entre la suma de los valores medios horarios de radiación fotosintéticamente activa (RFA) medidos en cada parcela y posición (bajo –BC- y entre –EC- copas) dentro de los sistemas silvopastoriles (SSP); y la suma de los valores medios horarios obtenidos en la situación testigo (Ec. 6.1).

$$TRe_{ij} = \frac{\sum RFA_{ij}}{\sum RFA_{TESj}} * 100 \quad [6.1]$$

donde:

- TRe_{ij}: porcentaje medio de la radiación total que llega al sotobosque de la combinación parcela-posición i en el solsticio/equinoccio j [%].
- RFA_{ij}: valor medio horario de radiación fotosintéticamente activa incidente medido en el sotobosque de la combinación parcela-posición i durante el solsticio/equinoccio j [umol.m⁻².s⁻¹].
- RFA_{TESj}: valor medio horario de radiación fotosintéticamente activa medido en la situación testigo (TES) durante el solsticio/equinoccio j [umol.m⁻².s⁻¹].

Los valores de RFA de cada combinación parcela-posición fueron obtenidos a través de las mediciones realizadas con el sensor LI-COR (LI-190 Quantum sensor) cada una hora desde las 10:00 a las 16:00 (para más detalles ver Cap. 2). Para la estimación de la RFA en aquellos momentos del día donde no se contaba con mediciones, se ajustaron

ecuaciones cuadráticas a partir de los pares de datos hora-RFA de cada tratamiento, tomando como valor de RFA igual a cero los horarios de salida y puesta del sol.

Tabla 6.1: Modelos ajustados para la predicción de la proporción media anual de la radiación global que penetra el dosel forestal (TR [adimensional]) a partir de la cobertura de copas (Cb [adimensional]). α , β y γ parámetros de los modelos.

Función	Expresión
$TR = f(Cb)$	4- $TR = \alpha + \beta * Cb$
	5- $TR = \alpha + \beta * Cb + \gamma * Cb^2$
	6- $TR = \alpha * Cb^\beta$
	7- $TR = \alpha + \beta * Cb (Cb < \gamma); \alpha + \beta * \gamma (Cb \geq \gamma)$

El porcentaje medio anual de la radiación total (TR) de cada combinación parcela-posición fue calculado a partir de promediar los TRe de los equinoccios y solsticios. Finalmente, con el fin de obtener el TR medio de cada parcela, se realizó un promedio ponderado entre los de cada posición (BC y EC), utilizando Cb.

Ajuste de un modelo de predicción de la producción de biomasa aérea del pastizal en los sistemas silvopastoriles.

Se desarrollaron modelos para predecir la dinámica de la producción primaria neta aérea del pastizal (PPNAP; Cap. 5) a partir de la dinámica de los recursos agua y radiación (Cap. 2). Se seleccionaron como variables predictoras la radiación total disponible para el estrato herbáceo (incidente) durante el período de crecimiento (Ri) y la precipitación efectiva acumulada (PeT).

$$PPNAP = f(Ri; PeT)$$

Para el cálculo de la Ri acumulada durante el ciclo de crecimiento de las herbáceas, se utilizó el porcentaje medio anual de la radiación fotosintéticamente activa que penetra en el sotobosque (TR) de los sistemas silvopastoriles. Dado que el porcentaje de la RFA que llega al sotobosque en cualquiera de los tratamientos es menor en el solsticio de invierno, intermedio en los equinoccios y mayor en el solsticio de verano (sigue un patrón similar al de la radiación global), se ajustó la función seno para predecir los cambios entre las estaciones (Sullivan, 2006; Ec. 6.2).

$$TR_i = A * \text{sen} \left(\frac{2\pi}{t} * i + \varphi \right) + B \quad [6.2]$$

donde:

- TR_i : proporción de la radiación global que penetra en el sotobosque de los sistemas silvopastoriles en la fecha i [adimensional]
- A : amplitud de la función seno
- t : período de la función seno (365 días)
- i : fecha del año expresada en días consecutivos desde el comienzo del año (1-365)
- φ : corrimiento horizontal de la función
- B : corrimiento vertical de la función

La amplitud de la función seno viene dada por la mitad del rango de variación anual del TR ($A = \frac{MaxRFA - MinRFA}{2}$), lo que es igual a la mitad de la diferencia en el TRe entre solsticio de verano y el de invierno. Por otro lado, el corrimiento vertical de la función (B) equivale al TR medio anual, y el corrimiento horizontal de la función (φ) se calcula a partir del valor mínimo de TRe (solsticio de invierno, donde $i = 172$).

La amplitud de la función seno (A) puede ser expresada como proporción del TR anual (A_p). La magnitud de A_p está directamente relacionada a la magnitud del TR, por lo que se ajustaron ecuaciones que permiten predecir A_p a partir de TR (Tabla 6.2).

Tabla 6.2: Modelos ajustados para predecir la amplitud de la función seno (A_p ; en términos de proporción del TR) a partir de la proporción media anual de la radiación global que penetra el dosel forestal (TR [adimensional]). α , β y γ parámetros de los modelos.

Función	Expresión
$A_p = f(TR)$	1- $A_p = \alpha + \beta * TR$
	2- $A_p = \alpha + \beta * TR + \gamma * TR^2$
	3- $A_p = \alpha * TR^\beta$
	4- $A_p = \alpha + \beta * TR (TR < \gamma); \alpha + \beta * \gamma (TR \geq \gamma)$

Los TR diarios de cada tratamiento (obtenidos a través de la Ec. 6.2) se utilizaron para calcular el valor absoluto de radiación (RA) acumulado para cada día del ciclo de crecimiento de las herbáceas. Para ello, se calculó el producto entre los valores diarios de transmisión (TR_i) y la radiación total (valores diarios $MJ.m^{-2}.d^{-1}$; RT), la cual se obtuvo de la estación meteorológica instalada en el establecimiento (Ec. 6.3).

$$RA_{ij} = TR_{ij} * RT_i \quad [6.3]$$

donde:

- RA_{ij} = valor de radiación total acumulada en el tratamiento j el día i [$MJ.m^{-2}$].
- TR_{ij} = proporción de la RFA diaria que llega al sotobosque en el tratamiento j el día i [d^{-1}].
- RT_j = radiación total medida en la estación meteorológica durante el día i [$MJ.m^{-2}.d^{-1}$].

La radiación total incidente acumulada durante el período de crecimiento (R_i) es la sumatoria de la RA de cada día del periodo de crecimiento (Ec. 6.4).

$$R_{ij} = \sum RA_j \quad [6.4]$$

donde:

- R_{ij} = radiación fotosintéticamente activa incidente en el tratamiento j durante el ciclo de crecimiento [$MJ.m^{-2}$].
- RA_j = valores absolutos de RFA diarios acumulados en el tratamiento j durante el ciclo de crecimiento [$MJ.m^{-2}$].

Por otro lado, la precipitación efectiva (Pe) se calculó para cada evento de precipitación durante el ciclo de crecimiento, a través de la Ec. 2.2 Cap. 2. La ecuación mencionada diferencia la Pe de cada evento según la posición respecto de la copa del árbol (BC: bajo copa; EC: entre copas) dado que, a diferencia de lo encontrado al analizar la distribución de la RFA_i , la densidad de árboles y el tratamiento de poda no tuvieron efectos significativos sobre la Pe .

La Pe de todos los eventos ocurridos durante cada ciclo fue sumada con el fin de obtener la precipitación efectiva total acumulada (PeT).

$$PeT_i = \sum Pe_{ij} \quad [6.5]$$

donde:

- PeT_i = precipitación efectiva acumulada en el ciclo de crecimiento en el tratamiento i [mm].
- Pe_i = precipitación efectiva acumulada en el tratamiento i durante el evento de precipitación j [mm].

Tabla 6.3: Modelos ajustados para predecir la producción primaria neta aérea del pastizal (PPNAP [$kg.ha^{-1}$]) a partir de la radiación fotosintéticamente activa total interceptada (R_i [$GJ.m^{-2}$]) y la precipitación efectiva acumulada (PeT [dm]) en el ciclo de crecimiento. α , β y γ parámetros de los modelos.

Función	Expresión
$PPNAP = f(Ri; PeT)$	1- $PPNAP = \alpha + \beta * Ri + \gamma * PeT$
	2- $PPNAP = \alpha * Ri^\beta * PeT^\gamma$

Finalmente, se utilizaron métodos de regresión lineal múltiple y regresión no lineal para determinar la evolución de la PPNAP respecto de Ri y PeT (Tabla 6.3). Se ajustaron los parámetros del modelo para los ciclos OIP (incluye la mayor parte del otoño, el invierno y la primavera) y VO (incluye el verano y parte del otoño) de manera independiente, dado que las diferencias tanto en la duración de los ciclos como en las condiciones climáticas (temperaturas medias y distribución de las precipitaciones) generan una respuesta diferencial de la PPNAP respecto de los recursos agua y radiación.

Selección de modelos y análisis estadísticos

La comparación de las estimaciones de los modelos basó en el estudio de seis estadísticos: el error cuadrático medio de predicción (*ECMP*), que analiza la precisión de las estimaciones, el coeficiente de determinación (R^2) que indica bondad de ajuste, el criterio de información de Akaike (*AIC*), el criterio de información Bayesiano (*BIC*), el CpMallows (*Cp*) que indica el impacto de cada variable predictora en modelos de regresión múltiple y el factor de inflación de la varianza (*VIF*) que sirve para evaluar la existencia de multicolinealidad (la multicolinealidad no es un problema cuando los valores de *VIF* son menores al número de variables). También se graficaron los valores estimados vs. los valores estimados con la línea $y = \hat{y}$ marcada, de manera de poder determinar la existencia de sesgos en las estimaciones (Mayer and Butler 1993). Los análisis estadísticos fueron realizados a partir del software estadístico Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2013).

III. Resultados

Relación entre la cobertura de copas y la cantidad de radiación global que llega al sotobosque

El porcentaje de cobertura de copas medio (*Cb*) en las parcelas con 150, 250 y 450 árboles.ha⁻¹ fue $25,23 \pm 6,38\%$, $51,20 \pm 15,87\%$ y $52,63 \pm 9,31\%$, según las mediciones del inventario de 2015. Para el mismo período, el porcentaje medio anual de la radiación total (*TR*) que llega al sotobosque fue de $68,09 \pm 11,79\%$, $49,48 \pm 14,08\%$ y

43,75 ± 4,19%, en las parcelas con 150, 250 y 450 árboles.ha⁻¹, respectivamente. Se pudo predecir adecuadamente el TR a partir del Cb a través de todos los modelos ajustados (Tabla 6.4). Sin embargo, el modelo con mejor capacidad de predicción fue la función de dos tramos con plateau, dado que presentó la mayor bondad de ajuste, los menores errores de predicción y los menores valores de AIC y BIC (Tabla 6.4, Ec. 4).

Tabla 6.4: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión (Tabla 6.1) para predecir la proporción media anual de la radiación total (TR) que llega al sotobosque de los sistemas silvopastoriles a partir del porcentaje de cobertura de copas (Cb). Ec.: número de ecuación según Tabla 6.1; E.E.: error estándar de la estimación de los parámetros; ECMP: error medio cuadrático de predicción; R²: coeficiente de determinación; AIC: criterio de información de Akaike; BIC: criterio de información Bayesiano. α , β y γ parámetros de los modelos.

Función	Ec.	Est.	E.E.	p-value	R ²	ECMP	AIC	BIC	EAM%	
<i>TR = (Cb)</i>	1	α	0,87	0,05	<0,0001	0,76	0,0069	-38,45	-35,78	15,45%
		β	-0,77	0,11	<0,0001					
	2	α	1,20	0,10	<0,0001	0,87	0,0041	-47,80	-44,24	11,91%
		β	-2,50	0,48	0,0001					
		γ	1,94	0,54	0,0025					
	3	α	0,31	0,02	<0,0001	0,85	0,0035	-47,01	-44,34	11,00%
		β	-0,58	0,06	<0,0001					
	4	α	1,03	0,05	<0,0001	0,90	0,0025	-52,01	-48,45	9,30%
		β	-1,30	0,16	<0,0001					
		γ	0,48	0,03	<0,0001					

Ajuste de un modelo de predicción de la producción de biomasa aérea del pastizal en los sistemas silvopastoriles.

Se pudo predecir adecuadamente la amplitud de la función seno expresada como proporción (A_p), a partir del TR utilizando cualquiera de los cuatro modelos ajustados (Tabla 6.5).

Tabla 6.5: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión (Tabla 6.2) para predecir la amplitud de la función seno (A_p) a partir de la proporción media anual de la radiación total (TR) que llega al sotobosque de los sistemas silvopastoriles. Ec.: número de ecuación según Tabla 6.2; E.E.: error estándar de la estimación de los parámetros; ECMP: error medio cuadrático de predicción; R²: coeficiente de determinación; AIC: criterio de información de Akaike; BIC: criterio de información Bayesiano. α , β y γ parámetros de los modelos.

Función	Ec.	Est.	E.E.	p-value	R ²	ECMP	AIC	BIC	EAM%	
$A_p = f(TR)$	1	α	0,43	0,05	<0,0001	0,74	0,0030	-37,48	-36,02	28,60%
		β	-0,47	0,09	0,0004					
	2	α	0,73	0,14	0,0005	0,84	0,0025	-41,03	-39,09	26,11%
		β	-1,75	0,56	0,0123					
		γ	1,24	0,54	0,047					
	3	α	0,07	0,01	<0,0001	0,86	0,0010	-44,89	-43,44	16,51%
		β	-1,28	0,17	<0,0001					
	4	α	0,51	0,06	0,0001	0,80	0,0016	-38,55	-36,61	20,95%
		β	-0,67	0,14	0,0012					
		γ	0,59	0,05	<0,0001					

Sin embargo, el modelo con mejor capacidad de predicción fue el potencial, dado que presentó la mayor bondad de ajuste, los menores errores de predicción y los menores valores de AIC y BIC (Tabla 6.5, Ec. 3). Se encontraron valores de bondad de ajuste muy altos ($R^2 = 0,98$ y $0,99$) entre los mínimos y máximos TR calculados utilizando los A_p estimados y aquellos mínimos y máximos calculados a partir de las mediciones a campo (TR de los solsticios de verano e invierno).

En la Ecuación 5 se presentan las variables y parámetros de la función seno propuesta para la estimación de la evolución anual del TR diario.

$$TR_i = TR * A_p * \text{sen}(0,017 * i + 4,53) + TR \quad [6.6]$$

donde:

- TR_i : porcentaje de la radiación global que penetra en el sotobosque de los sistemas silvopastoriles en la fecha i (valor diario).
- TR : porcentaje medio anual de la radiación global que penetra en el sotobosque de los sistemas silvopastoriles.
- A_p : amplitud de la función seno expresada como proporción del TR anual.
 $A_p = 0,07 * TR^{-1,28}$
- i : fecha del año expresada en días consecutivos desde el comienzo del año (1-365)

Los valores totales de radiación total incidente (R_i) en cada uno de los tratamientos fueron diferentes de acuerdo a la duración del ciclo y al momento del año. Los ciclos 1, 3 y 5 tuvieron una duración de 293, 259 y 253 días respectivamente, y corresponden al período que va desde principios del otoño a fines de primavera (OIP). Los ciclos 2 y 4, en cambio, tuvieron una duración de 131 y 129 días respectivamente, e incluyen todo el verano y parte del otoño (VO). Es por ello que la R_i acumulada en los ciclos OIP es mayor a la acumulada en los ciclos VO (Figura 6.2).

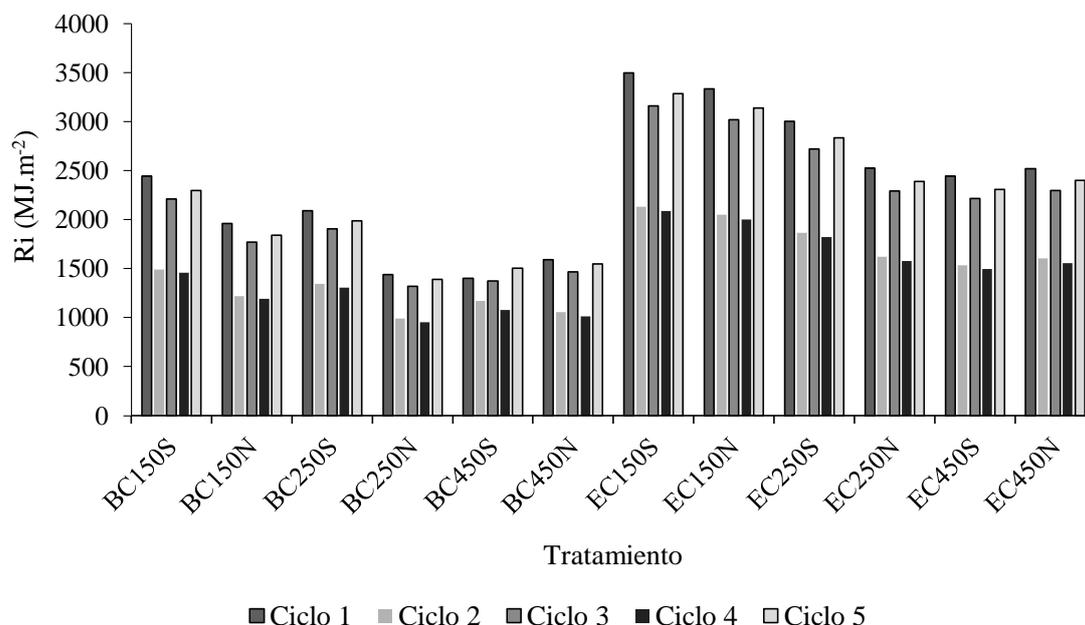


Figura 6.2: Radiación total incidente (Ri) en los tratamientos de sistemas silvopastoriles en cada ciclo de pastoreo. BC: bajo copa; EC: entre copas; N: parcelas no podadas; S: parcelas podadas; 150, 250 y 450: número de árboles por hectárea.

La PeT acumulada fue similar entre tratamientos, pero mayor en los primeros dos ciclos (temporada 2015-2016) que en los tres posteriores (2016-2017). Dentro de una misma temporada, la PeT fue superior en VO que en OIP (Figura 6.3).

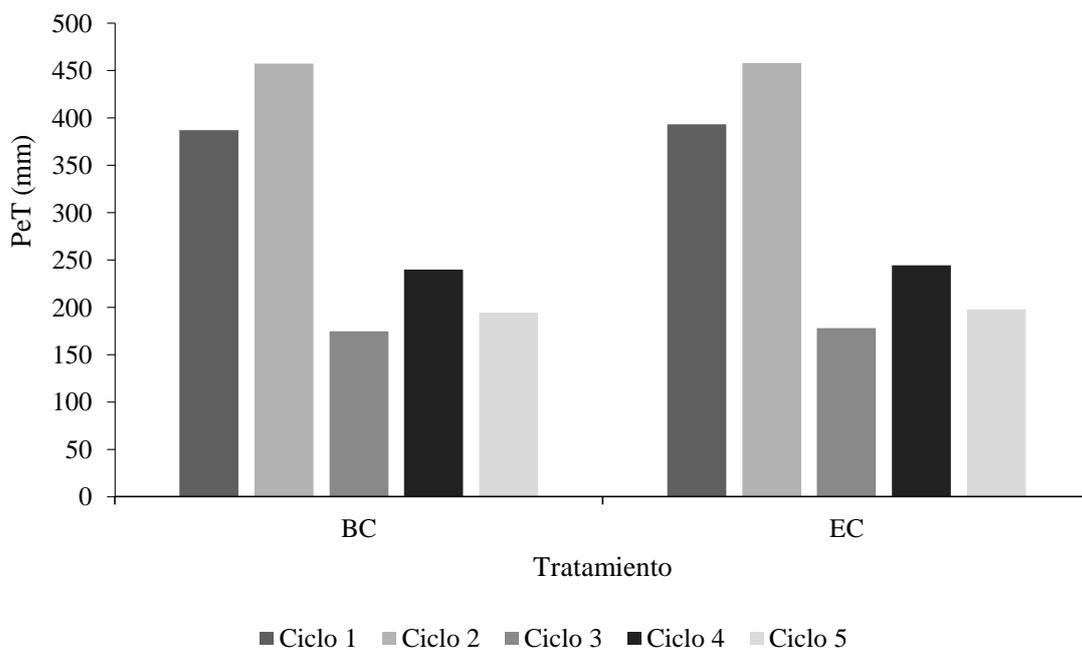


Figura 6.3: Precipitación efectiva total acumulada (PeT) por tratamiento (bajo – BC- y entre –EC- copas) en cada ciclo de pastoreo.

El modelo potencial es el que tuvo una mejor capacidad de predicción de la producción primaria neta aérea del pastizal (PPNAP) tanto para OIP como VO (Tablas 6.6 y 6.7).

Tabla 6.6: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión (Tabla 6.3) ajustados para el cálculo de la producción primaria neta aérea del pastizal (PPNAP) desde comienzos del otoño a fines de primavera (OIP). E.E.: error estándar; Cp: CpMallows; VIF: factor de inflación de la varianza; ECMP: error medio cuadrático de predicción; R²: coeficiente de determinación; AIC: criterio de información de Akaike; BIC: criterio de información Bayesiano.

Parámetro	Est.	E.E.	p-value	Cp	VIF	ECMP	R ²	AIC	BIC
Lineal									
α	-836,22	108,67	<0,0001			28034,22	0,84	468,39	474,72
β	416,27	40,87	<0,0001	102,63	1,02				
γ	184,58	26,37	<0,0001	49,57	1,02				
Potencial									
α	72,24	12,85	<0,0001			18189,28	0,88	460,14	466,47
β	1,58	0,15	<0,0001						
γ	0,80	0,10	<0,0001						

Tabla 6.7: Estimación y significancia estadística de los parámetros de los modelos de regresión (Tabla 6.3) ajustados para el cálculo de la producción primaria neta aérea del pastizal (PPNAP) en el período que incluye todo el verano y parte del otoño (VO). E.E.: error estándar; Cp: CpMallows; VIF: factor de inflación de la varianza; ECMP: error medio cuadrático de predicción; R²: coeficiente de determinación; AIC: criterio de información de Akaike; BIC: criterio de información Bayesiano.

Parámetro	Est.	E.E.	p-value	Cp	VIF	ECMP	R ²	AIC	BIC
Lineal									
α	-1454,15	174,68	<0,0001			36086,08	0,88	317,95	322,66
β	791,15	94,22	<0,0001	69,34	1,01				
γ	306,33	31,34	<0,0001	93,25	1,01				
Potencial									
α	72,43	13,28	<0,0001			13463,97	0,95	301,09	305,80
β	1,47	0,12	<0,0001						
γ	1,40	0,12	<0,0001						

La bondad de ajuste del modelo potencial a los datos fue alta (R² de 0,88 y 0,95 para OIP y VO respectivamente) y los errores medios de predicción fueron aceptables,

dado que representan el 24% y 15% del valor medio de PPNAP para OIP y VO respectivamente.

Al analizar los resultados de los modelos lineales, en OIP la Ri parecería tener un mayor impacto sobre la PPNAP (variable respuesta) que la PeT, dado que presenta valores de Cp superiores (Ri: 80,67; PeT: 24,96). Sin embargo, en VO la PeT parecería tener un mayor impacto sobre la PPNAP que la Ri, dado que los valores de Cp son 93,25 y 69,34 para PeT y Ri respectivamente (Tablas 6.6 y 6.7).

No se identificaron sesgos en las estimaciones, dado que la densidad de puntos fue muy similar por encima y por debajo de la recta $y = \hat{y}$ en el gráfico de valores estimados vs. valores observados (Figura 6.4).

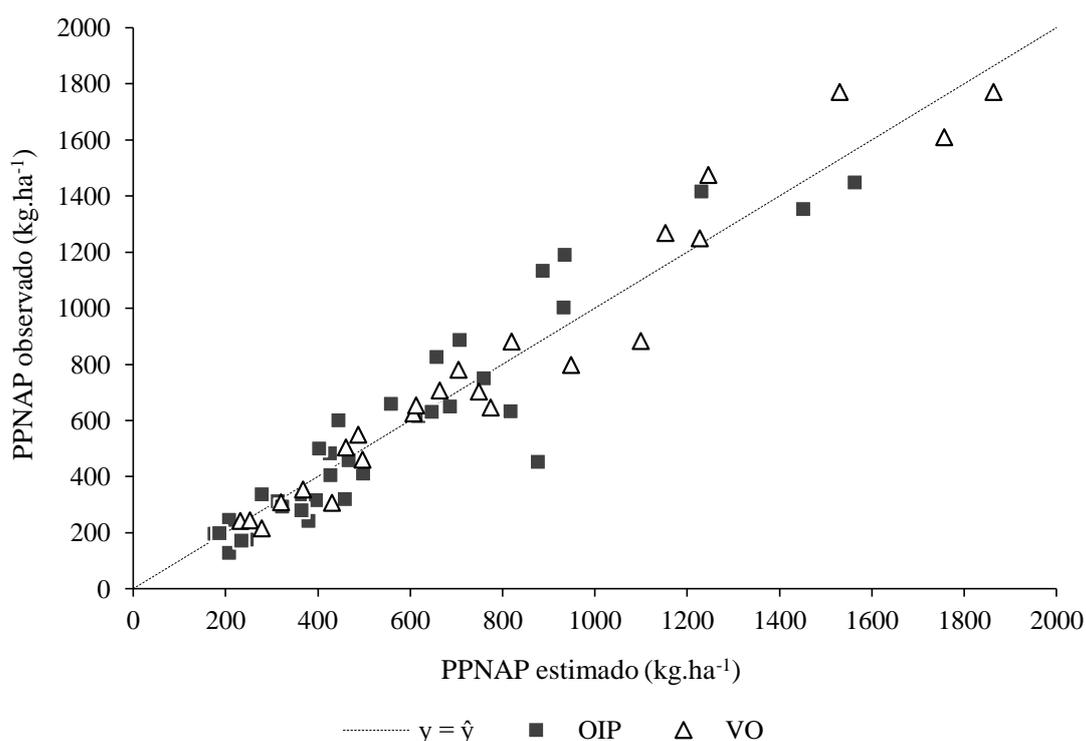


Figura 6.4: Producción primaria neta aérea del pastizal (PPNAP) estimada vs. producción primaria neta aérea del pastizal (PPNAP) observada, utilizando la función potencial (Tablas 6.5 y 6.6). La línea punteada corresponde a la línea $y = \hat{y}$. OIP: período que va desde comienzos del otoño a fines de primavera; VO: período que incluye todo el verano y parte del otoño.

La representación gráfica de los resultados obtenidos con los modelos potenciales ajustados se presenta en las Figuras 6.5 y 6.6.

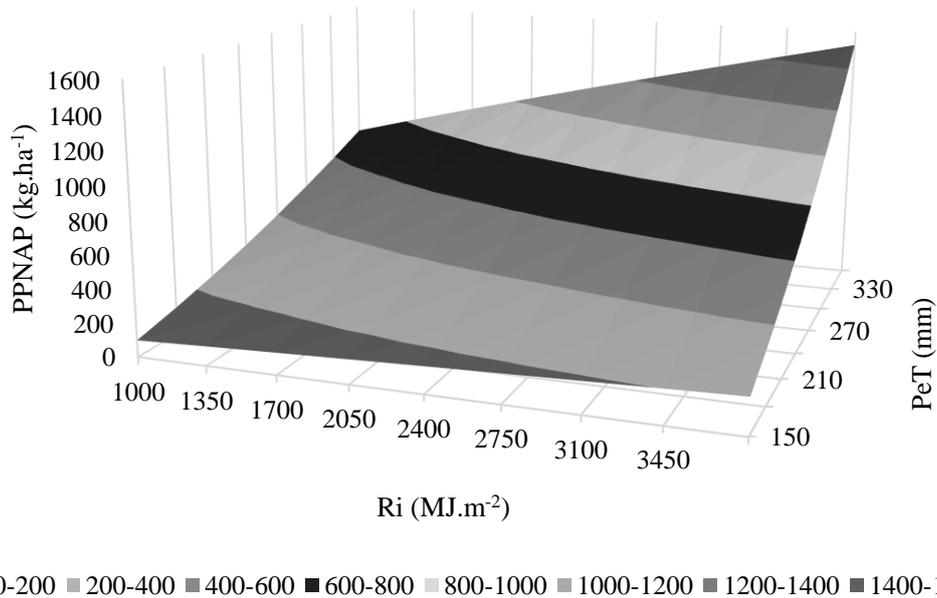


Figura 6.5: Producción primaria neta aérea del pastizal (PPNAP) calculada para el período que va desde comienzos del otoño a fines de primavera (OIP) de acuerdo a la precipitación total acumulada (PeT) y a la radiación total incidente (Ri) a partir del modelo potencial ajustado (Tabla 6.6).

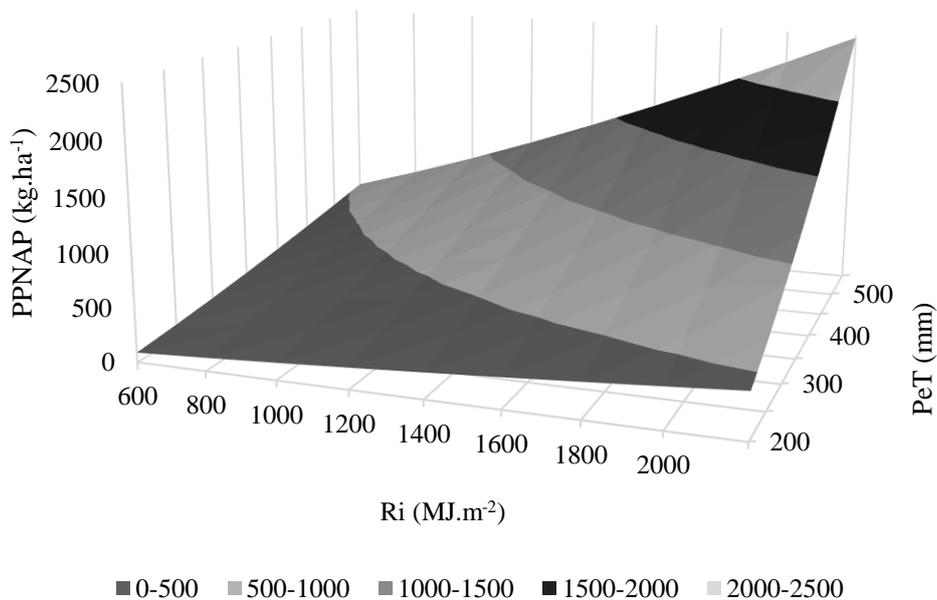


Figura 6.6: Producción primaria neta aérea del pastizal (PPNAP) calculada para el período que incluye todo el verano y parte del otoño (VO) de acuerdo a la precipitación total acumulada (PeT) y a la radiación total incidente (Ri) a partir del modelo potencial ajustado (Tabla 6.7).

En la época estival, los incrementos en la PPNAP a medida que aumenta la PeT acumulada son más importantes que en OIP. Esto se debe al mayor valor de γ en la función potencial ajustada para VO respecto de aquel de la función ajustada para OIP, siendo los valores de α y β similares entre ambas épocas.

IV. Discusión

En el modelo conceptual propuesto (Figura 6.1), la cobertura de copas (Cb) es el principal determinante de la intercepción de las precipitaciones (I) y la transmisión de la radiación (TR) solar que llega al sotobosque. El primero de los procesos fue modelado matemáticamente y discutido en el Cap. 2. En este capítulo se ajustó (para las alternativas de sistemas bajo estudio) un modelo matemático que permite predecir los cambios en TR a partir de Cb, y que sintetiza las relaciones encontradas por otros autores (Vezina y Pech, 1964; Pukkala *et al.*, 1993; Cabrelli *et al.*, 2006). La forma general de la relación entre Cb (o variables dasométricas relacionadas) y TR responde a modelos de tipo exponencial donde la potencia tiene valor negativo, lo que genera que la pendiente de la curva vaya disminuyendo a medida que aumenta el valor de la variable predictora (Nyman *et al.*, 2017). Eso explica los resultados encontrados en este trabajo, dado que los mayores cambios en TR se observan en el rango de Cb que va desde 17 a 48%, y son muy pequeños partir del 48% de Cb. En un estudio similar, Vales y Bunelli (1988) ajustaron modelos de regresión para predecir la transmisión de la radiación solar debajo del dosel forestal en bosques de coníferas, a partir de variables dasométricas de fácil medición (área basal, suma del diámetro normal, entre otros). Estos autores encontraron que los modelos de mejor ajuste fueron los exponenciales ($Y = \alpha * e^{-X*\beta}$), cuya forma es similar a la de los modelos potencial y de dos tramos con plateau ajustados en este trabajo. Sin embargo, los errores en la predicción de TR a partir de Cb (<10% de la media) son la mitad de los reportados por otros autores que utilizaron variables dasométricas distintas de la cobertura de copas u otra medida relacionada directamente con la apertura del dosel (Perot *et al.*, 2017).

Por otro lado, la variación anual en TR pudo ser correctamente simulada a través de la función seno, lo que coincide con lo propuesto por otros autores (Sullivan, 2006). Además, la relación que existe entre el valor de TR y la amplitud (A) de la función (que depende de los valores máximo y mínimo anuales de TR) permitió ajustar una ecuación para predecir el valor de A con un nivel de precisión aceptable (16% de error).

La producción primaria neta aérea del pastizal (PPNAP) pudo ser predicha con un adecuado nivel de precisión (error promedio de 18%; $R^2 = 0,92$) utilizando las funciones

potenciales ajustadas para cada época, y a partir de los datos de radiación total interceptada (R_i) y precipitación efectiva (PeT). En un estudio similar, Fassola *et al.* (2002) utilizaron la precipitación anual y variables dasométricas relacionadas a la copa y el fuste (proxy de TR) para estimar la producción forrajera de sistemas silvopastoriles con *Pinus taeda*. Estos autores pudieron predecir la producción de biomasa del pastizal con un error absoluto medio porcentual del 36% (el doble que el del modelo ajustado en este trabajo) y una bondad de ajuste media ($R^2 = 0,7$). En otro estudio, Silva Pando *et al.* (2002) ajustaron un modelo polinómico para predecir la PPNAP a partir de TR en sistemas silvopastoriles de la costa española. Este modelo tuvo una alta bondad de ajuste ($R^2 = 0,96$), lo que indicaría que los modelos que tienen en cuenta la transmisión de la radiación (TR) tiene una mejor capacidad de predicción aquellos que solo utilizan variables dasométricas.

La precipitación es una variable que ha demostrado tener mejor capacidad de predicción en ambientes áridos, o que presentan déficit hídrico estacional. En un estudio realizado en Patagonia, Fernández Aldúncin *et al.* (1991) ajustaron modelos para predecir la PPNA de la estepa a partir de la precipitación anual acumulada. Los modelos desarrollados por estos autores tuvieron una buena capacidad de predicción (17% de error medio), lo que indica que en ambientes con marcada aridez la disponibilidad hídrica explica la mayor parte de las diferencias de productividad interanual. En este trabajo, la PeT tuvo un mayor peso relativo en los modelos ajustados para VO, a pesar de que la PeT media acumulada entre épocas fue similar. Esto puede ser explicado al analizar las características del sitio (Cap. 1), específicamente las referidas a los suelos, la evolución anual de las temperaturas y distribución de las precipitaciones. El período VO (enero-abril) coincide con la época donde se registran las mayores temperaturas medias del año y las mayores demandas evapotranspirativas (Anexo 1.1). Es por ello que la probabilidad de ocurrencia de déficit hídrico en esta época es alta, a pesar de que las precipitaciones acumuladas en ese período son similares a las de OIP (abril-diciembre). Además, los suelos de las laderas tienen muy poca capacidad de retener agua, lo que genera una gran dependencia del crecimiento del pastizal a la intensidad y distribución de las precipitaciones. En OIP, en cambio, existe un marcado déficit hídrico desde mayo a septiembre, pero estos son los meses donde las bajas temperaturas restringen el crecimiento de las especies del pastizal (Pucheta *et al.*, 2015). Es por ello que el crecimiento del pastizal en OIP ocurre entre mediados de marzo y fines de abril, y entre

mediados de octubre y fines de diciembre. En estas épocas la probabilidad de precipitaciones es alta y las temperaturas medias moderadas (Anexo 1.1).

En estudios realizados en Pampa de Achala (zona cercana al sitio bajo estudio), Pucheta *et al.* (2015) encontraron que la estación de crecimiento del pastizal corresponde al período entre octubre y marzo. Sin embargo, el estudio mencionado fue llevado a cabo a más de 2000 msnm, lo que implica menores temperaturas medias, y por lo tanto, una estación de crecimiento menos extensa que en el sitio bajo estudio. Es por ello que no se pudo definir con precisión este período para las condiciones del ensayo, y se optó por sumar Ri y PeT de todos los días comprendidos en cada época. Posiblemente esa sea la razón por la cual capacidad de predicción de la función ajustada para la época estival (VO) es mayor que aquella de la función ajustada para la época otoño-invierno-primaveral (OIP).

Finalmente, los modelos desarrollados en este capítulo pueden combinarse con aquellos desarrollados en el Cap. 4 (componente forestal) con el fin de construir un algoritmo de cálculo que permita estimar la producción primaria neta aérea leñosa y herbácea (Anexo 6.1). La cobertura de copas es la variable clave a partir de la cual se vinculan los modelos de ambos componentes, dado que la misma puede ser predicha a partir del diámetro normal de los árboles, y determina la disponibilidad de luz y agua para las herbáceas. Si bien los modelos propuestos son específicos para combinaciones pino-pastizal de la región bajo estudio (o con similares condiciones ecológicas), tienen la ventaja de utilizar variables de entrada de fácil medición, y generan predicciones con una precisión acorde a las necesidades de la mayoría de los gestores agroforestales (Luedeling *et al.*, 2016).

V. Conclusiones

El modelo conceptual desarrollado en este capítulo permitió integrar la información presentada en los capítulos anteriores y, a partir de ello, predecir la respuesta productiva del estrato herbáceo a las condiciones generadas por *P. elliotii*.

La capacidad de predecir la cantidad de agua de precipitación y radiación solar que llegan al sotobosque a partir de la cobertura de copas, fue el factor clave que permitió relacionar matemáticamente la producción primaria neta aérea del pastizal con variables dasométricas y climáticas de fácil medición.

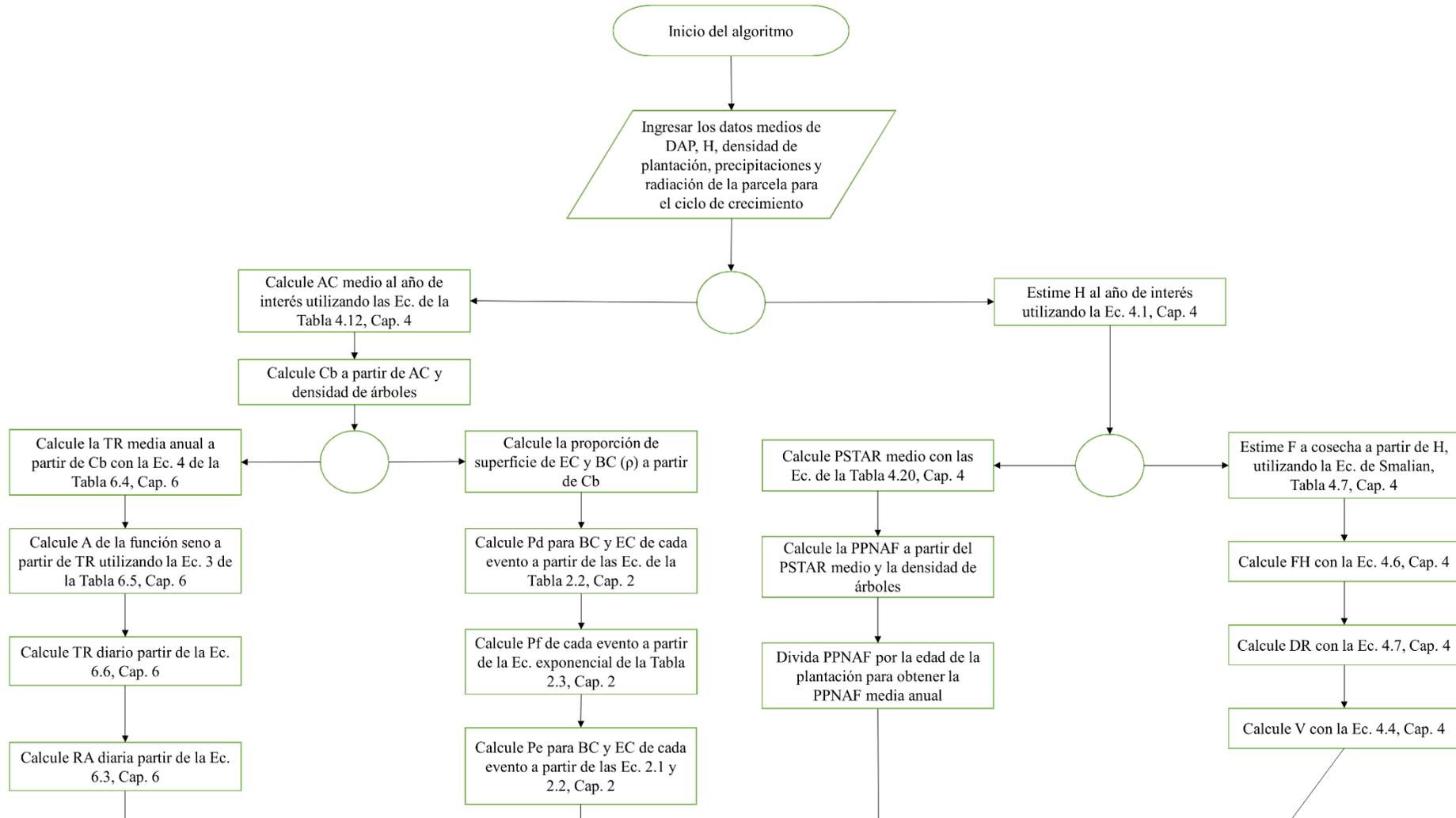
Finalmente, el algoritmo de cálculo propuesto en este capítulo puede contribuir a promover el establecimiento de sistemas agroforestales, dado que permite superar la

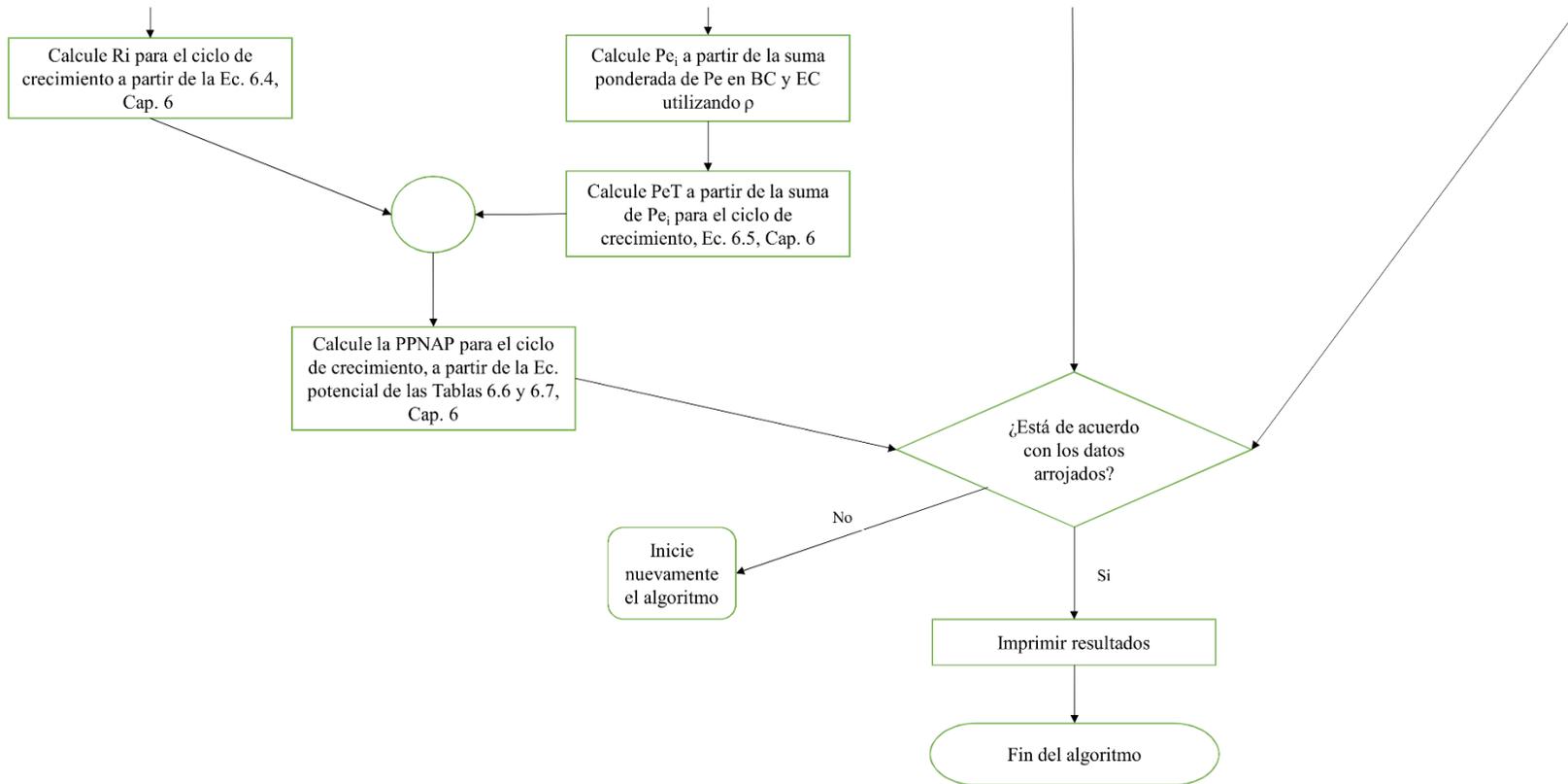
dificultad que impone la ausencia de herramientas confiables para predecir con precisión los rendimientos de las combinaciones de cultivos que integran estos sistemas.

VI. Bibliografía

- Caballé, G., Fernández, M. E., Gyenge, J., Aparicio, A., y Schlichter, T. (2011). Modeling leaf maximum net photosynthetic rate of *Festuca pallescens*, the dominant perennial grass of Patagonian pine-based silvopastoral systems. *Agroforestry systems* 83(1): 13-24.
- Cabrelli, D., Rebottaro, S., y Effron, D. (2006). Caracterización del dosel forestal y del microambiente lumínico en rodales con diferente manejo, utilizando fotografía hemisférica. *Quebracho (Santiago del Estero)* 13: 17-25.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión (2013). Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.
- Fassola, H., Ferrere, P., Lacorte, S. M., y Rodríguez, F. (2002). Predicción de la producción de un pastizal bajo distintas estructuras de canopia de *Pinus taeda* L. en el Noreste de Corrientes, Argentina. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 31(2): 73-96.
- Fassola, H. E., Lacorte, S. M., Pachas, A. N., y Pezzuti, R. (2005). Factores que influyen la producción de biomasa forrajera de *Axonopus jesuiticus* Valls, bajo dosel de *Pinus taeda* L. en el nordeste de Corrientes. *RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias* 34(3): 21-38.
- Fernández Aldúncin, R. J., Sala O. E., y Golluscio, R. A. (1991). Woody and herbaceous aboveground production of a Patagonian steppe. *Journal of Range Management* 44(5): 434-437.
- Gyenge, J. E., Fernández, M. E., Carranza, C. A., Ledesma, M., y Schlichter, T. M. (2006). Desarrollo de un modelo de simulación de sistemas silvopastoriles (MSSP INTA). En *Actas 2º Congreso Latinoamericano IUFRO, IUFROLAT 2006 Bosques: La creciente importancia de sus funciones ambientales, sociales y económicas*. La Serena, Chile, 11 pp.
- Jennings, S. B., Brown, N. D., y Sheil, D. (1999). Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 72(1), 59-74.
- Knowles, R. L., Horvath, G. C., Carter, M. A., y Hawke, M. F. (1999). Developing a canopy closure model to predict overstorey/understorey relationships in *Pinus radiata* silvopastoral systems. In *Agroforestry for Sustainable Land-Use Fundamental Research and Modelling with Emphasis on Temperate and Mediterranean Applications* (pp. 109-119). Springer, Dordrecht.
- Luedeling, E., Smethurst, P. J., Baudron, F., Bayala, J., Huth, N. I., van Noordwijk, M., ... y Sinclair, F. L. (2016). Field-scale modeling of tree-crop interactions: Challenges and development needs. *Agricultural Systems* 142: 51-69.
- Mayer, D. G., y Butler, D. G., (1993). Statistical validation. *Ecological Modelling* 68(1-2): 21-32.
- Nyman, P., Metzen, D., Hawthorne, S. N., Duff, T. J., Inbar, A., Lane, P. N., y Sheridan, G. J. (2017). Evaluating models of shortwave radiation below Eucalyptus canopies in SE Australia. *Agricultural and forest meteorology* 246: 51-63.
- Peri, P. L., Moot, D. J., y McNeil, D. L. (2006). Validation of a canopy photosynthesis model for cocksfoot pastures grown under different light regimes. *Agroforestry systems* 67(3): 259-272.

- Perot, T., Mårell, A., Korboulewsky, N., Seigner, V., y Balandier, P. (2017). Modeling and predicting solar radiation transmittance in mixed forests at a within-stand scale from tree species basal area. *Forest ecology and management* 390: 127-136.
- Pucheta, E., Vendramini, F., Cabido, M., y Díaz, S. (2015). Estructura y funcionamiento de un pastizal de montaña bajo pastoreo y su respuesta luego de su exclusión. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata* 103(1): 77-92.
- Pukkala, T., Kuuluvainen, T., y Stenberg, P. (1993). Below-Canopy distribution of photosynthetically active radiation and its relation to seedling growth in a boreal *Pinus sylvestris* stand: A simulation approach. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8(1-4): 313-325.
- Pulina, A., Lai, R., Salis, L., Seddaiu, G., Roggero, P. P., y Bellocchi, G. (2018). Modelling pasture production and soil temperature, water and carbon fluxes in Mediterranean grassland systems with the Pasture Simulation model. *Grass and Forage Science* 73(2): 272-283.
- Rozados Lorenzo, M. J., González Hernández, M. P., y Silva Pando, F. J. (2007). Pasture production under different tree species and densities in an Atlantic silvopastoral system. *Agroforestry Systems* 70(1): 53-62.
- Sharrow, S. H. (1991). Tree planting pattern effects on forage production in a Douglas-fir agroforest. *Agroforestry systems* 16(2): 167-175.
- Silva Pando, F. J., González Hernández, M. P., y Rozados Lorenzo, M. J. (2002). Pasture production in a silvopastoral system in relation with microclimate variables in the Atlantic coast of Spain. *Agroforestry systems* 56(3): 203-211.
- Smethurst, P. J., Huth, N. I., Masikati, P., Sileshi, G. W., Akinnifesi, F. K., Wilson, J., y Sinclair, F. (2017). Accurate crop yield predictions from modelling tree-crop interactions in gliricidia-maize agroforestry. *Agricultural Systems* 155: 70-77.
- Sullivan, J. (2006). *Álgebra y trigonometría*. Pearson Educación.
- Vales, D. J., y Bunnell, F. L. (1988). Relationships between transmission of solar radiation and coniferous forest stand characteristics. *Agricultural and Forest Meteorology* 43(3-4): 201-223.
- Vezina, P. E., y Pech, G. Y. (1964). Solar radiation beneath conifer canopies in relation to crown closure. *Forest science* 10(4): 443-451.





3

4

5

6

7

8

9

10

Figura 6.7: Algoritmo de cálculo propuesto para estimar la producción primaria neta aérea del pastizal (PPNAP), la producción primaria neta aérea forestal (PPNAF) y el volumen de madera (V) a partir del diámetro normal medio (DAP), la altura dominante media (H), la densidad de árboles, las precipitaciones y la radiación global. AC: ancho de copa; Cb: cobertura de copas; TR: transmisión de la radiación por debajo del dosel forestal; A: amplitud de la función seno; RA: radiación total acumulada diaria; Ri: radiación total acumulada en el ciclo; EC: entre copas; BC: bajo la proyección vertical de la copa; Pd: precipitación directa; Pf: escurrimiento fustal; Pe: precipitación efectiva; PeT precipitación efectiva acumulada en el ciclo; ρ : proporción de la superficie (BC o EC); PSTAR: peso seco total del árbol medio; F: factor de proporcionalidad; FH: factor de altura; DR: índice de densidad relativa; V: volumen de fuste.

Capítulo 7 : Valoración de las alternativas y selección de la mejor combinación leñosa-pastura a través de un método de toma de decisiones multicriterio.

I. Introducción

El cordón de la sierra de Comechingones se caracteriza por ser un ambiente heterogéneo, propicio a sufrir procesos intensos de degradación ambiental. Muchos de estos procesos son provocados a partir de la actividad humana, principalmente, aquellas actividades desarrolladas por los pobladores de la región para generar ingresos económicos. Es por ello que se han identificado como las principales causas de degradación ambiental: la extracción de hierbas medicinales y aromáticas, el sobrepastoreo, los incendios en áreas de pastizales y arbustales, y la tala y la deforestación en los bosques serranos (Cabido y Zak 1999; Cantero y Leon 1999; Cantero *et al.*, 1999; Vischi *et al.*, 1999; Verzino *et al.*, 2005). La problemática descrita deja al descubierto la necesidad de ofrecer, a los habitantes de la región, alternativas de producción sostenibles en el tiempo; que generen retornos económicos a los productores agropecuarios sin contribuir a los procesos de degradación ambiental mencionados.

Dentro de las actividades económicas plausibles de realizar, la plantación de árboles es un modo rápido y eficaz para producir nueva biomasa, con lo cual se contrarresta la pérdida de carbono resultante de la deforestación en otros sitios. Por otro lado, si se combina con pasturas (silvopastura) se aporta forraje para el ganado, se incrementa la fertilidad del suelo, y se generan beneficios ambientales tales como: agua salubre, calidad del suelo, retención del carbono y biodiversidad, además de ser un componente para mejorar los medios de vida rural y mitigar el cambio climático, a través de la captación de carbono (FAO, 2012).

Las primeras plantaciones comerciales de pinos (*Pinus insigne*, *Pinus elliottii* y *Pinus taeda*) comenzaron a establecerse en la región a partir del año 1958, motivadas por el programa de promoción forestal que llevaba a cabo la Administración Nacional de Bosques mediante créditos de fomento a largo plazo y con muy bajo interés. El área plantada anualmente fue creciendo ininterrumpidamente hasta alcanzar su máximo en el año 1976 con alrededor de 5.000 hectáreas.año⁻¹. Sin embargo, la mayoría de las plantaciones no fueron manejadas correctamente, lo que derivó en rodales envejecidos que, en muchos casos, no pudieron ser aprovechados comercialmente (plantaciones abandonadas). Estos resultados desestimularon el desarrollo de nuevas plantaciones, lo

que generó que los viveros y las empresas de servicios forestales fueran desapareciendo paulatinamente en el transcurso de los últimos 20 años (Fernández Corradi, 2017).

Resulta paradójico que el desarrollo de la actividad forestal no se haya intensificado en la zona serrana, dado que bajo un correcto esquema de manejo silvícola, los resultados económicos de esta actividad son superiores a los de la ganadería extensiva. Este hecho podría estar relacionado a que los productores puedan haber tenido poco acceso al asesoramiento técnico (por falta de extensión y promoción), a que existe aversión al cambio (productores ganaderos por "tradición"), o a razones culturales que ponderan las retribuciones económicas en el corto plazo por encima de los beneficios en el mediano-largo plazo¹. Las restricciones mencionadas son similares a las encontradas por otros autores que valoraron los beneficios y posibilidades de adopción de alternativas de sistemas agroforestales (Mariot y Coronel de Renolfi, 1994; Coirini y Karlin, 2000; Acosta Gutiérrez *et al.*, 2008). Es por ello que una de las hipótesis de este capítulo es que las alternativas de sistemas silvopastoriles podrían ser más atractivas para el productor serrano que las plantaciones forestales densas, debido a que permiten integrar la actividad ganadera tradicional y el cultivo de árboles.

Como fue mencionado en el Cap. 6, una de las mayores dificultades para promover el establecimiento de sistemas agroforestales (SAF) es la ausencia de herramientas confiables para predecir con precisión los rendimientos de las combinaciones de cultivos (leñosas-herbáceas) que integran dichos sistemas (Luedeling *et al.*, 2016). A este concepto podría agregarse que para promover los SAF es también necesario estimar los rendimientos en términos económicos, de manera de poder comparar los resultados de las nuevas alternativas tecnológicas con los de las actividades tradicionales de la región. Para evaluar económicamente alternativas de inversión (en este caso alternativas de SSP), se deben construir indicadores como el valor actual neto o valor presente neto, la relación costo-beneficio y la tasa interna de retorno (los más empleados) a partir del valor de los bienes y servicios que percibe o que paga el actor, valorados a precio de mercado (Boardman *et al.*, 1996; Contreras, 2004). A través de estos indicadores, se podrá determinar qué alternativas es la más conveniente en términos de rentabilidad y beneficio económico, bajo un enfoque privado (Penna *et al.*, 2011).

¹ Información obtenida a partir de entrevistas realizadas a productores de la región en el marco de actividades de docencia y extensión. Datos no publicados.

Sin embargo, la dimensión económica privada no es el único criterio que debe ser tenido en cuenta para la evaluación de alternativas de producción, dado que las actividades antrópicas pueden degradar la capacidad de los ecosistemas para seguir ofreciendo servicios esenciales para la vida. El concepto de servicios ambientales, surgió de la necesidad de reconocer la dependencia que tiene el ser humano de los ecosistemas para poder llevar una vida digna, saludable y segura (Zuluaga *et al.*, 2011). Por ejemplo, el servicio ambiental de captación de carbono de actividades antrópicas es uno de los temas de mayor interés en los últimos años. Aunque la mayor parte de las discusiones y trabajos científicos se orientan hacia el papel de los bosques y cultivos forestales, Ramírez (1997) plantea la hipótesis de que los sistemas silvopastoriles al combinar gramíneas mejoradas y estratos de raíces arbóreas más profundas, puedan tener tasas de captación de carbono superiores a las pasturas tradicionales. Sistemas silvopastoriles bien manejados pueden mejorar la productividad mientras secuestran carbono, además del beneficio económico que representa para los productores (Bolívar *et al.*, 1999). Existen referencias que muestran que el carbono total secuestrado en los sistemas silvopastoriles varía entre 68- 204 tn.ha⁻¹ (Andrade *et al.*, 2001). Por otro lado, las actividades ganaderas y/o forestales pueden afectar y reducir organismos y procesos básicos para el funcionamiento del ecosistema, produciendo pérdidas de biodiversidad (Zuluaga *et al.*, 2011). Como ya fue discutido en el Cap. 3, la riqueza y diversidad vegetal cambia como consecuencia de la introducción de pinos, lo que debe de ser considerado a la hora de evaluar las alternativas SSP.

El problema de toma de decisiones entre diferentes alternativas de transformación de ecosistemas en agroecosistemas es, en general, de carácter multicriterio. La técnica multicriterio de apoyo a la toma de decisiones PROMETHEE (Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluations) ha sido aplicada con éxito en muchas áreas de investigación: en el sector ambiental, en selección de proyectos, ordenamiento territorial, entre otras (Chavez y Osuna, 2013). Este método permite ordenar y comparar (en forma relativa) alternativas competitivas de mejor a peor por su propio mérito (de Prada *et al.*, 2014). El objetivo del presente capítulo es valorar las alternativas de SSP propuestas para la Sierra de Comenchingones mediante el método PROMETHEE, estableciendo las preferencias y ponderaciones de los diferentes criterios (económicos, sociales y ambientales) en base a la experiencia del equipo de investigación, y los testimonios de productores y encargados de establecimientos de la región.

II. Materiales y métodos

Alternativas técnicas de sistemas silvopastoriles

Las alternativas tecnológicas de sistemas silvopastoriles propuestas, son variantes de los tratamientos ensayados (Cap. 1) diseñadas en base a los resultados observados en los capítulos anteriores y para una extensión de 240 hectáreas. La densidad inicial de plantación es 600 árboles.ha⁻¹ y se asume un 75% de sobrevivencia transcurridos los primeros dos años, lo que resulta en una densidad real (lograda) de 450 árboles.ha⁻¹. La alternativa uno contempla mantener (hasta la cosecha) una densidad de 450 árboles.ha⁻¹ (SSP-450), la dos de 250 árboles.ha⁻¹ (SSP-250) y la tres de 150 árboles.ha⁻¹ (SSP-150).

El momento de realización de los raleos en las alternativas dos y tres, fue definido en base a un valor umbral de cobertura de copas de 25%, a partir del cual la PPNAP en los sistemas silvopastoriles (SSP) se hace menor a la de la situación testigo sin árboles (TES). En la alternativa dos, se realizó un único raleo a los 12 años de edad de la plantación (se reduce la densidad de 450 a 250 árboles.ha⁻¹). En la alternativa tres se realizaron dos raleos, uno a los 12 años de edad (se reduce la densidad de 450 a 250 árboles.ha⁻¹) y el otro a los 15 años de edad (se reduce la densidad de 250 a 150 árboles.ha⁻¹). El turno de corta fue definido en base al tiempo necesario para que el diámetro normal medio (DAP) de los árboles alcance 30 cm en cada alternativa. Los turnos de corta estimados fueron 32, 20 y 18 años para las alternativas uno, dos y tres, respectivamente. La cobertura de copas y el diámetro medio de los árboles fueron calculados a través de los modelos desarrollados en el Cap. 4.

Se propusieron tres operaciones de poda (a los 7, 9 y 12 años de edad de los árboles) en todas las alternativas, con el fin de mejorar la calidad de la madera y aspirar a un mejor precio de venta de la madera. En la primera poda, la altura media de los árboles es 5 m y la copa se levanta a 2 m, en la segunda la altura es 7 m y la copa se levanta a 3,25 m, y en la tercera, la altura es 8,5 m la copa se levanta a 4,5 m. Las primeras dos operaciones se realizan sobre todos los árboles, mientras que la tercera únicamente sobre los mejores 250 árboles de la hectárea (los de mayor DAP, sin defectos).

Criterios de selección

Se utilizaron cuatro criterios para comparar las distintas alternativas: el *Beneficio neto económico*, el *Impacto sobre la diversidad vegetal*, la *Producción total de biomasa*, y el *Esfuerzo de gestión*.

El análisis beneficios costos (*Beneficio neto económico*) se realizó mediante la estimación del *Equivalente Anual del Valor Actual Neto* (EAVAN; Ec. 7.1).

$$EAVAN = VAN * \frac{(1+r)^{T*r}}{(1+r)^T - 1} \quad [1]$$

donde, VAN es el valor actual neto del flujo económico del proyecto (\$), T es el periodo de análisis (años), y r es el costo de oportunidad del capital (tanto por uno).

El VAN se estimó siguiendo el enfoque privado (Penna *et al.*, 2011), considerando los ingresos económicos derivados de los productos comercializados por cada alternativa silvopastoril y también los de la ganadería extensiva (GE) desarrollada como única actividad. Como beneficio neto sin proyecto (costo de oportunidad), se consideró un valor de alquiler de 12 kg.ha⁻¹ de ternero. Dentro de los gastos de inversión consideramos las plantaciones, la adquisición de los bovinos y las inversiones en infraestructura (aguadas y apotreramiento). Se consideró que el establecimiento ya contaba con el casco y los alambrados perimetrales, por lo que se presupuestó lo necesario para realizar 1500 metros de alambrado fijo de seis hilos y 6200 metros de alambrado eléctrico de dos hilos (para 12 parcelas de pastoreo). Para valorar la inversión en plantaciones y los gastos de poda y raleo se utilizaron los datos del MINAGRI (2016) llevados a septiembre del 2018 con IPIM (INDEC, 2018).

En los gastos de operación se consideraron: gastos de producción, mantenimiento y reparaciones. Los gastos de cosecha no se tuvieron en cuenta, dado que en los cultivos forestales se considera que se vende la plantación en pie. El precio de venta fue estimado a partir del precio promedio (llevado a septiembre del 2018 con IPIM) para plantaciones de pino en pie de la serie 2015-2018 publicada en los boletines de INTA concordia (Entre Ríos Forestal, 2018). Los gastos de operación y los precios de venta relacionados a la actividad ganadera fueron obtenidos a partir de los valores promedio publicados por la Secretaria de Agroindustria del Ministerio de Producción y Trabajo de la nación para la misma serie temporal, y actualizados también a septiembre de 2018 a través del IPIM (MPyT, 2015; 2016; 2017a; 2017b; 2018a; 2018b).

La producción de madera a cosecha y la producción de madera de raleo fueron estimadas a partir de los modelos desarrollados en el Cap. 4. La producción anual de terneros de cada alternativa fue estimada a partir de la PPNAP, siguiendo el procedimiento presentado en el Cap. 5 y suponiendo un manejo del pastoreo en todas las alternativas (rotacional con 12 parcelas y un tiempo de ocupación de 15 días por parcela).

Sin embargo, se utilizó un porcentaje de destete mayor (77%; Bavera, 2006), al tener en cuenta que el manejo ganadero en las cuatro alternativas será más intensivo que en el promedio de los establecimientos de la región (donde se da el pastoreo continuo). La PPNAP en las alternativas silvopastoriles fue calculada a través del algoritmo de cálculo del Anexo 6.1, utilizando datos climáticos medios de la región (serie de 15 años).

El periodo de análisis para la estimación del VAN fue de 10 años para la ganadería extensiva (GE), 18 años para la alternativa SSP-150, 20 años para la alternativa SSP-250 y 32 años para la alternativa SSP-450. El costo de oportunidad (tasa de descuento real) utilizada es del 6%. El objetivo del atributo es maximizar, más EAVAN, mejor.

El *Impacto sobre la diversidad vegetal* fue valorado a través de un índice de riqueza-diversidad (RD) construido a partir de multiplicar la riqueza de especies por la diversidad para cada una de las situaciones donde se evidenciaron diferencias significativas (bajo copa –BC-, entre copas –EC- y testigo –TES-; Cap. 3). El valor en la situación TES fue constante a través del tiempo, mientras que en las alternativas SSP, fue variando a medida que cambiaba la cobertura de copas. Para cada año, se realizó un promedio ponderado de acuerdo a la cobertura de copas (Ec. 7.2), y luego se promediaron los valores obtenidos en el transcurso de la rotación (Ec. 7.3). El objetivo de este atributo es maximizar la riqueza y diversidad de especies vegetales, por lo cual mayor RD, mejor.

$$RD_i = Cb_i * R_{BC} * H_{BC} + (1 - Cb_i) * R_{EC} * H_{EC} \quad [7.2]$$

donde: RD_i: índice de riqueza-diversidad al año i; Cb_i: cobertura de copas al año i; R_{BC}: riqueza de la posición bajo copa; H_{BC}: diversidad de la posición bajo copa; R_{EC}: riqueza de la posición entre copas; H_{EC}: diversidad de la posición entre copas.

$$RD_{SSP} = \frac{\sum_{i=1}^t RD_i}{t} \quad [7.3]$$

donde: RD_{SSP}: índice riqueza-diversidad de la alternativa de sistema silvopastoril; RD_i: índice de riqueza-diversidad al año i; t: largo de la rotación forestal.

La *Producción total de biomasa aérea* (PBT), refleja cuantitativamente la capacidad de los sistemas para fijar gases efecto invernadero en la biomasa, y fue valorada a partir de la producción media anual de biomasa (leñosa + herbácea) durante el período de análisis de cada alternativa. El objetivo del atributo es maximizar la fijación de CO₂, más biomasa, mejor.

El *Esfuerzo de gestión* (EG) fue valorado de manera cualitativa (escala de 1 a 3; a más, peor) de acuerdo a cuanto se aleja cada alternativa del sistema vigente (ganadería

extensiva). Entre las alternativas, el manejo silvicultural es más intensivo a medida que se acorta la rotación y se mantiene una menor cobertura de copas (mediante raleos).

Procedimiento PROMETHEE

Se aplicó el procedimiento propuesto por de Prada *et al.* (2014). Las alternativas técnicas fueron denotadas como a_i , $i= 1, 2, 3$ y 4 ; y $g_j(a_i)$, se utilizó para identificar el valor de los criterios en unidades de medida original, $j =1, 2, 3$ y 4 . Se transformaron aquellos g_j que deben ser minimizados (a más, peor) en criterios maximización (a más, mejor) multiplicando sus valores por (-1) .

- Paso 1. Calcular las diferencias por criterio $j^{\text{ésimo}}$ (Ec. 7.4).

$$d_j(a_i, a_k) = g_j(a_i) - g_j(a_k) \quad [7.4]$$

donde: $d_j(a_i, a_k)$: representa la diferencia entre la alternativa a_i y a_k en el atributo j para el valor de la alternativa i distinto de k .

- Paso 2. Aplicar la función de preferencias (Ec. 7.5)

$$P_j(a_i, a_k) = F[d_j(a_i, a_k)], \quad 0 \leq P_j(a_i, a_k) \leq 1 \quad [7.5]$$

donde: P_j es la función de preferencias en el criterio $j^{\text{ésimo}}$ de la alternativa a_i con respecto a la a_k , transformando la diferencia d_j en una escala entre 0-1.

La función de preferencia para cada criterio asigna una valor a la diferencia entre a_i y a_k , para el criterio, $j^{\text{ésimo}}$. En este trabajo utilizamos dos de las seis que propone el método: Nivel y Lineal (de Prada *et al.*, 2014; Brans y De Smet, 2016).

- i. La función Nivel fue utilizada para para el único criterio cualitativo:

$$\begin{aligned} d_j(a_i, a_k) \leq q_j; P_j &= 0 \\ q_j \leq d_j(a_i, a_k) < p_j; P_j &= \frac{1}{2} \\ d_j(a_i, a_k) > p_j; P_j &= 1 \end{aligned} \quad [7.6]$$

donde q_j y p_j representan los umbrales de indiferencia y fuerte preferencia para las $d_j(a_i, a_k)$. En este trabajo utilizamos 25% y 75% del valor de la variable EG para q_j y p_j respectivamente.

- ii. La función Lineal fue utilizada para los criterios cuantitativos (Ec. 7.6):

$$\begin{aligned} d_j(a_i, a_k) \leq q_j; P_j &= 0 \\ q_j \leq d_j(a_i, a_k) < p_j; P_j &= \frac{d_j(a_i, a_k) - q_j}{p_j - q_j} \end{aligned} \quad [7.6]$$

$$d_j(a_i, a_k) > p_j; P_j = 1$$

donde q_j y p_j representan los umbrales de indiferencia y fuerte preferencia para las $d_j(a_i, a_k)$. En este trabajo utilizamos 10% y 90% del valor de las variables (EAVAN, RD y PBT) para q_j y p_j respectivamente.

- Paso 3. Calcular el índice multicriterio (Ec. 7.7)

$$\pi(a_i, a_k) = \sum_j w_j P_j(a_i, a_k), \quad w_j = \frac{w_j}{W} = 1 \quad [7.7]$$

donde: π es el índice multicriterio que mide en que magnitud a_i es preferida por sobre a_k considerando todos los criterios; w_j es el peso o ponderador para las preferencias P_j (valores normalizados) para el criterio j ésimo, a mayor w_j , más peso toma el criterio en el índice multicriterio.

- Paso 4. Calcular las fortalezas y debilidades (Ec. 7.8)

$$\varphi^+(a_i) = \frac{1}{n-1} \sum_{a_i \neq a_k} \pi(a_i, a_k), \quad \varphi^-(a_i) = \frac{1}{n-1} \sum_{a_k \neq a_i} \pi(a_i, a_k) \quad [7.8]$$

donde: $\varphi^+(a_i)$: representa la fortaleza, mide cuanto la alternativa a_i es preferida comparada contra las otras de pares en todos los criterios, más grande es el valor mejor, en contraste, $\varphi^-(a_i)$ representa la debilidad, mide cuanto las otras alternativas son preferidas comparadas con la alternativa a_i , más chico es el valor de $\varphi^-(a_i)$ mejor es la alternativa.

- Paso 5. Calcular el flujo neto (Ec. 7.9)

$$\varphi(a_i) = \varphi^+(a_i) - \varphi^-(a_i) \quad [7.9]$$

donde: $\varphi(a_i)$ es el flujo neto, es la diferencia entre fortalezas y debilidades de cada alternativa. Puede tomar valores positivos o negativos, más grande es el valor de $\varphi(a_i)$, mejor será la alternativa.

Interpretación de los resultados

Tres posibilidades existen para a_i comparada con las otras alternativas a_k . En general, a_i es preferida a a_k si:

$$\varphi^+(a_i) > \varphi^+(a_k) \text{ y } \varphi^-(a_i) \leq \varphi^-(a_k), \text{ o } \varphi^+(a_i) \geq \varphi^+(a_k) \text{ y } \varphi^-(a_i) < \varphi^-(a_k).$$

En tanto, a_i es *indiferente* a a_k si:

$$\varphi^+(a_i) = \varphi^+(a_k) \text{ y } \varphi^-(a_i) = \varphi^-(a_k).$$

En tanto, a_i es *incomparable* con a_k si:

$$\varphi^+(a_i) > \varphi^+(a_k) \text{ y } \varphi^-(a_i) > \varphi^-(a_k), \text{ o } \varphi^+(a_i) < \varphi^+(a_k) \text{ y } \varphi^-(a_i) < \varphi^-(a_k).$$

Finalmente, el ranking total puede ser construido ordenando de mayor a menor las $\varphi(a_i)$, reflejando el orden de las alternativas preferidas (sin son comparables).

Interacción con los tomadores de decisión

Con el modelo elaborado se desarrollaron entrevistas individuales a un panel de expertos conformado por tres miembros del equipo de investigación de la Cátedra de Dasonomía de la Facultad de Agronomía y Veterinaria de la Universidad Nacional de Río Cuarto (involucrados en el desarrollo de SSP); a tres productores de la región serrana; y los encargados (dos) del campo de docencia y experimentación Las Guindas (UNRC). Se les presentó brevemente el trabajo, las alternativas y los criterios. Posteriormente, los entrevistados trabajaron definiendo un orden de importancia para los criterios. Finalmente, se les solicitó que expliciten un puntaje de 1 a 10 según el grado de importancia que le atribuyeron a cada criterio, y con ello se realizó el cálculo de los pesos w_j .

III. Resultados

En la dimensión económica, la alternativa de SSP-450 es la que presentó el mayor EAVAN, siendo éste un 33, 55 y 73% mayor que el de las alternativas SSP-250, SSP-150 y GE, respectivamente (Tabla 7.1). Los precios de referencia, el valor de las inversiones y el flujo de caja realizado para el cálculo del EAVAN se presentan en el Anexo 7.1.

Tabla 7.1: Valor de los criterios para cada alternativa. GE: ganadería extensiva; SSP-150: sistema silvopastoril con 150 árboles.ha⁻¹ a cosecha; SSP-250: sistema silvopastoril con 250 árboles.ha⁻¹ a cosecha; SSP-450: sistema silvopastoril con 450 árboles.ha⁻¹ a cosecha; EAVAN: Equivalente Anual del Valor Actual Neto [\$]; RD: índice de riqueza-diversidad; PBT: producción total de biomasa aérea [Mg.ha⁻¹.año⁻¹]; EG: esfuerzo de gestión.

Alternativa	EAVAN	RD	PBT	EG
GE	\$ 95.314,81	98,38	2,65	1
SSP-150	\$ 105.747,11	95,79	5,69	3
SSP-250	\$ 123.819,09	93,65	5,91	3
SSP-450	\$ 164.422,57	88,99	5,58	2

En la dimensión ambiental, el índice RD es mayor en las alternativas GE y SSP-150. La PBT, en cambio, es muy similar entre todas las alternativas SSP y duplica la de

la GE. Por otro lado, el EG es mínimo para GE (escenario tendencial), intermedio en SSP-450, y máximo en SSP-150 y SSP-250 (Tabla 7.1).

Los resultados de las encuestas señalan que todos los individuos (sin distinción) reconocieron como importantes los criterios utilizados (Tabla 7.2). EAVAN y RD obtuvieron un mayor puntaje promedio que PBT y EG, aunque las diferencias fueron mínimas. PBT fue el criterio que presentó la mayor variabilidad (mayores DE y CV) entre las encuestas, dado que resultó de gran importancia para algunos de los encuestados y de relativamente poca importancia para otros. Esa variabilidad fue importante incluso dentro de un mismo grupo de encuestados (expertos, productores y/o encargados del campo experimental).

Tabla 7.2: Resultados de las encuestas realizadas para asignar el peso a cada uno de los criterios, según el tipo de entrevistado (P: productor; E: experto; G: encargados de la gestión del establecimiento Las Guindas). EAVAN: Equivalente Anual del Valor Actual Neto; RD: índice de riqueza-diversidad; PBT: producción total de biomasa aérea; EG: esfuerzo de gestión; DE: desvío estándar; CV: coeficiente de variación [%].

	EAVAN	RD	PBT	EG	Tipo
Encuesta 1	8	8	7	7	P
Encuesta 2	8	7	5	7	P
Encuesta 3	7	9	8	10	P
Encuesta 4	8	7	5	5	E
Encuesta 5	8	7	9	6	E
Encuesta 6	6	10	10	8	E
Encuesta 7	9	7	4	7	G
Encuesta 8	10	9	9	7	G
Promedio	8	8	7,125	7,125	
DE	1,20	1,20	2,23	1,46	
CV	14,94%	14,94%	31,33%	20,46%	

La matriz de decisiones que resulta de combinar los valores de los criterios, los pesos asignados y los parámetros de las funciones de preferencia se presenta en la Tabla 7.3.

Tabla 7.3: Matriz de decisiones y conflictos. GE: ganadería extensiva; SSP-150: sistema silvopastoril con 150 árboles.ha⁻¹ a cosecha; SSP-250: sistema silvopastoril con 250 árboles.ha⁻¹ a cosecha; SSP-450: sistema silvopastoril con 450 árboles.ha⁻¹ a cosecha; EAVAN: Equivalente Anual del Valor Actual Neto [\$]; RD: índice de riqueza-diversidad; PBT: producción total de biomasa aérea [Mg.ha⁻¹.año⁻¹]; EG: esfuerzo de gestión; FP:

tipo de función de preferencia; W: peso promedio del criterio; W_n : peso promedio del criterio normalizado; q: umbral de indiferencia; p: umbral de fuerte preferencia.

	EAVAN	RD	PBT	EG
GE	\$ 95.314,81	98,38	2,65	1
SSP-150	\$ 105.747,11	95,79	5,69	3
SSP-250	\$ 123.819,09	93,65	5,91	3
SSP-450	\$ 164.422,57	88,99	5,58	2
Objetivo	Maximizar	Maximizar	Maximizar	Minimizar
FP	Lineal	Lineal	Lineal	Nivel
W	8	8	7,125	7,125
W_n	0,26	0,26	0,24	0,24
Rango	\$ 132.309,63	9,39	3,26	2,00
q	\$ 13230,96	0,94	0,33	0,50
p	\$ 119078,67	8,45	2,93	1,50
p-q	\$ 105847,70	7,51	2,61	1,00

En la Tabla 7.4 se presentan los valores de flujo neto, fortalezas y debilidades de acuerdo a los pesos promedios asignados por los entrevistados y los parámetros presentados en la matriz de decisiones y conflictos (Tabla 7.3).

Tabla 7.4: Valores de Flujo Neto, Fortaleza y Debilidad entre alternativas.

Alternativas	Neto	Fortaleza	Debilidad
GE	-0,02	0,34	0,36
SSP-150	-0,07	0,17	0,24
SSP-250	-0,05	0,17	0,23
SSP-450	0,14	0,38	0,24

La GE es la alternativa que presenta altos valores de Fortaleza y los mayores valores de Debilidad, lo que resulta en un valor Neto pequeño y negativo. Las tres alternativas SSP tienen valores de Debilidad muy similares y menores a los de GE (Tabla 7.4). Sin embargo, la alternativa SSP-450 es la que tiene el mayor valor de Fortaleza y el mayor Flujo Neto de entre todas las alternativas. Estos resultados se mantienen incluso cuando se utilizan (individualmente) los pesos asignados por cada entrevistado. Al ser la alternativa de mayor Fortaleza y Flujo Neto, y no diferir significativamente con las otras alternativas SSP en términos de Debilidad, SSP-450 es la que lidera el ranking de alternativas (Tabla 7.5). Los valores de Flujo Neto de esta alternativa solo son superados

por GE cuando los pesos asignados a EAVAN o PBT se reducen en un 50%, o el peso asignado a RD se incrementa 50% (análisis de sensibilidad en Anexo 7.2).

Tabla 7.5: Orden (mejor a peor) de las alternativas según sus valores de Flujo Neto (de mayor a menor), Fortaleza (de mayor a menor) y Debilidad (de menor a mayor).

Orden	Neto	Fortaleza	Debilidad
Primera	SSP-450	SSP-450	SSP-250
Segunda	GE	GE	SSP-450
Tercera	SSP-250	SSP-250	SSP-150
Cuarta	SSP-150	SSP-150	GE

Los cambios en el valor de los umbrales de indiferencia y fuerte preferencia utilizados en la función de preferencia de tipo lineal (Ec. 7.6), no cambian los resultados encontrados al comparar las alternativas SSP con GE. Sin embargo, pueden aumentar el Flujo Neto de la opción SSP-150, respecto de SSP-250 (Tabla 7.6).

Tabla 7.6: Análisis de sensibilidad de los valores de Flujo Neto, respecto a los cambios en los umbrales de indiferencia (q) y fuerte preferencia (p).

p - q	GE	SSP-150	SSP-250	SSP-450
0,9 - 0,1	-0,015	-0,070	-0,055	0,140
0,8 - 0,2	-0,015	-0,066	-0,060	0,141
0,7 - 0,3	-0,019	-0,039	-0,078	0,136
0,6 - 0,4	0,001	-0,039	-0,118	0,156

IV. Discusión

Los resultados indican que la alternativa SSP-450 es superior al resto de las alternativas SSP y a la tendencial (GE), debido a que tiene los mayores valores de Fortaleza y Flujo Neto, y no difiere en términos de Debilidad con el resto de las alternativas SSP. Sin embargo, no puede construirse un ranking para comparar el resto de las alternativas SSP con GE a partir de su Flujo Neto. Esto se debe a que GE presenta valores de Fortaleza y Flujo Neto superiores a los de SSP-250 y SSP-150, pero una Debilidad marcadamente superior (ver interpretación de los resultados dentro del Procedimiento PROMETHEE). La alternativa tendencial (GE) es marcadamente superior a las alternativas SSP en dos de los criterios (RD y EG), pero mucho peor en los dos restantes (EAVAN y PBT). Como resultado, GE tiene un alto valor de Fortaleza (derivado de los dos atributos donde se destaca) y también un valor muy alto de debilidad (que surge de aquellos atributos en donde tiene una muy mala performance), lo que resultó en un

Flujo Neto pequeño y negativo. Es por ello que si se deja fuera del ranking a GE, las alternativas SSP son comparables y pueden ser ordenadas utilizando los valores de Flujo Neto: SSP-450 > SSP-250 > SSP-150.

En la dimensión económica, los resultados de este trabajo coinciden con los encontrados por otros autores que han evaluado la performance de sistemas agroforestales en zonas ganaderas o agrícolas con diferentes limitaciones productivas (Mariot y Coronel de Renolfi, 1994; Jagger y Pender, 2003; González, 2013), donde el cultivo de árboles mejoró los beneficios económicos respecto de los sistemas convencionales. En contraste, en tierras con mejor capacidad de uso (agrícolas), el beneficio económico de las alternativas SSP es similar o comparable al de otras alternativas (Husak y Grado, 2002).

En la situación bajo estudio, la productividad ganadera bajo el esquema de cría tradicional es relativamente baja, en comparación con la de otras regiones del país (MPyT, 2018b). Es por ello que la implementación de SSP incrementa significativamente los beneficios económicos (hasta un 73% en SSP-450), incluso en comparación con la alternativa de sistema de cría valorada en este capítulo, que contempla una mayor tecnificación y productividad que la del promedio de los sistemas de cría de la región.

Los resultados de los indicadores seleccionados para evaluar la performance de las alternativas en la dimensión ambiental fueron discutidos en profundidad en los Capítulos 3 (RD) y 4 (PBT). En términos de PBT, todas las alternativas SSP fueron fuertemente preferidas respecto de GE. Sin embargo, de acuerdo a los valores del índice RD, GE fue fuertemente preferida frente a las alternativas SSP-250 y SSP-450, y en menor magnitud frente a SSP-150. Si solo se analizara la performance de las alternativas de acuerdo a las dimensiones económica y ambiental, todas las alternativas SSP serían claramente superiores y comparables a GE. Sin embargo, el criterio utilizado para valorar la dimensión social (EG) es el que le da mucha Fortaleza a la alternativa tendencial (GE). De hecho, los Flujos Netos de las alternativas SSP-150 y SSP-250 superan el de GE cuando el peso del Esfuerzo de Gestión se reduce en al menos un 20% (Anexo 7.2). Sin embargo, este criterio obtuvo una alta ponderación media como resultado de las entrevistas realizadas, con valores especialmente altos si se tiene en cuenta las entrevistas realizadas a los productores (Tabla 7.2).

Entre alternativas SSP, en cambio, si puede construirse un ranking de acuerdo a su valor de Flujo Neto, dado que las tres alternativas tienen valores de Debilidad muy similares y se diferencian en mayor medida a partir de sus valores de Fortaleza. Las

alternativas SSP son prácticamente indiferentes en PBT. Las razones de que este criterio sea similar entre alternativas están relacionadas con que los tiempos de rotación son diferentes (más largos a medida que aumenta la densidad de árboles) y a que la producción media anual del sotobosque también es diferente (mayor a medida que disminuye la densidad de árboles). La producción media anual de biomasa leñosa en la alternativa SSP-150 (rotación de 18 años) incluyendo lo removido en los dos raleos, es inferior a la de las otras dos alternativas. Sin embargo, la producción de biomasa del sotobosque es marcadamente superior, lo que compensa las diferencias mencionadas. En la alternativa SSP-250 (rotación de 20 años) la PBT de la leñosa, incluyendo lo removido en el raleo, es muy similar a la de la alternativa SSP-450, mientras que la PBT del sotobosque es intermedia entre las otras dos alternativas. Como resultado, la PBT anual combinada de la alternativa SSP-250 es ligeramente superior al del resto de las alternativas. Finalmente, la PBT de la leñosa en SSP-450 es ligeramente superior a la de la alternativa SSP-250, mientras que la PBT del sotobosque es marcadamente inferior que la del resto de las alternativas. El resultado global para esta alternativa es inferior al de las otras dos, y evidencia un estancamiento del crecimiento del rodal forestal por efecto de la competencia (Vita Alonso, 1978) hacia el final de la rotación (32 años). Es por ello que una de las hipótesis que surge a partir de estos resultados es que no sería conveniente llegar a cosecha final con 450 árboles.ha⁻¹ en el sitio bajo estudio, y debiera hacerse una pre-cosecha o raleo selectivo entre los 20-22 años de manera incrementar la eficiencia en el uso de los recursos y disminuir el tiempo de rotación.

Finalmente, la alternativa SSP-450 se destaca por sobre SSP-150 y SSP-250 en términos de EG y EAVAN. Es por ello que la Fortaleza de la alternativa SSP-450 es superior a la del resto, y su Debilidad similar. Como resultado, la alternativa SSP-450 es la que presenta el mayor Flujo Neto y podría ser recomendada por sobre las otras dos, de acuerdo a los pesos relativos de los criterios asignados por los entrevistados.

V. Conclusiones

El análisis multicriterio permitió comparar las alternativas con un enfoque integral, incluyendo las dimensiones económica, ambiental y social en la evaluación. Los cuatro criterios seleccionados fueron considerados como importantes por los actores involucrados, y su peso relativo fue muy similar. El hecho de que no se haya podido establecer un ranking entre todas las alternativas a partir de los valores de Flujo Neto, estuvo fuertemente condicionado por la aversión al cambio de los productores (mayor

esfuerzo de gestión). Si no se hubiese considerado ese criterio en la evaluación, se podría haber concluido que las alternativas de sistemas silvopastoriles son superiores a la ganadería extensiva. Lo recomendable en este caso, y que debe ser tenido en cuenta para futuras investigaciones, sería incluir otros criterios que puedan ser valorados como importantes por los actores, de manera de enriquecer el método de análisis y arribar a mejores resultados. En el presente trabajo se optó por trabajar sobre criterios provenientes de la información generada en los capítulos de esta tesis aunque, *a posteriori*, se analizará la posibilidad de incorporar criterios que puedan ser estimados a partir de otras fuentes (información secundaria). A pesar de las restricciones mencionadas, el método fue útil para comparar entre alternativas de sistemas silvopastoriles, dado que si no se considera GE, se puede establecer un ranking entre las alternativas SSP de acuerdo a su valor Neto.

Finalmente, la alternativa SSP-450 es la que presentó los mejores resultados globales (mayor Flujo Neto), y en gran parte se debe a que tiene la mejor performance económica y precisa de un Esfuerzo de Gestión moderado.

VI. Bibliografía

- Acosta Gutiérrez, Z., Guevara Viera, G., y Plasencia Fraga, J. M. (2008). Evaluación de impacto ambiental del establecimiento de sistemas silvopastoriles en la cuenca del río San Pedro, Camagüey, Cuba. *Zootecnia Tropical* 26(3): 175-178.
- Andrade, H., e Ibrahim, M. (2001). Tree-pasture interaction in silvopastoral systems: effect of trees on light transmission and forage productivity. International Symposium on Silvopastoral Systems: 2nd Congress on Agroforestry and Livestock Production in Latin America. Costa Rica. 170 p.
- Bavera, G. A. (2006). Equivalencias ganaderas. Cursos de Producción Bovina de Carne, FAV UNRC. Disponible en: http://www.produccion-animal.com.ar/produccion_y_manejo_pasturas/pastoreo%20sistemas/70-equivalencias_ganaderas.pdf. Consultado el 13 de noviembre de 2018.
- Boardman, A. E., Greenberg, D. H., Vining, A. R., y Weimer, D. L. (1996). *Cost-Benefit Analysis: Concepts and Practice*. Ed. Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey. pp: 36–37.
- Bolívar, V. D. (1999). Contribución de *Acacia mangium* al mejoramiento de la calidad forrajera de *Brachiaria humidicola* y la fertilidad de un suelo ácido del trópico húmedo. Tesis M.Sc. Turrialba, Costa Rica. 97 p.
- Brans, J. P., y De Smet, Y. (2016). "PROMETHEE Methods", p. 187-219, In Greco, S., et al., eds. *Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys*. Springer New York, New York, NY.
- Cabido, M. R., y Zak, M. R. (1999). *Vegetación del Norte de Córdoba*. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Recursos Renovables de la Provincia de Córdoba, Córdoba.
- Cantero, J. J., y León, R. J. C. (1999). The vegetation of saltmarshes in central Argentina. *Beiträge zur Biologie der Pflanzen* 71: 203-242.

- Cantero, J. J., Pärtel, M., y Zobel, M. (1999). Is species richness dependent on the neighbouring stands. An analysis of the community patterns in mountain grasslands of central Argentina. *Oikos* 87: 346-354.
- Chávez, M. V. H., y Osuna, Y. R. (2013). Metodología de análisis multicriterio aplicación al crecimiento sostenible en la Unión Europea. *Gestión en el Tercer Milenio* 16(31): 19-28.
- Coirini, R., y Karlin, U. (2000). Potencialidad económica de bosques con algarrobos I: propuesta de uso múltiple para el Chaco Árido. *Multequina* 9(2): 133-145.
- Contreras, E. (2004). *Evaluación social de inversiones públicas: enfoques alternativos y su aplicabilidad para Latinoamérica*. CEPAL, Naciones Unidas, Santiago de Chile. 102 p.
- de Prada, J. D., Degioanni, A. J., Cisneros, J. M., Gil, H. A., Plevich, O. J., Chilano, Y., ... y Cantero, A. (2014). Análisis multicriterio y selección interactiva del uso agrario de aguas residuales tratadas, Adelia María, Córdoba, Argentina. *European Scientific Journal, ESJ* 10(2): 419-441.
- Entre Ríos Forestal. (2018). Precios Forestales. En: <http://entrieriosforestal.blogspot.com/p/precios-forestales.html>. Consultado: 01/11/2018.
- FAO (2012). *El Estado de los Bosques del Mundo*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Roma, 2012. ISBN 978-92-5-307292-7
- Fernández Corradi, I. (2017). Desarrollo de tablas de producción para rodales de *Pinus elliottii* implantados en la Sierra de Comechingones, Córdoba. FAV, UNRC, Tesis de grado, Río Cuarto.
- González, J. M. (2013). Costos y beneficios de un sistema silvopastoril intensivo (SSPi), con base en *Leucaena leucocephala* (Estudio de caso en el municipio de Tepalcatepec, Michoacán, México). *Avances en Investigación Agropecuaria* 17(3): 35-50.
- Husak, A. L., y Grado, S. C. (2002). Monetary benefits in a southern silvopastoral system. *Southern Journal of Applied Forestry*, 26(3), 159-164.
- INDEC (2018). Índice de Precios Internos al por Mayor, Índice de Precios Internos Básicos al por Mayor e Índice de Precios Básicos del Productor. Diciembre de 2015 - Septiembre 2018. Sistema de Índices de Precios Mayoristas, Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. En: https://www.indec.gob.ar/nivel4_default.asp?id_tema_1=3&id_tema_2=5&id_tema_3=32. Consultado el 12/11/2018.
- Jagger, P., y Pender, J. (2003). The role of trees for sustainable management of less-favored lands: the case of eucalyptus in Ethiopia. *Forest Policy and Economics* 5(1): 83-95.
- Luedeling, E., Smethurst, P. J., Baudron, F., Bayala, J., Huth, N. I., van Noordwijk, M., ... y Sinclair, F. L. (2016). Field-scale modeling of tree–crop interactions: Challenges and development needs. *Agricultural Systems* 142: 51-69.
- Mariot, V., y Coronel de Renolfi, M. (1994). Análisis de rentabilidad de cuatro alternativas de manejo en forestaciones con álamo en Santiago del Estero. *Revista Quebracho* 2: 28 – 38.
- MINAGRI. (2016). RESOL-2016-219-E-APN-SECAGYP#MA. Costos de implantación y tratamientos silviculturales. Ministerio de Agroindustria de la Nación.
- MPyT. (2015). Resultados Económicos Ganaderos. Informe trimestral N° 16 / Diciembre 2015. Secretaria de Agroindustria, Ministerio de Producción y Trabajo. En: https://www.agroindustria.gob.ar/sitio/areas/bovinos/modelos/resultados/_archiv

- os//000001_Bolet%C3%ADn%20trimestral/000000-2015/120615_Bolet%C3%ADn%20N%C2%BA%2016%20-%20DICIEMBRE%202015.pdf. Consultado: 01/11/2018.
- MPyT. (2016). Resultados Económicos Ganaderos. Informe trimestral N°20 / Diciembre 2016. Secretaria de Agroindustria, Ministerio de Producción y Trabajo. En: <http://decisionganadera.com.ar/resultados-economicos-ganaderos-diciembre-2016-2/>. Consultado: 01/11/2018.
- MPyT. (2017a). Resultados Económicos Ganaderos. Informe trimestral N°21 / Marzo 2017. Secretaria de Agroindustria, Ministerio de Producción y Trabajo. En: https://www.valorcarne.com.ar/wp-content/uploads/2017/03/000000_Bolet%C3%ADn-N%C2%BA-21-MARZO-2017.pdf. Consultado: 01/11/2018.
- MPyT. (2017b). Resultados Económicos Ganaderos. Informe trimestral N°23 / Septiembre 2017. Secretaria de Agroindustria, Ministerio de Producción y Trabajo. En: https://www.agroindustria.gob.ar/sitio/areas/bovinos/modelos/resultados/_archivos/000001_Bolet%C3%ADn%20trimestral/000000-2017/000002_Bolet%C3%ADn%20N%C2%BA%2023%20-%20SEPTIEMBRE%202017.pdf. Consultado: 01/11/2018.
- MPyT. (2018a). Resultados Económicos Ganaderos. Informe trimestral N°26 / Junio 2018. Secretaria de Agroindustria, Ministerio de Producción y Trabajo. En: https://www.agroindustria.gob.ar/sitio/areas/bovinos/modelos/resultados/_archivos/000001_Bolet%C3%ADn%20trimestral/000000-2018/000000_Bolet%C3%ADn%20N%C2%BA%2026%20-%20JUNIO%202018.pdf. Consultado: 01/11/2018.
- MPyT. (2018b). Resultados Económicos Ganaderos. Informe trimestral N°27 / Septiembre 2018. Secretaria de Agroindustria, Ministerio de Producción y Trabajo. En: http://www.minagri.gob.ar/sitio/areas/bovinos/modelos/resultados/_archivos//000001_Bolet%C3%ADn%20trimestral/000000-2018/000000_Bolet%C3%ADn%20N%C2%BA%2027%20SEPTIEMBRE%202018.pdf. Consultado: 01/11/2018.
- Penna, J. A., de Prada, J. D., y Cristeche, E. (2011). Valoración económica de los servicios ambientales: teoría, métodos y aplicaciones. En: Littera, P.; Jobbágy E.G. y Paruelo J.M. (Eds). *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Buenos Aires, Argentina. pp 85-119.
- Ramírez, H. (1997). Evaluación de dos sistemas silvopastoriles integrados por *Cynodon plectostachyus*, *Leucaena leucocephala* y *Prosopis juliflora*. Cali, Colombia. CIPAV. Memoria electrónica del Congreso. Sistemas sostenibles de producción agropecuaria.
- Verzino, G., Joseau, J., Dorado, M., Gellert, E., Rodríguez Reartes S., y Nóbile, R. (2005). Impacto de los incendios sobre la diversidad vegetal, Sierras de Córdoba, Argentina. *Ecología Aplicada* 4: 25-34.
- Vischi, N. B., Oggero, A. J., y Arana, M. D. (1999). Reserva florística "Las Guindas". Estudio previo a su establecimiento. *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto* 19: 37-55.
- Vita Alonso, A. 1978. *Los tratamientos silviculturales*. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile. 234 p.

Zuluaga, A. F., Giraldo, C., y Chará, J. (2011). Servicios ambientales que proveen los sistemas silvopastoriles y los beneficios para la biodiversidad. Manual 4, Proyecto Ganadería Colombiana Sostenible. GEF, BANCO MUNDIAL, FEDEGAN, CIPAV, FONDO ACCION, TNC. Bogotá, Colombia. 36 p.

VII. Anexo 7.1

Tabla 7.7: Detalle del valor de las inversiones.

Infraestructura	\$	Unidades	Total
Aguadas	1500	8 u	12000
Aislador circular	5	140 u	700
Aislador esquinero	14	70 u	980
Alambre boyero	2252	12,4 Rollo	27924,8
Alambre San Martin	4500	9 Rollo	40500
Base hormigón	57475	1 u	57475
Batería	5000	2 u	10000
Bomba agua centrifuga	12000	1 u	12000
Caño polietileno 3/4"	850	30 u	25500
Electrificador	3000	2 u	6000
Mano de obra	200000	1 u	200000
Pantalla	5000	2 u	10000
Poste hierro	470	140 u	65800
Poste quebracho	600	11 u	6600
Postes boyero (Itin)	200	170 u	34000
Tanque de agua	25000	1 u	25000
Torniquetas N° 5	45	75 u	3375
Torniquetas N° 7	65	150 u	9750
Varillas	28	1350 u	37800
Varillas plásticas	120	310 u	37200
Total			622604,8

Forestal	\$	Unidades	Total
Plantación (PL)	28632,88	240 ha	6871892,29
Poda 1 (P1)	9727,298	240 ha	2334551,41
Poda 2 (P2)	7911,348	240 ha	1898723,44
Poda 3 (P3)	9202,422	240 ha	2208581,20
Raleo 1 (R1)	10529,69	240 ha	2527126,57
Raleo 2 (R2)	5264,847	240 ha	1263563,28
Reintegro PL	22905,5	240 ha	5497320,77
Reintegro P1	6809,309	240 ha	1634234,25
Reintegro P2	5538,346	240 ha	1329202,94
Reintegro P3	6441,293	240 ha	1545910,31
Reintegro R1	7370,384	240 ha	1768892,07

Rodeo	\$	Unidades	Total
Vacas año 1	20210,44	55 u	1111574,38
Vacas año 2	20210,44	13 u	262735,76
Toros	57883,25	3 u	173649,75
Total			1547959,89

Tabla 7.8: Precios de referencia de los bienes producidos.

Bien	\$.Kg ⁻¹	Kg (por animal o m ³ madera)
Ternero	67,19	160
Tenera	66,42	140
Vaca Gorda	37,32	361
Vaca Conserva	26,87	428
Toro	34,94	570
Madera de pino en pie	0,618	750

Tabla 7.9: Flujo de caja de la alternativa uno (SSP-450). T: tiempo en años; BNSP: beneficio neto sin proyecto; ICP: ingresos con proyectos; GICP: gastos e insumos con proyecto; IAF: inversión en activo fijo; CE: capital de explotación; capital de trabajo; BNCP: beneficio neto con proyecto; BNCSP: diferencia entre beneficios netos con proyecto y sin proyecto; VA: valor actualizado al 6% de interés; VAA: valor actualizado acumulado al 6% de interés. Todos los valores están expresados en miles de pesos argentinos [M\$]. La celda resaltada corresponde al valor actual neto (VAN) al final de la rotación.

T	BNSP	ICP	GICP	IAF	CE	CT	BNCP	BNCSP	VA	VAA
0				6872		104	-6976	-6976	-6976	-6976
1	194			623		104	-623	-816	-770	-7746
2	194	5497			1285		4212	4019	3577	-4170
3	194	572	104		263		205	12	10	-4160
4	194	572	104				468	274	217	-3943
5	194	572	104				468	274	205	-3738
6	194	592	104	10			478	284	200	-3538
7	194	592	2439				-1847	-2040	-1357	-4894
8	194	592	104				488	294	185	-4710
9	194	2226	104				2122	1928	1141	-3568
10	194	592	2003				-1411	-1605	-896	-4464
11	194	592	104	10			478	284	150	-4315
12	194	1921	2313				-392	-585	-291	-4606
13	194	578	86				492	298	140	-4466
14	194	1741	78				1663	1469	650	-3816
15	194	441	77				363	170	71	-3745
16	194	435	72	20			342	149	59	-3686
17	194	407	68				339	146	54	-3632
18	194	384	65				319	126	44	-3588
19	194	416	62				354	161	53	-3535
20	194	351	60				291	97	30	-3505
21	194	336	57				279	85	25	-3480

22	194	323	55	10		258	65	18	-3462
23	194	312	54			259	65	17	-3445
24	194	302	52			250	57	14	-3431
25	194	294	51			243	49	12	-3419
26	194	286	49			236	43	9	-3410
27	194	279	48	10		220	27	6	-3404
28	194	272	47			225	32	6	-3398
29	194	266	46			220	27	5	-3393
30	194	261	45			216	22	4	-3389
31	194	256	45			212	18	3	-3386
32	194	36237	44	187	611	36991	36798	5702	2316

Tabla 7.10: Flujo de caja de la alternativa dos (SSP-250). T: tiempo en años; BNSP: beneficio neto sin proyecto; ICP: ingresos con proyectos; GICP: gastos e insumos con proyecto; IAF: inversión en activo fijo; CE: capital de explotación; capital de trabajo; BNCP: beneficio neto con proyecto; BNCSP: diferencia entre beneficios netos con proyecto y sin proyecto; VA: valor actualizado al 6% de interés; VAA: valor actualizado acumulado al 6% de interés. Todos los valores están expresados en miles de pesos argentinos [M\$]. La celda resaltada corresponde al valor actual neto (VAN) al final de la rotación.

T	BNSP	ICP	GICP	IAF	CE	CT	BNCP	BNCSP	VA	VAA
0				6872		104	-6976	-6976	-6976	-6976
1	194			623		104	-623	-816	-770	-7746
2	194	5497			1285		4212	4019	3577	-4170
3	194	572	104		263		205	12	10	-4160
4	194	572	104				468	274	217	-3943
5	194	572	104				468	274	205	-3738
6	194	592	104	10			478	284	200	-3538
7	194	592	2439				-1847	-2040	-1357	-4894
8	194	592	104				488	294	185	-4710
9	194	2226	104				2122	1928	1141	-3568
10	194	592	2003				-1411	-1605	-896	-4464
11	194	592	104	10			478	284	150	-4315
12	194	1921	4840				-2919	-3112	-1547	-5861
13	194	592	104				488	294	138	-5724
14	194	3907	104				3803	3609	1596	-4127
15	194	575	83				493	299	125	-4002
16	194	510	73	20			418	224	88	-3914
17	194	406	65				341	147	55	-3859
18	194	413	59				354	160	56	-3803
19	194	331	54				277	83	28	-3776
20	194	15946	50	249	713		16858	16664	5196	1420

Tabla 7.11: Flujo de caja de la alternativa tres (SSP-150). T: tiempo en años; BNSP: beneficio neto sin proyecto; ICP: ingresos con proyectos; GICP: gastos e insumos con proyecto; IAF: inversión en activo fijo; CE: capital de explotación; capital de trabajo; BNCP: beneficio neto con proyecto; BNCSP: diferencia entre beneficios netos con proyecto y sin proyecto; VA: valor actualizado al 6% de interés; VAA: valor actualizado acumulado al 6% de interés. Todos los valores están expresados en miles de pesos argentinos [M\$]. La celda resaltada corresponde al valor actual neto (VAN) al final de la rotación.

T	BNSP	ICP	GICP	IAF	CE	CT	BNCP	BNCSP	VA	VAA
0				6872		104	-6976	-6976	-6976	-6976
1	194			623		104	-623	-816	-770	-7746
2	194	5497			1285		4212	4019	3577	-4170
3	194	572	104		263		205	12	10	-4160
4	194	572	104				468	274	217	-3943
5	194	572	104				468	274	205	-3738
6	194	592	104	10			478	284	200	-3538
7	194	592	2439				-1847	-2040	-1357	-4894
8	194	592	104				488	294	185	-4710
9	194	2226	104				2122	1928	1141	-3568
10	194	592	2003				-1411	-1605	-896	-4464
11	194	592	104	10			478	284	150	-4315
12	194	1921	4840				-2919	-3112	-1547	-5861
13	194	592	104				488	294	138	-5724
14	194	3907	104				3803	3609	1596	-4127
15	194	3162	104				3057	2864	1195	-2932
16	194	592	104	20			468	274	108	-2824
17	194	592	104				488	294	109	-2715
18	194	9615	104	249	1452		11212	11018	3860	1145

Tabla 7.12: Flujo de caja de la alternativa tendencial (GE). T: tiempo en años; BNSP: beneficio neto sin proyecto; ICP: ingresos con proyectos; GICP: gastos e insumos con proyecto; IAF: inversión en activo fijo; CE: capital de explotación; capital de trabajo; BNCP: beneficio neto con proyecto; BNCSP: diferencia entre beneficios netos con proyecto y sin proyecto; VA: valor actualizado al 6% de interés; VAA: valor actualizado acumulado al 6% de interés. Todos los valores están expresados en miles de pesos argentinos [M\$]. La celda resaltada corresponde al valor actual neto (VAN) al final de la rotación.

T	BNSP	ICP	GICP	IAF	CE	CT	BNCP	BNCSP	VA	VAA
0				623	1285	104	-2012	-2012	-2012	-2012
1	194	572	104		263		205	12	11	-2001
2	194	572	104				468	274	244	-1757
3	194	572	104				468	274	230	-1527
4	194	572	104				468	274	217	-1310
5	194	572	104				468	274	205	-1105
6	194	572	104	10			458	264	186	-919
7	194	572	104				468	274	182	-736
8	194	572	104				468	274	172	-564
9	194	572	104				468	274	162	-402
10	194	572	104	249	1452		2169	1976	1103	702

VIII. Anexo 7.2

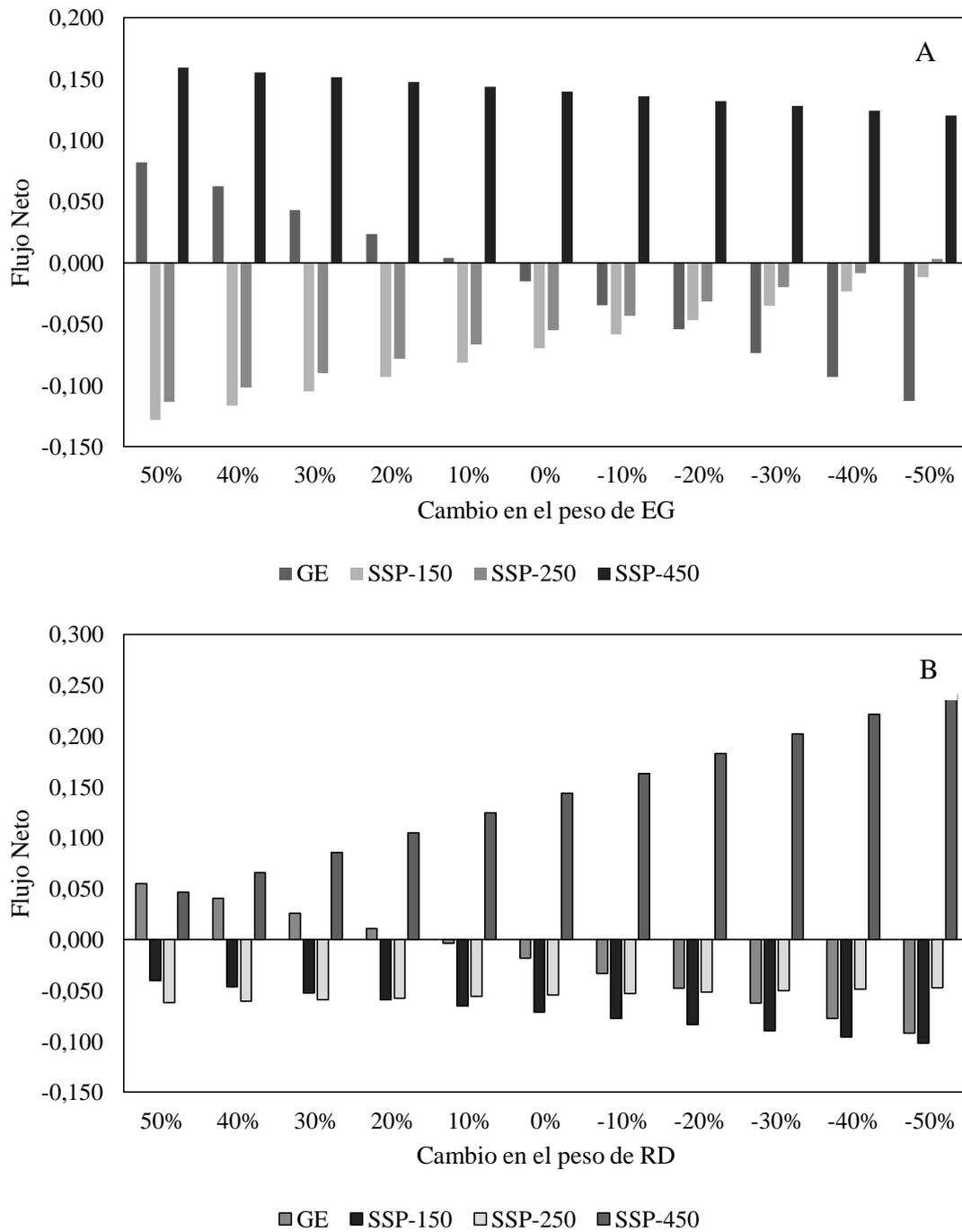


Figura 7.1: Sensibilidad del Flujo Neto ante cambios del peso del Esfuerzo de Gestión (EG; A) o del índice Riqueza-Diversidad (RD; B). GE: ganadería extensiva; SSP-150: alternativa de sistema silvopastoril con 150 árboles.ha⁻¹; SSP-250: alternativa de sistema silvopastoril con 250 árboles.ha⁻¹; SSP-450: alternativa de sistema silvopastoril con 450 árboles.ha⁻¹.

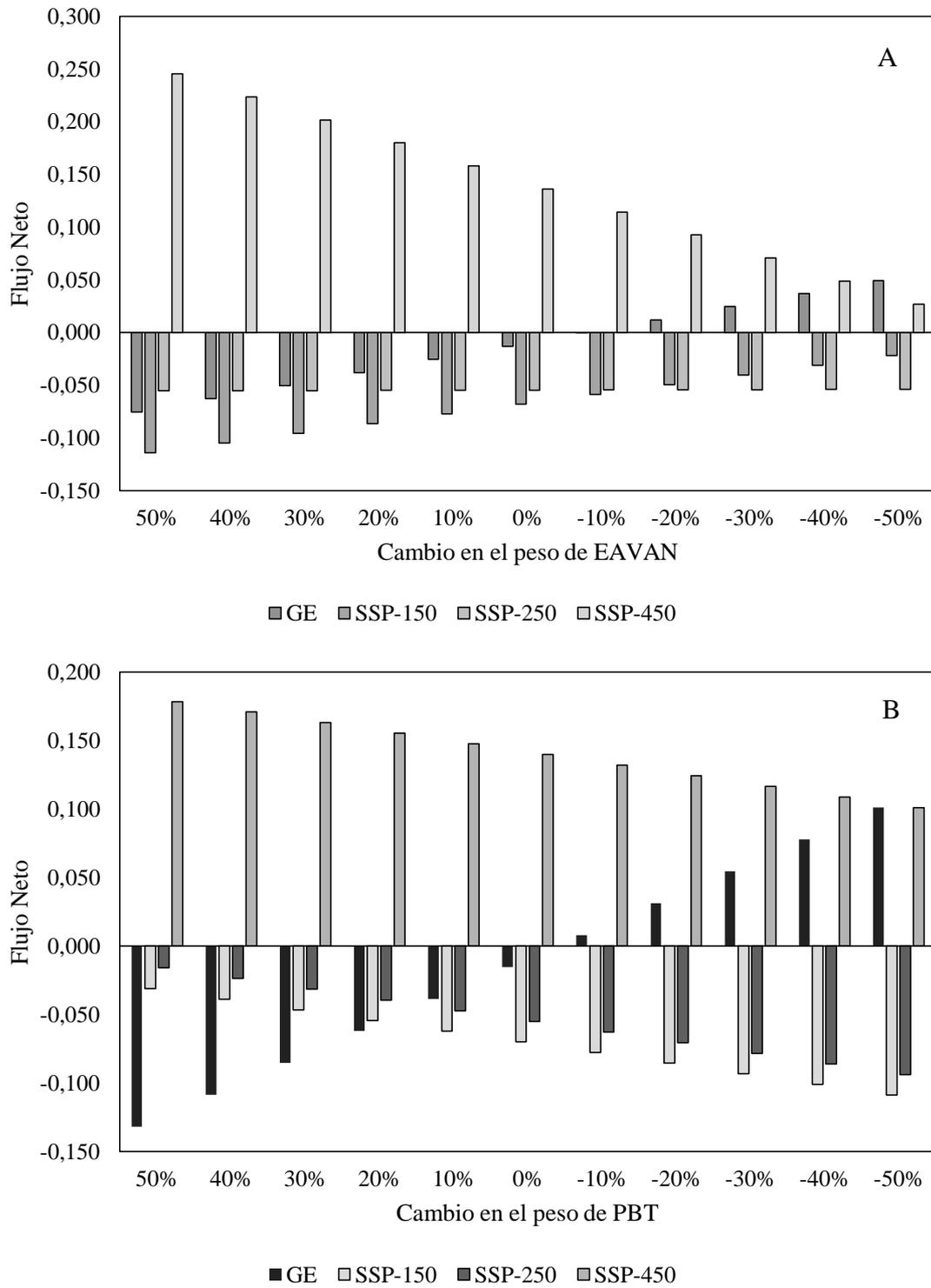


Figura 7.2: Sensibilidad del Flujo Neto ante cambios del peso del Equivalente Anual del Valor Actual Neto (EAVAN; A) o de la Producción de Biomasa Total (PBT; B). GE: ganadería extensiva; SSP-150: alternativa de sistema silvopastoril con 150 árboles.ha⁻¹; SSP-250: alternativa de sistema silvopastoril con 250 árboles.ha⁻¹; SSP-450: alternativa de sistema silvopastoril con 450 árboles.ha⁻¹.

Capítulo 8 Conclusiones finales.

En este capítulo final se sintetizan y discuten los principales aportes realizados por esta tesis, de manera de integrar las conclusiones parciales presentadas en los capítulos anteriores, y analizar el conjunto de los aportes en relación a los objetivos generales. Además, mediante este ejercicio se identificaron algunos interrogantes que deberán ser abordados en futuras líneas de investigación.

Conclusiones finales y aportes

Este trabajo de tesis fue desarrollado con dos objetivos fundamentales: determinar el impacto de la introducción de especies forestales de rápido crecimiento sobre la distribución de los recursos, y de éstos sobre la productividad del estrato herbáceo en sistemas silvopastoriles; y realizar una valoración económica y seleccionar aquella alternativa más adecuada para asegurar la sustentabilidad del sistema integrado pastizal – plantación forestal en el ambiente serrano, estableciendo las bases para el diseño de sistemas sustentables que optimicen de manera conjunta la producción de madera, forraje y carga animal. Sin embargo, en el desarrollo de la tesis se sumaron otros objetivos, debido a que a medida que el proyecto avanzaba, surgían nuevas preguntas e hipótesis que ameritaban ser tenidas en cuenta.

El primero de los objetivos se basa en la hipótesis de que existen interacciones de competencia y facilitación entre los estratos que componen un sistema silvopastoril (SSP), y que el balance entre esos procesos determina la productividad del sistema. En ese sentido, el resultado de la aplicación de una determinada tecnología agroforestal puede ser predicha en función del efecto de los árboles sobre la disponibilidad de recursos y del grado de limitación relativa que cada recurso tiene para la especie en cuestión en un sitio en particular (Gyenge *et al.*, 2002; Fernández *et al.*, 2007; Caballé, 2013). Es por ello que esta tesis fue diseñada con el fin de evaluar diferentes alternativas de sistemas silvopastoriles con *P. elliotti*, las cuales, *a priori*, se suponía que afectarían de manera diferente la disponibilidad de recursos para las herbáceas nativas, en particular, la disponibilidad de agua y radiación.

Los resultados encontrados muestran que la radiación que llega al sotobosque disminuye a medida que aumenta la cobertura arbórea, siendo menor bajo las copas de los pinos que en los espacios entre copas, y disminuyendo a medida que aumenta la densidad de árboles. Respecto a la disponibilidad de agua, si bien los árboles

disminuyeron fuertemente la precipitación efectiva como consecuencia de las pérdidas por interceptación, la disponibilidad de agua en el suelo superficial fue mayor en los parches entre copas que bajo la copa y que en la situación testigo en la época estival, y mayor en la situación testigo que en los sistemas silvopastoriles durante la época invernal. Como consecuencia, la posición entre copas en los sistemas silvopastoriles y la situación testigo sin árboles tuvieron una producción primaria neta aérea similar solo en las parcelas con menor densidad de árboles, dado que en el resto de los tratamientos entre copas y en la posición bajo copa la producción de biomasa fue menor. En la posición entre copas, la reducción del rendimiento del forraje parecería estar asociada al sombreado producido por la leñosa, lo cual coincide con diversos estudios realizados en sistemas silvopastoriles de climas templados; mientras que bajo la copa, la disminución en la radiación fotosintéticamente activa opera en conjunto con los efectos de la competencia por agua y la acumulación de hojarasca, por lo cual las disminuciones en la producción primaria neta aérea no responden de la misma forma a los cambios en la densidad de árboles que en la posición entre copas (Lin *et al.*, 1999; Clavijo *et al.*, 2010).

Dado que en los SSP propuestos se utiliza como base forrajera las especies que crecen espontáneamente en el lugar, tener en cuenta solo los efectos de la leñosa sobre la productividad dejaba sin resolver un interrogante fundamental: ¿Cuáles son los efectos de la introducción de *Pinus elliotti* (como SSP) sobre la riqueza de especies y la diversidad vegetal? Para poder responder a este interrogante, además de medir la disponibilidad de agua y radiación, fue necesario medir otras variables de suelo que permitieron caracterizar mejor los micrositios, y esas condiciones fueron relacionadas con la riqueza y diversidad de especies de plantas. Los cambios en las variables ambientales generaron nichos para algunas especies y se constituyeron en una barrera para otras; por ejemplo, para el arbusto que domina el estrato superior en el arbustal (*B. aliena*). Por otro lado, los índices de riqueza, diversidad y equitatividad no se diferenciaron significativamente entre los parches entre copas y el arbustal testigo. Este podría ser uno de los aportes más relevantes de esta tesis, dado que refleja la importancia de mantener la heterogeneidad espacial en los SSP, con el fin de incrementar la diversidad de los sistemas. Las alternativas de sistemas silvopastoriles descritas en este trabajo tienen una configuración espacial heterogénea, ya que presentan diferentes tamaños de parches entre copas, lo que da como resultado la presencia de áreas relativamente abiertas (especialmente en los tratamientos con menor densidad de plantas). Por esta razón, las operaciones de manejo y cosecha

deberían ser planificadas con el objetivo de mantener esa heterogeneidad y, de esa manera, contribuir a una mayor riqueza y diversidad de especies (Kerr, 1999). Esta heterogeneidad permitió, también, que todas las especies de interés (endémicas, forrajeras, medicinales y fijadoras de nitrógeno) fueran encontradas en al menos uno de los tratamientos de los sistemas silvopastoriles.

Por otro lado, entender los cambios en la composición de especies del sotobosque respecto del arbustal, permitió comprender por qué la calidad forrajera de la mezcla de gramíneas que crecen en los sistemas silvopastoriles es superior a la de las que crecen en la situación (TES). En ese sentido, hubo una mayor proporción de gramíneas de buena calidad forrajera vegetando en el sotobosque de los SSP en comparación a una mayor proporción de especies de menor calidad y mejor adaptadas a la radiación solar directa en TES. Como consecuencia, el factor de uso del forraje (medido luego del pastoreo) fue superior en los SSP que en TES, lo que aumenta la carga ganadera admisible y la producción potencial de terneros de los SSP incluso cuando la producción de forraje es similar a la de TES (por ej. SSP con 150 árboles.ha⁻¹ tuvo una carga ganadera admisible mayor que TES).

El segundo de los objetivos generales proponía realizar una valoración económica entre las alternativas de SSP y la condición tendencial (TES; ganadería extensiva en el arbustal). En principio, para poder valorar económicamente las alternativas, era necesario conocer los ingresos económicos que podrían generarse a través de la venta de carne y madera. Sin embargo, por la naturaleza de las alternativas, los horizontes de análisis están relacionados a plazos superiores a los 15 años (primer ingreso por venta de madera de raleo), y la producción de carne en las alternativas SSP no es constante en el tiempo. Es por ello que fue necesario modelar la producción de madera y pasto a través del tiempo. En ese sentido, se desarrollaron y validaron (datos no publicados) curvas de calidad de sitio para *P. elliotti*, las cuales fueron utilizadas para predecir el volumen de madera acumulado en cada alternativa SSP a partir del ajuste de modelos de estados y transiciones. Estos modelos son otro de los aportes más importantes de este trabajo de tesis, y constituyen una herramienta valiosa para los gestores forestales de la región, dado que permiten predecir la evolución de los rodales bajo diferentes esquemas de manejo silvícola. Además, este trabajo permitió validar la hipótesis básica que sustenta el desarrollo de funciones de transición basadas en la relación que existen entre índices de

densidad, dado que se comprobó que dicha relación sigue el mismo patrón después del raleo (Chauchard *et al.*, 2013).

Para poder predecir la producción de pasto, primero era necesario simular el efecto de la leñosa sobre el sotobosque. Los resultados obtenidos en los primeros capítulos de la tesis indicaban que existían diferencias en la disponibilidad de recursos y la producción de biomasa (PPNAP) entre los espacios bajo y fuera de la proyección vertical de la copa de los árboles. Es por ello que fue necesario poder simular la cobertura de copas (Cb) de cada tratamiento, de manera de poder predecir su efecto sobre la disponibilidad de recursos (agua y radiación). En coincidencia con lo reportado por otros autores (Sánchez González *et al.*, 2007; Ibrahim y Osman, 2014) se encontraron relaciones alométricas entre Cb y otras variables dasométricas de rápida medición (diámetro normal y altura). Esto permitió desarrollar modelos para simular la dinámica del crecimiento de las copas de los árboles a partir del diámetro normal. Además, se logró predecir con éxito la cantidad de agua de precipitación y radiación solar que llegan al sotobosque a partir de Cb.

Por otro lado, existen antecedentes de modelos de predicción que utilizan la cantidad de radiación solar disponible en el sotobosque (Silva Pando *et al.*, 2002), la precipitación (Fassola *et al.*, 2002) y/o la cobertura de copas (esta última como una variable que sintetiza las interacciones por agua y luz en el sotobosque), para estimar la producción de biomasa del estrato herbáceo (Fassola *et al.*, 2005). En base a estos antecedentes, en la situación bajo estudio, se desarrolló un modelo de predicción de la producción primaria neta aérea del pastizal a partir de la disponibilidad de agua y radiación, utilizando la precipitación efectiva (PeT) y la radiación incidente que llegan al sotobosque (Ri) como variables predictoras. Todos los modelos mencionados fueron combinados en un algoritmo de cálculo desarrollado a modo de síntesis, el cual permitió estimar la producción primaria neta aérea del pastizal a partir de variables dasométricas y climáticas de fácil medición. Este algoritmo, además de ser una herramienta muy útil para la planificación de SSP, sintetiza y expresa matemáticamente las relaciones entre la disponibilidad de recursos y la productividad del sotobosque abordadas en el primer objetivo general de esta tesis.

A partir de simular las producciones anuales de pasto y madera se pudieron estimar los ingresos generados por cada alternativa. Al poder estimar también los costos de producción y las inversiones necesarias (por fuentes de información secundaria), se

pudo realizar una valoración económica comparando el Equivalente Anual del Valor Actual Neto de cada alternativa (*EAVAN*). Sin embargo, la dimensión económica privada no es el único criterio que debe ser tenido en cuenta para la evaluación de alternativas de producción, dado que las actividades antrópicas pueden degradar la capacidad de los ecosistemas para seguir ofreciendo servicios esenciales para la vida (dimensión ambiental). Además, en muchos casos es necesario también valorar las posibilidades de adopción de una nueva tecnología (SSP) por parte de los productores, lo que implica incorporar algún criterio que contemple la dimensión social. Es por ello que el problema de toma de decisiones entre diferentes alternativas de artificialización de los ecosistemas es, en general, de carácter multicriterio (de Prada *et al.*, 2014). Esta es la razón por la cual se optó por implementar un método de valoración multicriterio (PROMETHEE), para comparar las alternativas de SSP propuestas entre sí, y respecto a la ganadería extensiva (escenario tendencial), estableciendo las preferencias y ponderaciones de los diferentes criterios en base a la experiencia del equipo de investigación, y los testimonios de productores y encargados de establecimientos de la región. La comparación entre las alternativas fue realizada utilizando cuatro criterios: *Beneficio neto económico (EAVAN)*, el *Impacto sobre la diversidad vegetal (RD)*, la *Producción total de biomasa (PBT)*, y el *Esfuerzo de gestión (EG)*. De estos cuatro criterios, el que constituyó el mayor desafío y planteo la necesidad de responder a nuevos interrogantes fue *PBT*, dado que se desconocía la producción media de las leñosas en los SSP y en la situación testigo.

La capacidad de fijar CO₂ es considerada un servicio ecosistémico de gran valor por su efecto en la regulación de gases de efecto invernadero, y es la razón por la cual se eligió *PBT* como un criterio relevante para comparar las alternativas (Kopta *et al.*, 2016). El carbono es fijado en la biomasa (leñosa + herbácea), por lo que fue necesario estimar la producción media anual de biomasa aérea durante el período de análisis de cada alternativa. Para ello, se desarrollaron modelos de predicción de la producción primaria neta aérea leñosa (PPNAF) para los árboles de los SSP y para los arbustos de la situación tendencial (testigo). Los modelos fueron ajustados a partir de relaciones alométricas establecidas entre la PPNAF y variables predictoras de rápida medición (diámetro normal y altura), y presentaron valores de bondad de ajuste y precisión similares a los encontrados por otros autores en situaciones similares (Porté *et al.*, 2002). La introducción de *P. elliottii* incremento significativamente (más de dos veces) la PPNAF, en comparación con

la de la situación testigo. Es por ello que la *PBT* de los SSP fue muy superior a la de la situación testigo aun cuando la producción de biomasa de las herbáceas fue inferior.

Finalmente, los cuatro criterios seleccionados fueron considerados como importantes por los actores involucrados, y su ponderación fue muy similar. Los resultados de la comparación indican que la alternativa de SSP con 450 árboles.ha⁻¹ (SSP-450) fue la que presentó los mejores resultados globales y en gran parte se debe a que tiene la mejor performance económica, una alta *PBT* y precisa de un Esfuerzo de Gestión moderado. No se pudo establecer el orden de las alternativas cuando se compararon las alternativas SSP con 150 y 250 árboles.ha⁻¹ (SSP-150 y SSP-250) con la ganadería extensiva (GE), debido a las diferencias en el atributo *Esfuerzo de Gestión*. Si no se hubiese considerado ese criterio en la evaluación, se podría haber concluido que las alternativas de sistemas silvopastoriles son superiores a la ganadería extensiva. A pesar de las restricciones mencionadas, el método fue útil para comparar entre alternativas de sistemas silvopastoriles, dado que si no se considera GE, las alternativas pueden ordenarse de mejor a peor: SSP-450, SSP-250 y SSP-150. En base a estos resultados, se puede concluir que la aplicación del método de análisis multicriterio permitió implementar un proceso de valoración mejor fundamentado técnicamente (contempla un mayor número de criterios) y con mayor sensibilidad frente a los intereses de los actores involucrados directamente con el desarrollo y la adopción de las alternativas tecnológicas propuestas.

Limitaciones y aspectos que deberán ser abordados en futuras líneas de investigación

- 1- El presente estudio se llevó adelante en plantaciones de entre 14-18 años, por lo que será necesario desarrollar líneas de investigación para determinar si las relaciones encontradas entre las leñosas y la disponibilidad de recursos en plantaciones más jóvenes son similares (en tipo y magnitud).
- 2- En esta tesis, las restricciones impuestas por el sitio generaron que no se pudiera realizar un balance hídrico para estimar evapotranspiración (ET). En futuras líneas de investigación se deberían desarrollar ensayos para estimar ET en los rodales a partir de la transpiración de las leñosas, estableciendo comparaciones con la situación testigo.

- 3- El recurso forrajero valorado en este trabajo consistió en especies herbáceas propias del sitio. A futuro, se podría evaluar su enriquecimiento a través de la siembra de especies nativas (por ejemplo *Bromus auleticus*) combinadas con técnicas de fertilización estratégica.
- 4- En cuanto a la riqueza y diversidad vegetal, un aspecto interesante y que debe ser evaluado, es el efecto de los diferentes tipos de arreglo espacial de los árboles. Debería desarrollarse un ensayo donde el tamaño de los parches sin cobertura arbórea sea una variable controlada, y que permita identificar la mejor alternativa de arreglo espacial en pos de conservar la riqueza y diversidad de especies del sotobosque.
- 5- En general, los modelos desarrollados en este trabajo de tesis no pudieron ser validados a partir de mediciones independientes realizadas por fuera de las parcelas experimentales. A futuro, será necesario desarrollar líneas de investigación que permitan validar y generalizar estos modelos.
- 6- En relación al punto anterior, uno de los desafíos que surgen a partir de esta tesis es el de poder generalizar los modelos de estados y transiciones desarrollados para la predicción del volumen de madera a otro tipo de plantaciones de *P. ellioti* de la región (más densas, con manejo y sin manejo, etc.).
- 7- Otro aspecto sobre el que debería trabajarse en ensayos realizados en plantaciones con diferente edad, densidad y manejo, es la medición de la caída natural de acículas y ramas. De esta manera, se podría conocer con mayor detalle la producción total de biomasa de las leñosas.
- 8- En relación al punto anterior, deberían realizarse ensayos que relacionen la acumulación de hojarasca (acículas), la productividad del estrato herbáceo (PPNAP), y la riqueza y diversidad de especies, de manera de poder identificar si las disminuciones en la PPNAP y/o en la diversidad son explicadas por los cambios en la disponibilidad de recursos o están más relacionadas a los efectos directos producidos por la acumulación de acículas sobre suelo.
- 9- Se propone también enriquecer el modelo multicriterio implementado para comparar las alternativas tecnológicas evaluadas en esta tesis a partir de identificar y cuantificar nuevos criterios. Para definir dichos criterios y

asignarles su peso, se debería volver a trabajar con un grupo de actores y referentes más amplio y diverso.

IX. Bibliografía

- Caballé, G. (2013). Efecto interactivo de la defoliación del estrato herbáceo y la cobertura del estrato arbóreo sobre el crecimiento del estrato herbáceo en sistemas silvopastoriles. Tesis Doctoral, FA-UBA. 216 p.
- Chauchard, L., Andenmatten, E., y Letourneau, F. (2013). Modelización del crecimiento y la producción de los rodales a través de Índices de Densidad. In Aplicaciones de modelos ecológicos a la gestión de recursos naturales J.A. Blanco (ed.) OmniaScience Monographs, pp. 109-124.
- Clavijo, M. P., Cornaglia, P. S., Gundel, P. E., Nordenstahl, M., y Jobbagy, E. G. (2010). Limits to recruitment of tall fescue plants in poplar silvopastoral systems of the Pampas, Argentina. *Agroforestry Systems* 80: 275-282.
- de Prada, J. D., Degioanni, A. J., Cisneros, J. M., Gil, H. A., Plevich, O. J., Chilano, Y., ... y Cantero, A. (2014). Análisis multicriterio y selección interactiva del uso agrario de aguas residuales tratadas, Adelia María, Córdoba, Argentina. *European Scientific Journal, ESJ* 10(2): 419-441.
- Fassola, H. E., Lacorte, S. M., Pachas, A. N., y Pezzuti, R. (2005). Factores que influyen la producción de biomasa forrajera de *Axonopus jesuiticus* Valls, bajo dosel de *Pinus taeda* L. en el nordeste de Corrientes. *RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias* 34(3): 21-38.
- Fassola, H., Ferrere, P., Lacorte, S. M., y Rodríguez, F. (2002). Predicción de la producción de un pastizal bajo distintas estructuras de canopia de *Pinus taeda* L. en el Noreste de Corrientes, Argentina. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 31(2): 73-96.
- Fernández, M. E., Gyenge, J., Licata, J., Schlichter, T., y Bond, B. J. (2007). Balance of competitive and facilitative effects of exotic trees on a native Patagonian grass. *Plant Ecology* 88(1): 67-76.
- Gyenge, J. E., Fernández, M. E., Dalla Salda, G., y Schlichter, T. M. (2002). Silvopastoral systems in Northwestern Patagonia II: water balance and water potential in a stand of *Pinus ponderosa* and native grassland. *Agroforestry Systems* 55(1): 47-55.
- Ibrahim, E. M., y Osman, E. H. (2014). Diameter at breast height-crown width prediction models for *Anogeissus leiocarpus* (DC.) Guill & Perr and *Combretum hartmannianum* Schweinf. *Journal of Forest Products & Industries* 3(4): 191-197.
- Kerr, G. (1999). The use of silvicultural systems to enhance the biological diversity of plantation forests in Britain. *Forestry* 72: 191-205.
- Kopta, F., Cuchiatti, A., Cingolani, A. M., Barri, F., Martínez, M. E., Tosco, C., ... y Sosa, M. E. (2016). Análisis crítico de la posición de la Federación Agraria Argentina en torno a la actualización del Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos de Córdoba. En: www.fundeps.org/wp-content/uploads/2017/06/respuesta_a_faa_sobre_otbn.pdf. Consultado: 28/03/2018.
- Lin, C. H., Mcgraw, R. L., George, M. F., y Garrett, H. E. (1999). Shade effects on forage crops with potential in temperate agroforestry practices. *Agroforestry systems* 44: 109-119.

- Porté, A., Trichet, P., Bert, D., y Loustau, D. (2002). Allometric relationships for branch and tree woody biomass of Maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *Forest Ecology and Management* 158(1-3): 71-83.
- Sánchez González, M., Cañellas, I., y Montero, G. (2007). Generalized height-diameter and crown diameter prediction models for cork oak forests in Spain. *Forest Systems* 16(1): 76-88.
- Silva Pando, F. J., González Hernández, M. P., y Rozados Lorenzo, M. J. (2002). Pasture production in a silvopastoral system in relation with microclimate variables in the Atlantic coast of Spain. *Agroforestry systems* 56(3): 203-211.