



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

“Una oportunidad para el desarrollo sustentable”

Villa La Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de Octubre al 2 de Noviembre de 2018

ACTAS

 **INTA** Ediciones

Colección
INVESTIGACIÓN, DESARROLLO E INNOVACIÓN



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

Rusch, Verónica

Actas. IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles /
Verónica Rusch; Gonzalo Caballé; Santiago Varela, Juan Pablo Diez. - - 1ª ed.
San Carlos de Bariloche: Ediciones INTA, 2018

749 p.

Libro digital

ISSN: 1667-4014

1. Ganadería. 2. Producción Forestal. 3. Sustentabilidad.
4. Ambiente. 5. Productor



ORGANIZADOR

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria

Ministerio de Agroindustria, Argentina

Comisión Organizadora

Presidencia del Congreso:	Dr. Mauro Sarasola, Director EEA Bariloche
Secretaría Ejecutiva:	Dr. Gonzalo Caballé
Verónica Rusch	INTA Bariloche
Santiago Varela	INTA Bariloche
Karina Cancino	INTA Bariloche
Luis Tejera	INTA Esquel
Axel Von Müller	INTA Esquel
Hernán Colomb	MAYDS
Pamela Quinteros	CIEFAP
Guillermo Melzner	Subsecretaría de Desarrollo Foresto Industrial, SSDFI
Gabriel Zalazar	Subsecretaría de Desarrollo Foresto Industrial, SSDFI
Gabriel Stecher	AUSMA
Susana Campos Salvá	Sec. Técnica Subsecretaría de Producción, Neuquén
Marcelo Perdomo	Subsecretaría de Recursos Forestales, Río Negro
Rodrigo Roveta	Subsecretaría de Bosques, Chubut

Comité editor: Verónica Rusch, Gonzalo Caballé, Santiago Varela, Juan Pablo Diez.

Administración: Inés Bertoldi, Santiago Tonón

Difusión y prensa

Paula Lagorio Santiago Marciani Juan Pablo Duprez Diego García Sinone De Heck

Visitas a campo

Bertil Hoepcke Gonzalo Caballé Karina Cancino Leonardo Claps Clara Fariña

Natalia Aguilar Verónica Rusch Juan Pablo Diez Carlos Reising Gabriel Zalazar

Pablo Valiña Nicolás Rodríguez Argumedo Fidel Lagos Mateus Pranhos Da Costa Rodriguez



Agradecemos a todos los revisores de trabajos, que entregaron su tiempo y sus conocimientos, para ayudar a los autores a presentar sus investigaciones y actividades de una mejor manera.

MIEMBROS DEL COMITÉ CIENTÍFICO

Gonzalo Caballé, Presidente Comité Científico

Dr. Gabriel Stecher	AUSMA, UNCo	Dr. Nahuel Pachas	University of Queensland, Australia
Dra. Pamela Quinteros	CIEFAP	Dra. Guillermina Dalla Salda	INTA, EEA Bariloche
Lic. Jaime Salinas	INFOR, Sede Patagonia, Chile	Dra. Ma Victoria Lantschner	INTA, EEA Bariloche
Dr. Javier Gyenge	INTA, EEA Balcarce	Dr. Alejandro Aparicio	INTA, EEA Bariloche
Dra. María Elena Fernández	INTA, EEA Balcarce	Lic. Leonardo Claps	INTA, EEA Bariloche
Dr. Pablo Laclau	INTA, EEA Bariloche	Dra. Paula Marchelli	INTA, EEA Bariloche
Ms. Karina Cancino	INTA, EEA Bariloche	Dr. Alejandro Martínez	INTA, EEA Bariloche
Ms. Santiago Varela	INTA, EEA Bariloche	Dr. Federico Letourneau	INTA, EEA Bariloche
Ms. Ma Belén Rossner	INTA, EEA Cerro Azul	Dr. Ignacio Gasparri	INTA, EEA Bariloche
Ms. Juan José Verdoljak	INTA, EEA Corrientes	Ms. Victoria Cremona	INTA, EEA Bariloche
Dr. Axel Von Muller	INTA, EEA Esquel	Dr. Marcos Easdale	INTA, EEA Bariloche
Ms. Sebastian Ormaechea	INTA, EEA Manfredi	Ing. Verónica Rusch	INTA, EEA Bariloche
Ms. Marcelo de León	INTA, EEA Manfredi; U.N.Cba.		
Ing. Luis Colcombet	INTA, EEA Montecarlo		
Ms. Hugo Fassola	INTA, EEA Montecarlo		
Dra. Natalia Aguilar	INTA EEA Sáenz Peña		
Dr. Pablo Peri	INTA, EEA Santa Cruz		
Dra. Verónica Gargaglione	INTA, EEA Santa Cruz		
Ms. Héctor Bahamonde	INTA, EEA Santa Cruz		
Dr. Carlos Kunst	INTA, EEA Santiago del Estero		
Ing. Marcelo Navall	INTA, EEA Santiago del Estero		
Ms. Adriana Gómez	INTA, EEA Santiago del Estero		
Dr. Dardo López	INTA, Est. Ftal. Villa Dolores		
Ing. Carlos Carranza	INTA, Est. Ftal. Villa Dolores		
Ms. Carlos Rossi	U.N. de Lomas de Zamora		
Dr. Tomás Schlichter	UBA, FAUBA		



AGRADECIMIENTOS

El Cuarto Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles fue posible gracias al apoyo recibido por parte de los Ministerios de Producción de las provincias de Neuquén, Río Negro, Chubut y Santa Cruz que a través de la asistencia técnica y financiera del Consejo Federal de Inversiones (CFI) aportaron recursos esenciales en la organización del mismo. Igual valor tuvo el apoyo recibido por parte de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, que a partir del Programa Nacional de Protección de Bosques Nativo financió la participación de técnicos de las distintas provincias del país y posibilitó la realización del curso pre-congreso destinado a formuladores y evaluadores de planes de manejo MBGI y el evento paralelo donde se pudieron discutir los avances y desafíos futuros en la implementación del Manejo de Bosques con Ganadería Integrada.

La colaboración recibida por parte del Instituto de Promoción de la Carne Vacuna (IPCVA), HELVETAS (Organización Independiente de Desarrollo), la Sociedad Rural de Bariloche, la Sociedad Rural de Junín de los Andes, la Federación Agraria Argentina (FAA), Confederaciones Rurales Argentinas (CRA), la Asociación Forestal Argentina (AFOA), la Red Forestal Argentina (REDFORar), la Cámara Forestal e Industrial de Bariloche, el Instituto Forestal de Chile (INFOR) y la Gerencia de Comunicación e Imagen Institucional de INTA, permitió la participación de disertantes y conferencistas invitados y aseguró la difusión del Congreso en todo el país.

La predisposición y compromiso de los miembros de la Comisión Organizadora, el apoyo invaluable del Municipio de Villa la Angostura y de Villa La Angostura Bureau y el apoyo administrativo de INTEA S.A. fueron también fundamentales en la ejecución del Congreso.

Las salidas de campo no podían haber sido posibles de no contar con la colaboración de productores que nos abrieron sus campos, un especial agradecimiento para ellos.

Por último, este tipo de eventos sólo se puede realizar si se cuenta con el respaldo de un equipo de trabajo fuertemente comprometido, por tal motivo quiero agradecer el esfuerzo y trabajo realizado por el grupo de profesionales del INTA que estuvieron pensando y organizando este Congreso en todos sus detalles, y en especial al personal administrativo y técnico de la EEA Bariloche de INTA.



PRÓLOGO

El Cuarto Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles ya es una realidad. Un año de trabajo, esfuerzo y compromiso liderado por los técnicos de la Experimental de San Carlos de Bariloche, en el norte de la Patagonia sirvieron para dar continuidad a esta idea que nació del Programa Nacional Forestal de INTA, ante la necesidad de tener un ámbito que juntara a cada uno de los que trabajan en este tema en los diferentes rincones de país. Este congreso como los anteriores servirá para intercambiar conocimientos, experiencias, reflexionar y debatir, y de esta manera avanzar más eficientemente en equipo y en red para poder llevar soluciones a los diferentes sectores tanto de la producción como de los tomadores de decisiones públicos.

Durante muchos años el INTA visualizó a los sistemas silvopastoriles por su importancia y complejidad productiva, social y ambiental. Desde sus proyectos comenzó a generar conocimiento y tecnología en pos de entender y mejorar a los mismos. Fueron años de muchos avances y esfuerzos que se vieron compensados con el avance de políticas que apoyen la actividad, basadas en conocimientos. Desde INTA se impulsó el conocimiento sobre los SSP con especies implantadas, y cada vez con más fuerza, se trabaja para lograr un uso sustentable de los bosques nativos que incluyen, tradicionalmente, la producción ganadera.

Pero al acercarse este nuevo congreso, nos encontramos con que hay temas, miradas, aspectos, que venían quedando huérfanos en congresos anteriores, y que vislumbraban como de gran importancia para vencer los desafíos a los que, en este estadio, nos encontramos. Fue así que decidimos hacer especial énfasis en traer estos temas, que tal vez no son los tradicionales o lo que siempre hacemos, pero justamente el objetivo es promover la reflexión, y ojalá la discusión, sobre estos aspectos tradicionalmente menos considerados.

Para empezar, los técnicos y quienes hacemos ciencia alrededor de la producción sustentable, promovemos al logro de la mayor producción, del mayor ingreso, de los mayores "beneficios". Pero, a veces necesitamos parar y preguntarnos, que es lo que, cada cultura, cada grupo humano, privilegia a la hora de la toma de decisiones. ¿Cuáles son sus experiencias que le hacen contar con escalas de valores diferentes a otro grupo humano? ¿cómo influye eso en su toma de decisiones a nivel productivo? ¿qué tecnologías son necesarias y debemos acercarle al productor para el logro de su objetivo?

Otra de las preguntas es: siendo los ingresos monetarios un factor importante, ¿podemos mirar en forma prospectiva los mercados y, con la experiencia de los resultados productivos, ayudar al productor a tomar decisiones acertadas? ¿podremos dirigir nuestras investigaciones hacia tecnologías apropiadas que sean flexibles en relación a los mercados?

Por último, proponemos discutir EL tema ambiental que la Argentina trae para que los bosques ayuden a resolver, que es el tema de los gases efecto invernadero y los compromisos internacionales asumidos. ¿En qué medida incorporar una tecnología va a favor o en detrimento de esta necesidad de reducción de emisiones? Podemos en forma inequívoca sostener que un SSP ayuda o perjudica. ¿Qué propendremos como investigadores y técnicos de campo?

En este contexto presupuestario, sostener la realización del Congreso ha sido muy difícil, tanto para los organizadores como para los asistentes. Esperamos que todos los esfuerzos rindan en unas jornadas y un documento para la mejora del productor, de la producción del país, y del ambiente global.



Dr. MAURO SARASOLA
Director
EEA INTA BARILOCHE

Dr. Mauro Sarasola

Presidente

IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles



ÍNDICE DE CONTENIDOS

DISERTACIONES ESPECIALES

1-Braier, Gustavo ¿QUIÉNES SOMOS Y A DÓNDE PODEMOS LLEGAR?	2
2-Cabrol, Diego. VALORACIÓN Y MANEJO DE LOS ECOSISTEMAS: UN ENFOQUE MULTIACTORAL E INTERDISCIPLINARIO	8
3-Galbusera, Sebastián y Andrés Said. GASES DE EFECTO INVERNADERO (GEI): COMPROMISOS E INCERTIDUMBRES EN TORNO A LOS SISTEMAS SILVOPASTORILES EN LA ARGENTINA	13
4-Gyenge, Javier; María de Bernardi; María Eugenia Priano; Victoria Fusé; Sergio Guzmán; María P. Juliarena; María E. Fernández. MITIGACIÓN DE GEI EN SISTEMAS SILVOPASTORILES: ASPECTOS AMBIENTALES QUE CONDICIONAN ESTE SERVICIO ECOSISTÉMICO	15
5-Laclau, Pablo; Verónica Rusch. MATRIZ DEL PAISAJE, ESCALAS E INTERACCIONES EN LOS SISTEMAS SILVOPASTORILES Y AGROFORESTALES	26
6-Navall, Marcelo, Pablo Peri, Guillermo Merletti, Martín Mónaco, Carlos Carranza, Ariel Medina, Mercedes Borrás, Eduardo Manghi, Fernando Miñarro, María Eugenia Periago y Pablo Preliasco. MANEJO DE BOSQUES CON GANADERÍA INTEGRADA (MBGI). BASES CONCEPTUALES Y AVANCES EN SU APLICACIÓN	42
7-Paradela, Horacio; Verónica Gómez; Hugo Galván; Adriana Sabrido. LINEAMIENTOS SOBRE EL MANEJO GANADERO EN ÁREAS PROTEGIDAS NORPATAGÓNICAS DE LA APN. ABORDAJE INTERDISCIPLINARIO CON PERSPECTIVA HISTÓRICA Y DIVERSIDAD SOCIOCULTURAL A LOS DIVERSOS TERRITORIOS DEL PARQUE NACIONAL NAHUEL HUAPI	48
8-Pasinato, Andrea. LA RENTABILIDAD DE LOS SISTEMAS SILVOPASTORILES: ANÁLISIS PROSPECTIVO	59
9-Peri Pablo, Natalia Banegas; Ignacio Gasparri; Carlos Carranza; Ma Belén Rossner; Guillermo Martínez Pastur; Laura Cavallero; Dardo López; Dante Loto; Pedro Fernández; Priscilla Powel; Marcela Ledesma; Raúl Pedraza; Ada Albanesi; Héctor Bahamonde; Roxana Iglesia; Gervasio Piñeiro. SECUESTRO DE CARBONO EN SISTEMAS SILVOPASTORILES TEMPLADOS, ARGENTINA.	64



10-Preliasco, Pablo; Fernando Miñarro. MANEJO DE BOSQUES CON GANADERÍA INTEGRADA (MBGI). LA VISIÓN DE FUNDACIÓN VIDA SILVESTRE ARGENTINA	69
11-Ricci, Patricia; Mario S. Aello; Mauro Loto; Olegario Hernández; José I. Arroquy. EMISIONES DE METANO DE SISTEMAS DE PRODUCCIÓN DE CARNE DE CICLO COMPLETO	78

TRABAJOS CIENTIFICO TECNICOS ASPECTOS PRODUCTIVOS

Trabajos completos

12-Álvarez Redondo, Mónica; Axel Nazaruk; Gisela López; Mariano Viana; Ernesto Morici. EFECTO DEL RALEO SELECTIVO MANUAL SOBRE LA REGENERACION ARBÓREA EN UN BOSQUE DE <i>Prosopis caldenia</i> , EN EL ESTABLECIMIENTO BAJO VERDE, LA PAMPA, ARGENTINA	91
13-Atanasio Marcos, Aurelia Pernochi, José Chiossone. PRODUCTIVIDAD MADERERA Y FORRAJERA DE UN SISTEMA SILVOPASTORIL DE <i>Prosopis alba</i> DE VARIABLE DENSIDAD DE ÁRBOLES Y RADIACIÓN	98
14-Boscana Goires, Mariana; Adriana. Busoni Guitart; Carolina Munka; Fabián Varela Casade; Oscar Bentacur. EFECTO DEL MARCO DE PLANTACIÓN DE <i>Eucalyptus globulus</i> SOBRE LA PRODUCCIÓN DE MADERA Y FORRAJE EN EL ESTE DE URUGUAY	108
15-Caballero Mascheroni, Jorge; Alba González; Luis Alonzo Griffith; Javier González Cabañas; Maria L. Quevedo Fernández. FUENTES NITROGENADAS Y SU EFECTO EN EL DESEMPEÑO AGRONÓMICO DE <i>Brachiaria brizantha</i> EN UN SISTEMA SILVOPASTORIL	121
16-Casabón Edgardo, Teresa Cerrillo; Guillermo Madoz. COMPARACIÓN DE DOS TÉCNICAS DE PROPAGACIÓN VEGETATIVA DE <i>Salix spp</i> CON FINES NUTRICIONALES PARA EL GANADO EN EL BAJO DELTA DEL PARANÁ	130
17- Casabón, Edgardo; Teresa Cerrillo; Guillermo Madoz. INSTALACIÓN DE SISTEMAS SILVOPASTORILES EN EL DELTA DEL PARANÁ: COMPORTAMIENTO DE BARBADOS DE SAUCE COMO MATERIAL DE PROPAGACIÓN.	136
18-Cora, Amanda; Carlos Carranza; Torcuato Tessi; Marcelo Gersich. REGENERACIÓN DE LEÑOSAS ARBÓREAS EN ROLADOS INTENSIVOS EN EL SEMIÁRIDO CORDOBÉS	142
19-Corró, Federico; María B. Rossner; Ariana Ziegler; Germán Kimmich; Paola González; Mauro Loto; Luis Colcombet. IMPLANTACIÓN DE <i>Tithonia diversifolia</i> (Hemsl A. Gray) CON ENCALADO Y FERTILIZACIÓN EN SUELOS ROJOS DEL NORESTE DE CORRIENTES, ARGENTINA	152



20-Díaz Lezcano, Maura; Andrea Santa Cruz Estigarribia; Cynthia Gamarra Lezcano; Laura Leguizamón. INFLUENCIA DE LOS <i>Prosopis spp</i> SOBRE LA BIOMASA DE PASTURA, MATERIA ORGÁNICA Y NITRÓGENO DE SISTEMAS SILVOPASTORILES DEL CHACO CENTRAL PARAGUAYO	161
21-Ernst, Ricardo; Ernesto Morici; Héctor Estelrich; Víctor Vásquez. BANCO DE SEMILLAS GERMINABLE DE ESPECIES DEL PASTIZAL EN UN ÁREA DE RENOVAL DE <i>Prosopis caldenia</i> SOMETIDO A ROLADO SELECTIVO	171
21-Gándara, Luis; María M. Pereira; Guillermo Perrens; Francisco Nuñez; Oscar Quiróz; Juan J. Verdojak. EVALUACIÓN DE TRES SISTEMAS SILVO PASTORILES DE <i>Pinus elliotii</i> Y PASTIZAL SUBTROPICAL	184
23-González, Gabriela; Alberto De Magistris; Enrique De Loof; Carlos Rossi. CARACTERIZACIÓN FORRAJERA DE <i>Vigna luteolata</i> (POROTILLO) EN EL PASTIZAL DEL SISTEMA SILVOPASTORIL DEL DELTA DEL PARANÁ. ESTUDIO DE CASO	195
24-González, Paola, Mauro Loto, Maria B. Rossner, Ariana Ziegler, Federico Corró, German Kimmich, Luis Colcombet. PRODUCCIÓN FORRAJERA DE ORÍGENES DE <i>Tithonia diversifolia</i> Hemsf A. (Gray) EN EL NORESTE DE ARGENTINA	201
25-Guzmán Luis, Armando, R. Ricarte, Diego, Pereyra, Raúl, F. Díaz, y Martin, E. Pelliza. CRECIMIENTO DE <i>Aspidosperma quebracho-blanco</i> Y <i>Vachellia aroma</i> EN ESTADIOS DE PLANTÍN	209
26-Kunst, Carlos; Darío Coria; Sandra Bravo; Roxana Ledesma; Juana López, Gabriela Barraza; José Godoy; Víctor Navarrete. EVALUACIÓN DE ROLADOS SIN PRESCRIPCIONES MEDIANTE EL "ÍNDICE DE CONDICIÓN FORESTAL" EN LA REGIÓN CHAQUEÑA	215
27-López, Gisela; Mariano Viana; Mónica Alvarez Redondo; Axel Nazaruck; Ernesto Morici. EFECTO DEL RALEO SELECTIVO SOBRE EL PASTIZAL NATURAL EN UN BOSQUE DE <i>Prosopis caldenia</i> . LA PAMPA, ARGENTINA	229
28-Loto, Mauro; Paola González; María B. Rossner; Ariana Ziegler; Germán Kimmich; Federico Corró; Luis Colcombet. EFECTO DEL DESCANSO OTOÑAL DE PASTOREO SOBRE LA PRODUCCIÓN FORRAJERA PRIMAVERAL DE <i>Tithonia diversifolia</i>	237
29-Martínez, María N.; Axel von Müller; Luis Tejera. ENSAYO DE RALEO SOBRE UN RODAL DE ÑIRE POST FUEGO BAJO USO SILVOPASTORIL: UN ANÁLISIS DASOMÉTRICO EN EL TIEMPO	243



30-Ormaechea, Sebastián; Pablo Cipriotti; Pablo Peri. SELECCIÓN DE HÁBITAT POR OVINOS EN PAISAJES DEL SUR PATAGÓNICO CON BOSQUE NATIVO 251

31-Risio, Lucía; Rafael Calama; Stella M. Bogino; Felipe Bravo. VARIABILIDAD INTERANUAL EN LA PRODUCCIÓN DE VAINAS DE *Prosopis caldenia* EN LA PAMPA SEMIÁRIDA ARGENTINA: UNA APROXIMACIÓN A TRAVÉS DE LA MODELIZACIÓN 263

32-Sabattini, Julián; Rafael Sabattini; Lucas Sandoval; Juan Carlos Cian; Iván Sabattini. PRODUCTIVIDAD PRIMARIA NETA DEL PASTIZAL NATURAL CON DIFERENTES TIEMPOS DE PASTOREO ROTATIVO EN BOSQUES NATIVOS DEL ESPINAL ARGENTINO 276

33-Saravia Sánchez, Juan J.; Rodolfo Renolfi; Sergio Roldán Bernhard; Rafael Piedrasanta. RECRÍA DE VAQUILLONAS EN UN SISTEMA SILVOPASTORIL EN BOSQUE NATIVO EN EL SEMIÁRIDO SANTIAGUENO 285

34-Suárez, Carla; Héctor Estelrich; Ernesto Morici; Ricardo Ernst; Natalia Sawczuk; Mauro Pérez Payeras; Nicolás Paro. EVALUACIÓN DE LA VEGETACIÓN EN RENOVALES DE *Prosopis caldenia* INTERVENIDOS CON DISTINTAS TÉCNICAS DE MANEJO 294

35-Winck, Rosa; Aldo Keller; Hugo Fassola; Ernesto Crechi; Sara Barth; Diego Aquino; Eduardo De Coulon; Otto Knebel. ESTUDIO DE CASO: RENDIMIENTO Y CALIDAD DE MADERA DE *Pinus taeda* PROVENIENTE DE UN SISTEMA SILVOPASTORIL. 306

Resúmenes

36-Arre, Jéssica; Carlos Ríos, Karina Araqué, Silvio Antequera ANÁLISIS DE PLANES DE MANEJO CON COMPONENTE GANADERA EN CHUBUT: ACTIVIDADES PREPONDERANTES Y ESPECIES FORESTALES BAJO PRESION DE USO 320

37- Caballé, Gonzalo; Bertil Hoepke; Clara Fariña; Juan Pablo Diez; Verónica Rusch. INDICADORES PRODUCTIVOS ELEMENTALES PARA MANEJO DE SISTEMAS SILVOPASTORILES EN FORESTACIONES DE NORPATAGONIA 322

38-Caballero Mascheroni, Jorge; Tania Fariña Díaz; Javier González Cabañas; Luis Alonzo Griffith; Maria B. Luthold. EFECTO DE LA FRECUENCIA DE CORTE DE *Megathyrus maximus cv mombasa* SOBRE LA PRODUCCIÓN DE HENO EN UN SISTEMA SILVOPASTORIL 323

39-Calderón, Alberto; Cecilia Rébora; Juan Bustamante; Silvina Robledo; Lucas López; Miguel Ochoa; Adrián Orozco. RESULTADOS PRELIMINARES DE SISTEMAS SILVOPASTORILES CON ÁLAMO EN ZONAS BAJO RIEGO EN MENDOZA 324



40-Casabón, Edgardo; Guillermo Madoz. CRECIMIENTO AL TURNO DE CORTA DE <i>Populus deltoides</i> `Australiano 106/60`, PLANTADO DE ESTACAS Y GUÍAS EN UN SISTEMA SILVOPASTORIL DEL BAJO DELTA DEL RIO PARANÁ	326
41-Casabón, Edgardo; Daiana Perri; Nadia Jiménez; Norma Gorosito, Patricia-Fernández. MANEJO DE HORMIGAS CORTADORAS EN LA ETAPA DE INSTALACIÓN DE UN SISTEMA SILVOAPÍCOLAPASTORIL DE SAUCES EN EL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ	327
42-Cora, Amanda; Torcuato Tessi; Javier Bernasconi; Marcelo Gersicich; Carlos Carranza. CONTROL QUÍMICO PARA LA REGULACIÓN DE LA DENSIDAD DE RENUEVOS DE <i>Geoffroea decorticans</i> EN SSP	329
43-Cornaglia, Patricia; Fernando Caccia; María L Gatti; Ana María Garau, FORESTACIONES MIXTAS DE SALICÁCEAS Y LEGUMINOSAS NATIVAS EN SISTEMAS SILVOPASTORILES: EFECTOS ESPERADOS SOBRE LA PRODUCCIÓN FORRAJERA	331
44-Ferrere, Paula; Laura Gurini, Carolina López, Edgardo Casabón. SISTEMA SILVOAPÍCOLA PASTORIL COMO ALTERNATIVA PRODUCTIVA EN LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES	333
45-Fiandino, Santiago; José Plevich; Javier Gyenge. COMPOSICIÓN DEL PASTIZAL NATURAL Y CALIDAD FORRAJERA EN SISTEMAS SILVOPASTORILES DE LA SIERRA DE COMECHINGONES DEL SUR DE CÓRDOBA	335
46-Figueroa, Tania; Claudia Quinteros; José Bava; Gastón Díaz. EFECTOS DE LA COBERTURA DEL DOSEL Y EXPOSICIÓN EN LA PRODUCCIÓN DE BIOMASA DEL SOTOBOSQUE DE LENGUA EN EL NO DE CHUBUT. UN ANÁLISIS PRELIMINAR	337
47-González Silvia; Bruno Gastaldi; Francisco Mattenet; Pablo Peri; Paola Di Leo Lira; Daiana Retta; Catalina van Baren; Arnaldo Bandoni. EL ÑIRE (<i>Nothofagus antártica</i>) UN ÁRBOL NATIVO DE LA PATAGONIA COMO FUENTE NATURAL DE ANTIOXIDANTES Y ESCENCIAS	339
48-Ledesma, Tilda, Sergio Cortéz, Adriana Gómez Omil, Cristian Despósito, Mariana Minervini, Hernán Hernández. EFECTO DEL ROLADO DE BAJA INTENSIDAD (RBI) EN LA REGENERACION FORESTAL BAJO UN MBGI A ESCALA PREDIAL EN SALTA, ARGENTINA	341
49-Lezana, Lucrecia; Martín Durante; Susana Boffa; Juan Fonseca, Sonia Canavelli, Alejandra Kemerer; Noelia Calamari; Ana Wingeyer; Marcos Bordagaray. INTENSIDAD DE PASTOREO EN PREDIOS GANADEROS DE CRÍA DEL ESPINAL ENTRERRIANO	343



50-Martínez, Agustín; Dale Gardner; Gonzalo Caballé; Eugenio Díaz; Romina Apóstolo; Juan P. Mikuc; Carlos Robles. ABORTO EN BOVINOS POR CONSUMO DE ACÍCULAS DE PINO: ANÁLISIS DE ÁCIDO ISOCUPRÉSICO EN CONÍFERAS DE PATAGONIA ARGENTINA	345
51-Merletti, Guillermo; Ariel Tamer. MANEJO SILVOPASTORIL DE CAMPOS INVADIDOS POR VINAL (<i>Prosopis ruscifolia</i> GRISEB.) EN SANTIAGO DEL ESTERO, ARGENTINA	346
52-Palomeque, Laura; Adriana Beider; Ma Mercedes Sorondo; Eduardo Estremador; Benjamín Artilles. EVALUACION DE LA VARIABILIDAD INTRAESPECÍFICA DE <i>Prosopis denudans</i> PARA EL DESARROLLO DE CULTIVOS BIOENERGÉTICOS	348
53-Peri, Pablo; Sebastián Ormaechea. CONSUMO DE AGUA DEL GANADO BOVINO EN UN SISTEMA SILVOPASTORIL DE ÑIRE (<i>Nothofagus antártica</i>)	350
54-Quiñones Martorello, Adriana; Leonardo Salleses; Diego Domínguez Daguer; Karen Moreno; María E. Fernández; Javier Gyenge. SUPERVIVENCIA Y CRECIMIENTO DE NUEVE CLONES DE ÁLAMOS EN UN SISTEMA SILVOPASTORIL DEL SUDESTE BONAERENSE	351
55-Rossner, María B.; Ariana Ziegler; German Kimmich; Federico Corró; Facundo Dell Orto; Milton Rotchyn; Carlos Martos. EVOLUCIÓN DEL PASTIZAL BAJO SISTEMA SILVOPASTORIL DE PINO HÍBRIDO EN SUELOS ROJOS DEL NE DE ARGENTINA: RESULTADOS PRELIMINARES	353
56-Sales Baptista, Elvira; Isabel Ferraz de Oliveira; Manuel Cancela d'Abreu; Pedro Salgueiro; Luis Miguel Rato. PASTOR-I: UNA APLICACIÓN DE SMARTPHONE PARA FACILITAR LA GESTIÓN DEL PASTOREO	355
57-Silva Dico, Gabriela, Andrea Pantiu, Matías Arenhardt. EVALUACIÓN DE LA GANANCIA DIARIA DE PESO VIVO EN LA RECRÍA DE NOVILLOS BAJO DOS SISTEMAS SILVOPASTORILES EN LA PROVINCIA DE MISIONES	357
58-Staciuk, Iván; Raúl Pezzutti; Raúl Schenone; Alberto Andruzyszyn. NUEVO IDEOTIPO DE <i>Pinus taeda</i> PARA SISTEMAS SILVOPASTORILES EN EL NEA	359
59-Trinco, Fabio, Pablo Tittonell, Verónica Rusch, Lucas Garibaldi. ANALISIS DE LA HETEROGENEIDAD DE BOSQUES BAJOS DEL NO DE PATAGONIA: APORTES PARA ESTIMAR LA PRODUCTIVIDAD FORRAJERA	360



ASPECTOS SOCIOECONÓMICOS

Trabajos completos

60-Benito, Ignacio; Patricia Egolf. ADAPTACIÓN DE LA FÓRMULA DE FAUSTMANN PARA SISTEMAS SILVOPASTORILES.	363
61-Bussoni, Adriana, Mariana Boscana SISTEMAS SILVOPASTORILES EN URUGUAY: ANÁLISIS ECONÓMICO-FINANCIERO Y LA PROPUESTA DEL ÍNDICE LEER	375
62-Caballero Mascheroni, Jorge; Pedro Cañete Aguirre; Maria L. Quevedo Fernández; Regino Acosta Alfonso. VIABILIDAD TÉCNICA Y ECONÓMICA-FINANCIERA DE UN SISTEMA SILVOPASTORIL CON CRÍA DE GANADO BOVINO EN PARAGUAY	388
63-Carranza, Francisco; Edgardo Andreu; Alejandro Carranza; Franco Andreu; María B. Pedraza; Carlos Ferrari; Florencia García; Evelyn Coronel. ADOPCIÓN DE TECNOLOGÍAS CRÍTICAS EN SISTEMAS SILVOPASTORILES CON CRÍA BOVINA BAJO MONTE NATIVO EN EL DEPARTAMENTO SANTA MARÍA, PROVINCIA DE CÓRDOBA	402
64-Colcombet, Luis; Aldo Keller; Mauro Loto; Patricia Egolf; Nahuel Pachas; Ernesto Crechi; Hugo Fassola, Paola González; María B. Rossner; Paula Ferrere; Santiago Lacorte; Jorge Esquivel. RESULTADOS FÍSICOS Y ECONÓMICOS DE UN ENSAYO NELDER SILVOPASTORIL A LO LARGO DE 20 AÑOS EN MISIONES, ARGENTINA	411
65-Egolf, Patricia; Luis, Colcombet. ADAPTABILIDAD DE LOS SISTEMAS SILVOPASTORILES A LA COYUNTURA DEL MERCADO EN EL NE ARGENTINO	424
66-Giordano, Marcos; Víctor Galeano, Emanuel Carrocino. RESTAURACIÓN DE ANTIGUAS CHACRAS DEGRADADAS PARA PRODUCCIÓN SILVOPASTORIL	438
67-Navall, Marcelo; Roxana Ledesma; Pablo Tomsic. UNA METODOLOGÍA PARA EL ANÁLISIS ECONÓMICO DE PLANTEOS SILVOPASTORILES CARBONEROS EN EL CHACO SEMIÁRIDO	449
68-Schinato, Franco; Adriana Bussoni; Virginia Morales Olmos. VALORACIÓN ECONÓMICA DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN SISTEMAS SILVOPASTORILES	458
69-Bottaro, Hugo; Daniel Tabare; Juan Pablo Martínez Stanziola; Manuel Prieto; Alfonso Beloqui; Sergio Binda; Axel R. von Müller; Rodrigo Arezo; Mariela Morello; Leandro Vaninetti, y todos los productores vinculados a los resultados presentados. MANEJO SILVOPASTORIL PARTICIPATIVO DEL BOSQUE ANDINO PATAGÓNICO EN CHUBUT: VINCULACIONES ENTRE POLÍTICAS PÚBLICAS, HERRAMIENTAS TECNOLÓGICAS Y ASPECTOS SOCIORGANIZATIVOS LOCALES	472



ASPECTOS AMBIENTALES

Trabajos completos

70-Bustamante, Gimena; Rosina Soler; Paula Blazina; Miriam Arena. <i>Berberis microphylla</i> REDUCE EL IMPACTO DEL RAMONEO SOBRE <i>Nothofagus antarctica</i> EN SISTEMAS SILVOPASTORILES	486
71-Cavallero, Laura; Carlos Carranza; Marcela Ledesma; Dardo López. DINÁMICA DE RECLUTAMIENTO DE ALGARROBO EN BOSQUES DEL CHACO ÁRIDO: RELACIÓN ENTRE ETAPAS DE REGENERACIÓN Y RESILIENCIA ECOLÓGICA	494
72-Fernández, Pedro; Néstor Gasparri; Esteban Jobbágy; Flavia Mazzini; Enrique Oviedo; Alejandro Radrizzani. STOCK DE CARBONO EN VEGETACIÓN LEÑOSA AÉREA Y SU RELACIÓN CON DISTURBIOS EN SISTEMAS SILVOPASTORILES DEL CHACO SECO ARGENTINO	508
73-Gamarra Lezcano, Cynthia; Maura Díaz Lezcano; José Garayo Melgarejo; Mauricio Griffith. CONTENIDO DE NITRÓGENO EN SUELOS DE DESMONTE CON ÁRBOLES REMANENTES DEL CHACO CENTRAL PARAGUAYO	519
74-Gasparri, Néstor. CURVAS DE COMPROMISOS DE PRODUCCIÓN-SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN SISTEMAS SILVOPASTORILES Y SU IMPORTANCIA PARA LA OPTIMIZACIÓN DEL USO DEL TERRITORIO	528
75-Gómez, Federico; Manuela Tarabini; Axel von Müller; Ludmila. La Manna. PROPIEDADES EDÁFICAS EN BOSQUES DE ÑIRE BAJO USO SILVOPASTORIL EN LA PROVINCIA DEL CHUBUT	535
76-Gargaglione, Verónica; Héctor Bahamonde; Pablo Peri. DESCOMPOSICIÓN Y LIBERACIÓN DE NUTRIENTES EN RAÍCES FINAS DE ÑIRE EN PATAGONIA SUR.	541
77-Kunst, Carlos; Sandra Bravo; Darío Coria; Roxana Ledesma; Juana López; Gabriela Barraza, Marcelo Navall; José Godoy; Víctor Navarrete. 'CONDICIÓN DE REFERENCIA' DE LA VEGETACIÓN NATIVA TIPO 'BOSQUE' Y SU APLICACIÓN EN EL MANEJO SILVOPASTORIL, REGIÓN CHAQUEÑA, ARGENTINA	550
78- Pérez, Noelia; Pamela Krug; Analía Nanni; Rubén Quintana. COMUNIDADES DE ARTRÓPODOS ASOCIADOS A SISTEMAS SILVOPASTORILES Y FORESTALES EN EL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ	565
79- Silberman, Juan; Analía Anriquez; Carlos Kunst; José Dominguez Núñez; Susana Arias; Daniel Grasso; Ada Albanesi. SISTEMAS SILVOPASTORILES EN LA REGIÓN CHAQUEÑA: IMPACTO EN LAS GLOMALINAS DEL SUELO	576



80-Soler, Rosina; Pablo Peri. LÍNEA DE BASE PARA EL MONITOREO DE MANEJO SILVOPASTORIL CON SEPARACIÓN DE AMBIENTES	585
81-Villegas Sánchez, Gonzalo; Julián Chará, Claudia Durana R; Enrique Murgueitio. ESTIMACIÓN DE CARBONO EN LA BIOMASA AÉREA EN MODELOS SILVOPASTORILES EN EL TRÓPICO ALTO DE COLOMBIA	597
Resúmenes	
82- Alfaro, Marianela; Francis Dube; Erick Zagal. INDICADORES DE CALIDAD DE SUELO EN BOSQUES DE <i>Nothofagus obliqua</i> CON DIFERENTES NIVELES DE COBERTURA EN EL CENTRO SUR DE CHILE, Y SU POTENCIAL USO SILVOPASTORIL	607
83-Alaggia, Federico; Dardo López; Laura Cavallero; Carlos Carranza; Pablo Peri. ESPECIES VEGETALES EN BOSQUES CON USO GANADERO DEL OESTE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA.	609
84-Benítez, Julieta; Ana Blazina; Pablo Peri; María Vanessa Lencinas. EFECTO DE LA APERTURA DEL DOSEL EN EL ENSAMBLE DE AVES DE BOSQUES DE <i>Nothofagus antarctica</i> DE TIERRA DEL FUEGO CON GANADERÍA INTEGRADA.	611
85-de Bernardi, María; María E. Priano; Victoria Fusé; Ailén Acosta; Javier E. Gyenge; María E. Fernández, Sergio Guzmán; María P. Juliarena. SECUESTRO DE CH ₄ Y EMISIÓN DE CO ₂ DESDE SUELOS BAJO PLANTACIONES DE <i>Eucalyptus globulus</i> CON POTENCIAL SILVOPASTORIL	613
86-Fernández, Pedro; Priscilla Powell. HETEROGENEIDAD DE LA VEGETACIÓN LEÑOSA EN SISTEMAS SILVOPASTORILES DEL CHACO SECO ARGENTINO	615
87-Ferraz-de-Oliveira, María Isabel; María Helena Guimarães; Elvira Sales-Baptista; Teresa Pinto Correia. LAS SOLUCIONES INNOVADORAS SON IMPORTANTES PARA SOSTENER LOS SISTEMAS AGRARIOS DE ALTO VALOR NATURAL (SAAVN)? EL CASO DEL "MONTADO" SYLVO-PASTORIL EN PORTUGAL	617
88-Gómez-Cifuentes, Andrés; María Semmartin; Gustavo Zurita. PROCESOS ECOSISTÉMICOS DEL SUELO EN SISTEMAS SILVOPASTORILES DE MISIONES: EL CASO DE LOS ESCARABAJOS ESTERCÓLEROS	619
89-Gregorio, Pablo; Antonella Panebianco; Antonela Marozzi; Leonardo Leggieri; Pablo Carmanchahi. RELACIÓN ENTRE LA PRESIÓN DE HERBIVORÍA TOTAL Y LA RECEPTIVIDAD EN UN ÁREA SILVO-PASTORIL DE LA PROVINCIA DEL NEUQUÉN	621



90- Martínez Pastur, Guillermo; María V. Lencinas; Juan M. Cellini; Marcelo Barrera; Yamina Rosas; Alejandro Huertas Herrera; Mónica Toro Manríquez; Julieta Benítez; Ana Blazina; Juan Miller; Pablo Peri. IMPACTO DEL APROVECHAMIENTO EN VARIABLES FORESTALES, BIÓTICAS Y ABIÓTICAS DE BOSQUES DE ÑIRE CON USO GANADERO	623
91- Medina, Fanny; Santiago Cotroneo; Miguel Brassiolo; Sebastián Kees; Carlos Gómez; Constanza Garnica, Joaquín Pueyo; Elizabeth Jaccobo. CARACTERIZACIÓN DE DOS BOSQUES DEL CHACO HÚMEDO SIN DISTURBIOS SIGNIFICATIVOS.	625
92-Munka Moreno, María C.; Celmira Saravia; Christian Bonvicini; Bruno Buonomo; Oscar Bentancur; Marcello Rachetti. CARACTERIZACIÓN DEL AMBIENTE TÉRMICO BAJO FORESTACIÓN DE <i>Eucalyptus dunnii</i> EN UN PREDIO LECHERO EN EL SUR DE URUGUAY	627
93-Quinteros, Pamela; Guillermo Defossé; José Bava. ¿ES AMBIENTALMENTE SUSTENTABLE LA GANADERIA EN LOS BOSQUES DE LENGUA DE CHUBUT?	629
94-Saracco, Florencia; Roxana Ledesma; Carlos Kunst; José Godoy; Víctor Navarrete. EFECTO DEL ROLADO SELECTIVO DE BAJA INTENSIDAD SOBRE LA RESISTENCIA DEL SUELO	631
95-Sione, Silvana; Silvia Ledesma; Leandro Rosenberger; José Oszust; Ignacio Carpp; Marcelo Wilson; Hernán Andrade-Castañeda; María C. Sasal. FRACCIÓN DE CARBONO EN <i>Prosopis affinis</i> Sprengel. EN UN BOSQUE NATIVO DEL ESPINAL BAJO USO SILVOPASTORIL	632
96-Utello, Marcos; Lucas Gramajo; Juan Tarico; Santiago Fiandino; José Plevich, Javier Gyenge. EFICIENCIA DEL USO DEL AGUA EN SISTEMAS AGROFORESTALES DEL SUDOESTE DE CÓRDOBA	634
97-Wilson, Marcelo; Ana B. Wingeyer, María C. Sasal, Lucrecia Lezana, Emmanuel Gabioud. CALIDAD DE SUELOS EN SISTEMAS GANADEROS BAJO BOSQUE NATIVO EN EL ESPINAL ENTRERRIANO	636

ASPECTOS INTEGRADOS

Trabajos completos

98-Chillo Verónica, Mariano Amoroso, Carlos Rezzano, Daniela Arpigliani. ESTRUCTURA, FUNCIONAMIENTO Y PROVISIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN BOSQUES DE CIPRES-COIHUE BAJO DIFERENTES NIVELES DE USO SILVOPASTORIL	639
99- Carranza, Carlos; Dardo López; Laura Cavallero; Pablo Peri; Gonzalo Daniele; María J. Cabello; Eloisa Mussat; Anahí Manzur; Marcela Ledesma. SISTEMA DE MONITOREO A ESCALA PREDIAL PARA MANEJO DE BOSQUE CON GANADERÍA INTEGRADA (MBGI) EN LA REGIÓN CHAQUEÑA.	651



Resúmenes

100-Amoroso, Mariano; Verónica Chillo; Andrea Enríquez; Facundo Gómez; Federico Letourneau.
PRODUCCIÓN SUSTENTABLE DE MADERA Y SERVICIOS AMBIENTALES PROVENIENTES DE PLANTACIONES
FORESTALES EN NOROESTE DE PATAGONIA
..... 665

101-Rosas, Yamina; Pablo Peri; María V. Lencinas; Juan M. Cellini; Marcelo Barrera, Alejandro Huertas
Herrera, Mónica Toro Manríquez; Julieta Benítez; Ana Blazina; Juan Miller; Guillermo Martínez Pastur.
INFLUENCIA DE LA COBERTURA FORESTAL Y DEL USO GANADERO SOBRE COMPONENTES DE LOS BOSQUES
DE ÑIRE.
..... 667

TRABAJOS DE DIVULGACION

Trabajos completos

102-Avila, Margarita; María E. Ceballos; Fernando López Espinosa. PLAN DE RESTAURACIÓN AMBIENTAL Y
DE MONITOREO EN EL ÁREA DE INCENDIO DE RUCA CHOROÍ
..... 670

103-Mattenet, Francisco; Pablo Peri; Humberto Monelos, Martín Monaco. RECOMENDACIONES PARA LA
RECOLECCIÓN SUSTENTABLE DE HOJAS DE ÑIRE (*Nothofagus antártica*) BAJO USO SILVOPASTORIL Y MBGI
EN LA PROVINCIA DE SANTA CRUZ
..... 679

104-Casabón, Edgardo; Teresa Cerrillo; Laura Gurini; Valeria López; Guillermo Madoz. ALGUNOS AVANCES
EN SISTEMAS SILVOAPICOLAPASTORILES CON SAUCES EN EL DELTA DEL PARANÁ
..... 685

105-Casabón, Edgardo; Laura Gurini; Carolina López; Adrián González; Guillermo Madoz G. SISTEMAS
SISTEMAS SILVO-APÍCOLA-PASTORILES CON ÁLAMOS EN EL DELTA DEL PARANÁ
..... 694

Resúmenes

106- Becerra Carlos; Mónica Romero; Adolfo Castro Luna. OFERTA FORRAJERA NATIVA DEL SOTOBOSQUE –
"ABRA" DEL "CALDENAL PUNTANO"
..... 701

107-Cancino, Andrea; Ernesto Domingo; Raul Reuque; Hernán Testa. ESTRATEGIA DE MANEJO GANADERO
EN BOSQUE NATIVO DE LA CORDILLERA NORPATAGÓNICA
..... 702

108-Capelli, Sabrina; Matías Gaute. INVENTARIO DE PLANTACIONES FORESTALES EN LA REGIÓN DEL
PARQUE CHAQUEÑO. Un aporte de conocimiento sobre los sistemas agroforestales y silvopastoriles
..... 704



109-Casabón, Edgardo; Ana Grassi; Enrique Frusso; Claudio Paternoste. SISTEMAS INTEGRADOS CON NUEZ PECÁN (<i>Carya illinoensis</i>) EN EL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ	706
110-Gómez, Carlos; Sebastián Kees; Christian Ferrari MANEJO DE LA REGENERACIÓN NATURAL DE "ALGARROBO" (<i>Prosopis</i> spp.) EN EL CHACO HÚMEDO ARGENTINO	707
111-Ledesma, Tilda; Mariana Minervini; Adriana Gómez Omil; Sergio Cortéz; Fátima Miranda; Cristian Depósito; Andrés Perea; Carina Armella; Gustavo Guzmán; Sebastián Vilca Ochoa; Rocío Julián. MBGI: IMPORTANCIA DE ABORDAR PROBLEMAS TERRITORIALES BAJO UN ENFOQUE INTERDISCIPLINARIO	709
112-Ledesma, Marcela; Carlos Carranza; Ricardo Aguade. ESTRATEGIAS DE USO MÚLTIPLE DEL BOSQUE NATIVO POR LAS FAMILIAS RURALES DE TRASLASIERRA (CÓRDOBA)	711
113-Peri, Pablo; Martín Mónaco; Francisco Mattenet; Lucas Monelos; Juan Manuel Cellini; Leonardo Huertas; Guillermo Martínez Pastur ESTABLECIMIENTO DE INDICADORES MBGI (MANEJO DE BOSQUE CON GANADERÍA INTEGRADA) EN BOSQUES DE <i>Nothofagus antarctica</i> EN LA PROVINCIA DE SANTA CRUZ	712
114-Pernocho, Aurelia; Marcos Atanasio; Marcos Giordano. MANEJO DE REGENERACIÓN DE <i>Prosopis</i> . INTEGRANDO PRODUCCIÓN Y CONSERVACIÓN A PARTIR DE SISTEMAS SILVOPASTORILES	714
115-Pernocho, Aurelia; Marcos Atanasio. DIFERENTES ESQUEMAS DE SISTEMAS SILVOPASTORILES IMPLANTADOS CON MATERIAL SELECTO DE <i>Prosopis alba</i> .	715
116-Quagliariello, Gaby; Sebastián Mora, Celeste Fernández; Natalia Naves, RESTAURACIÓN DEL MONTE NATIVO EN CAMPOS GANADEROS DE MENDOZA.	716
117-Roman, Lilian; Carlos. De La Peña; Mario Flores Palenzona; Natalia Messina. EXPERIENCIA SILVOPASTORIL CON <i>Eucalyptus</i> sp. EN EL DEPARTAMENTO CONCORDIA, ENTRE RÍOS.	717
118-Suárez, Carla; Ernesto Morici; Héctor Estelrich; Natalia Sawczuk; Mónica Alvarez Redondo; Gisela López; Santiago Ferro Moreno. UNIDADES DEMOSTRATIVAS: UNA HERRAMIENTA DIDÁCTICA Y DE EXTENSIÓN PARA EL BOSQUE DE CALDÉN	718
119- Tomaneck, Emmanuel; Nicolás Varlamoff. MEJORA EN LA PRODUCCIÓN FORRAJERA, GANADERA Y FORESTAL A TRAVÉS DEL MANEJO DE BOSQUE CON GANADERÍA INTEGRADA EN EL CHACO SEMIÁRIDO DE LA PROVINCIA DE FORMOSA	719



120- Trinco, Fabio; Verónica Rusch; Lucas Garibaldi; Pablo Tittonell PROYECTO: COMPROMISOS Y SINERGIAS ENTRE LA PRODUCTIVIDAD FORRAJERA Y EL MANTENIMIENTO DE LA COBERTURA ARBÓREA A CORTO Y LARGO PLAZO

..... 720

121-Zalazar, Gabriel; Nahuel Trípodí. ¿COMPLEMENTO PARA EL DESARROLLO? CÓMO VEN A LOS SISTEMAS SILVOPASTORILES LAS COMUNIDADES MAPUCHES FORESTADORAS DE NEUQUÉN ANDINO

..... 722

TRABAJO BASE del EVENTO PARALELO:

AVANCES, PROBLEMÁTICAS Y POSIBLES SOLUCIONES EN LA APLICACIÓN DEL MANEJO DE BOSQUES CON GANADERÍA INTEGRADA (MBGI).

122- Peri, Pablo; Sebastián Fermani; Martín Mónaco; Víctor Rosales; Franco Díaz; Leonardo Collado; Silvana Carolina Torres; Eva Ceballos; Julio Soupet; Marcelo Perdomo; Agustina Soto Castelló; Silvio Antequera; Marcelo Navall; Emmanuel Tomanek; Hernán Colomb; Mercedes Borrás. MANEJO DE BOSQUES CON GANADERÍA INTEGRADA (MBGI) EN ARGENTINA

..... 724



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

DISERTACIONES ESPECIALES



QUIÉNES SOMOS Y DÓNDE PODEMOS LLEGAR

WHO WE ARE AND WHERE WE CAN REACH

Gustavo D. Braier

braier@papyro.com, Caseros 2040 (1636), Olivos, Buenos Aires, Argentina
PAPYRO.COM (www.papyro.com), Buenos Aires, Argentina

Resumen

La ejecución de proyectos silvopastoriles en la Patagonia, en lo referente a la madera, debe ser realizada con un grado de alta productividad global basada en el diálogo y la coordinación de acciones entre los actores del sector público y del sector privado. Un instrumento adecuado a tales fines es la ejecución de un Plan Forestal Regional con una mecánica de trabajo continua que ayude a coadyuvar esfuerzos que aseguren la llegada más competitiva posible a los potenciales mercados de destino.

Palabras clave: Patagonia; Plan Forestal; Eficiencia productiva; Diálogo; Cuenca

Abstract

To achieve silvopastora systems in Patagonia, referred to roundwood, must be performed in a global high productive way. It must be based in dialogue and action coordination among public and private actors. A suitable instrument to get this objectives is a Regional Forest Plan with a continue way of working which prone to get efforts together to make sure the most competitive way to get potential markets.

Keywords: Patagonia; Forest Plan; Productive efficiency; Dialogue; Basin

INTRODUCCIÓN

En esta presentación intentaré resumir algunos conceptos del mercado maderero mundial, haciendo especial foco en la Argentina y en la Patagonia dentro de la Argentina. Evitaré apoyarme en los hechos coyunturales, pero si rescataré aquellos que siendo reiterativamente presentes en nuestras coyunturas, se pueden considerar como entrando forzosamente en lo estructural.

La Argentina es reconocida por el abastecimiento de alimentos en el concierto productivo mundial. Es decir, que la tierra, el clima, las horas de sol y el régimen de lluvias permiten tener producciones con una productividad promedio mayor que la de muchas áreas del mundo.

Otro de los productos que se pueden elaborar con estos factores que dan ventaja en Argentina es la madera proveniente de las plantaciones forestales. La Patagonia, en particular, dentro de las diferentes regiones de Argentina no es la que cuenta con las mejores condiciones; es decir, que la ventaja respecto del resto del mundo se achica. En lo que se refiere a la actividad silvicultural, la madera obtenida tendría una presencia mayoritaria de madera de calidad.

Al mismo tiempo, Argentina cuenta con una ventaja adicional que es la disponibilidad de tierras, al ser un país con un extenso territorio y una baja población que, además, tiene sus necesidades alimenticias más que satisfechas desde otra región de su extenso territorio desde el punto de vista productivo y no necesariamente desde el punto de vista de la distribución.



Asimismo, Argentina cuenta con una desventaja para el comercio internacional que es su ubicación respecto del resto de los países en su rol de potenciales consumidores. Eso hace que los fletes puedan ser algo más caros. Esta desventaja se achica cuanto mayor sea el valor del producto a comercializar.

Ya saliendo de lo natural, Argentina cuenta con escasez de capitales, con lo que el capital es caro en comparación con otros lugares del mundo. Dentro de los rubros en los que el capital cumple una función es la realización de obras de infraestructura. Este hecho potencia lo extenso de nuestro territorio en lo que se refiere a las distancias, lo que se profundiza en la Patagonia. Podemos agregar que si observamos sólo el mercado interno, la Patagonia está relativamente lejos de los mercados principales que son las grandes ciudades que se formaron históricamente, justamente, por la abundancia de la producción agropecuaria.

Es decir, que dentro de la Argentina, la Patagonia no es la región más favorecida para realizar una producción maderera, pero eso no implica que no la pueda realizar. Sí podemos concluir, que el productor patagónico va a tener que ir ganando en productividad respecto de otros de otras regiones de Argentina, primero y del mundo, después. La principal área forestoindustrial de Argentina, la Mesopotamia, en su extremo NE (Misiones), también está alejada de los mercados principales, pero tiene una ventaja natural estructural que no se está aprovechando, hacia el año 2018, que es la Hidrovía del Paraná. En la Patagonia está el Río Negro, como una potencial salida económica hacia el océano Atlántico, pero su navegabilidad no está siendo aprovechada tampoco. Este concepto puede ser ampliado a los otros ríos patagónicos.

LA NATURALEZA DE LA MADERA PARA SU PRODUCCIÓN Y COMERCIALIZACIÓN

En su estado natural, el rollo, el valor de la madera es bajo, por lo que soporta solamente fletes cortos. Una forma de ampliar el radio de flete que puede soportar la madera es que el rollo tenga un mayor valor. Esto se logra, con rollos que tengan un buen diámetro y una buena calidad maderable; esto es, rectitud, buena calidad maderable y ausencia de nudos muertos. En los aprovechamientos silvopastoriles esto se da de manera natural.

La siguiente forma de lograr que la madera soporte fletes de mayor distancia es agregarle valor. Ahora bien. Planteamos que la ventaja natural de Argentina, ventajas que son inmodificables tanto para nosotros como lo que le pudo haber tocado a países menos favorecidos, se da en el crecimiento del recurso fibroso. El costo de capital y una eventual baja productividad podemos pensar que, en principio, reduciría las ventajas naturales de nuestro país. Es una paradoja que podemos y debemos solucionar.

El costo del capital puede depender de la estructura global del país, pero no del sector forestoindustrial. Es decir, no está al alcance de los participantes del sector forestoindustrial cambiar condiciones generales de la Argentina. Debemos saber quiénes somos, qué ventajas tenemos y con qué desventajas nos enfrentamos para poder saber qué es lo que podemos lograr. Es decir, que no es que el capital no exista, sino que es caro. Dentro del capital podemos considerar que está la educación, la ciencia y la tecnología. De algún modo, estos tres factores son resultados de la acumulación del capital. Si nuestro capital es caro, debemos ser extremadamente eficientes en su uso. En esta línea, concentrar esfuerzos humanos y materiales para progresar en las líneas productivas que se lleven adelante es imprescindible.



También debemos ser, entonces, extremadamente eficientes en toda la cadena productiva. Ser ineficientes en la cadena productiva no nos permitirá cumplir adecuadamente con nuestra función de hacer progresar al sector forestoindustrial en la Patagonia Argentina.

LA SOCIEDAD NOS HA DELEGADO UN ROL

La sociedad precisa de bienes provenientes del sector forestal. La madera y sus elaboraciones están presentes en nuestra cotidianeidad, sea en forma de mueble, en nuestros hogares, en nuestras tareas de higiene, en el embalaje de nuestros productos, en nuestra cultura y podría continuarse esta enumeración en la vida de cada uno.

Una enorme mayoría de la sociedad, argentina y mundial, de algún modo, decidió no participar en la producción de bienes que precisa confiando en que otro miembro de su comunidad se encargará de hacerlo para proveérselo. Esos somos nosotros. La sociedad confía en nosotros y esto implica una gran responsabilidad.

Tenemos una responsabilidad, básicamente, frente a la sociedad, porque nos delegó las tareas, frente a la naturaleza, que nos provee los materiales para realizar nuestra labor, y frente a nosotros mismos para darnos placer y satisfacción en el cumplimiento de nuestro deber social.

Si realizamos plantaciones forestales con especies exóticas que no manejamos bien de acuerdo con el estado del arte, estamos faltando a nuestros deberes. La naturaleza nos lo cobra con plagas y enfermedades, que no es más que su acción en cuanto el ámbito se lo permita. La sociedad nos lo cobra no comprando nuestros productos. Nuestra conciencia debiera cobrárnoslo sintiéndonos mal por no haber podido hacer lo que nos propusimos.

Es cierto que uno no puede hacer cualquier cosa en cualquier lugar del planeta y de cualquier modo. No puedo pensar en hacer lo que la ciencia y la tecnología aún no nos han mostrado cómo. Entonces, nuestra principal tarea antes de empezar a hacer nada es ver si nuestra conciencia, la naturaleza y la sociedad van a tomar de buen grado lo que estemos por hacer. Esta es una tarea difícil de ser realizada en soledad, porque no es lo mismo pensar la Patagonia Forestal con una hectárea que con cien, mil o un millón de hectáreas.

¿Es posible que un emprendedor tenga que detenerse a pensar en esto? Mi respuesta es que sí. Que un emprendedor tiene que pensar en esto antes de empezar. ¿No basta con hacer un aserradero pequeño, tecnificado, eficiente, bien ubicado y sabiendo que hay un mercado que pueda demandar nuestros productos? No es tarea adecuada para arrestos individuales.

Expresemos algunas razones de por qué pienso que esto es así, concluyendo en una posible solución a este problema. Si efectivamente debo ser lo más eficiente posible, no debo pensar que voy a poder acumular individualmente y en forma eficiente todo el conocimiento necesario para hacer mis tareas en toda mi cadena productiva. Sería muy costoso e ineficiente llevar adelante ese esfuerzo titánico para ser aprovechado por una actividad posterior pequeña.

Comencemos por el área forestal y por las prácticas silviculturales. Es claro que si investigo cómo realizar estas tareas empujando la frontera del conocimiento voy a estar más cerca de mi potencial productivo. Puedo basarme sólo en mis experiencias, pero nunca alcanzaré mi potencial. Entonces,



parte de la ventaja natural que me da la naturaleza, del conocimiento que provee mi sociedad y la capacidad de interactuar que me da mi ser humano quedan relegados. Comienzo perdiendo.

Sigamos por el análisis del producto que puedo realizar. ¿Cuándo debo pensar en el producto que puedo realizar? ¿Con la plantación ya realizada? No suena razonable. Si la plantación ya está realizada y descubro que el mercado me solicita otro recurso natural estoy en un serio problema.

¿Cuál es el comienzo, entonces?

Probablemente, el comienzo sea saber qué puedo hacer, pero sin comenzar a hacerlo. Seguramente, en determinadas zonas de la Patagonia voy a poder hacer plantaciones forestales, pero no soja de manera eficiente. ¿Con sólo eso debo ponerme a plantar? ¿Qué voy a hacer luego con mis plantaciones? ¿Es algo para pensar después de haber plantado o antes de haber plantado?

Propongo que el principio sea saber que puedo plantar determinadas especies y que las mismas pueden crecer bien. Puedo tener plantaciones experimentales, pero no creo que sea inteligente tener plantaciones comerciales. En el mismo proceso debo tratar de conocer qué productos puedo vender a determinado mercado. Por ejemplo, si puedo plantar álamo y sé que crece bien y que tiene condiciones maderables excepcionales, pero el álamo no es una madera conocida en el mundo, probablemente no esté llegando a hacer el producto que el mercado esté esperando. Si tengo el convencimiento, puede ser que pueda convencer al mercado de que mi producto satisface sus necesidades, pero eso va a demandar que haga un trabajo de campo en el mercado para demostrarle esto a los consumidores, sean estos finales o industriales. Esto demanda recursos importantes y aún teniendo razón puedo fracasar por cuestiones de idiosincrasia que puede demandar décadas en cambiar o, tal vez, no cambiar nunca. Otra vez más, pero esta vez desde el mercado, hay una tarea que es mejor llevar adelante desde el accionar conjunto de actores públicos y privados y no por individuos con capacidad emprendedora.

¿Es una tarea para un pequeño emprendedor?

Rápidamente debemos agregar otro elemento más: no es suficiente contar con el recurso maderero, con la identificación del producto y la ubicación del mercado. Se trata también de un tema de escala.

Una conclusión a la que uno puede llegar es que tiene que haber un esfuerzo compartido en la cuenca que se vaya a crear. Los conocimientos ecológicos y forestales pueden potenciarse, las inversiones industriales pueden complementarse, la logística de abastecimiento y distribución de productos puede ganar en escala y bajar en costos y el acceso a los mercados puede facilitarse.

No hay mucho de malo en que un emprendedor imaginativo y exitoso haga un proyecto propio que pueda tener éxito, o que lo hagan varios. Hay decisiones individuales que se pueden percibir como inteligentes, pero tal vez en el conjunto no lo sean tanto. Y si cada productor hace lo que piensa que es mejor para sí, vamos a concluir teniendo, si son exitosos, emprendedores inteligentes conformando una cuenca forestoindustrial estúpida. Seguramente, hay un gran potencial desperdiciado en la sinergia del conjunto y del acuerdo.



¿Con qué herramienta se puede contar?

La primera herramienta con la que se debe contar es el saber quiénes somos y qué podemos lograr con lo que tenemos en un mundo que nos es básicamente ajeno. Ese mundo demanda los productos que podemos hacer y debemos encontrar o inventar los productos que nos permitan hacer las cosas eficientemente para la sociedad toda ganando dinero; esto es, siendo capaces de remunerar a todos los recursos que utilizamos, incluyendo al capital y al riesgo empresarial.

Evidentemente, esto requiere dos corrientes de diálogo, por lo menos. Una interna de la cuenca y otra de la cuenca hacia el mundo. Es decir, se requiere trabajar en equipo sintiéndose parte de un todo.

Conformar mecánicas de trabajo que nos permitan entender quiénes somos y qué podemos hacer, mirando al mismo tiempo, obviamente, el mundo, es una herramienta útil para alcanzar estos logros. En principio, no sería viable tener una mirada de minicuecas y tal vez no sea conveniente poner todos los huevos en una misma canasta. Seguramente, analizando en conjunto, se pueda alcanzar un punto medio razonable que permita dar viabilidad a la cuenca, si es que esa viabilidad existe.

Porque ese es el primer punto por analizar y que no se puede dar por sentado. ¿Tenemos un esquema productivo de trabajo que nos permita asegurar que tenemos condiciones para hacer un producto o varios con una rentabilidad tal que agregue valor al conjunto de la sociedad y sostenernos económicamente en forma autónoma en el tiempo? Ese debe ser el primer análisis y la respuesta debe ser abierta y sin prejuicios. Porque si un proyecto no es viable, puede haber otro o ninguno por el momento. Pero si por sobre un proyecto no viable, distraemos recursos y esfuerzos debe entenderse que no sólo el proyecto sectorial se puede convertir en no viable, sino que también la región, recorriendo paso a paso todos estos errores, se puede convertir en no viable.

PLAN FORESTAL PATAGÓNICO

Esta mecánica de trabajo de diálogo mirando la estructura de un sector, que obliga a analizar su estructura y su potencialidad, bien puede ser llamado Plan Forestal.

Para saber quiénes somos y a dónde podemos llegar, en el sector, debemos convocarnos para incluir estos análisis en un esquema de un Plan Forestal para ser justos con nosotros mismos y con la sociedad. Llevar adelante un proyecto inviable debiera ser considerado un delito grave porque destruye valor. Destruye recursos naturales, desperdicia trabajo humano, crea ineficiencias que derivan en pérdidas en el sistema productivo y perjudica al consumidor y al habitante de nuestro planeta. De algún modo, es preferible robar a producir mal, porque produciendo mal destruyo valor y robando el valor se mantiene pero cambia de manos. Tenemos que ser muy conscientes de la gravedad que implica producir mal y no porque robar sea bueno socialmente hablando. Y si ese error productivo se magnifica en la escala de una región es más grave aún.

No se puede concebir al sector forestal sin planificación. Es un contrasentido que se promuevan plantaciones forestales sin saber qué se va a hacer con ellas y si haciendo algo con ellas se va a lograr algo bueno. Es cierto que en algunas regiones del país existe una evidencia clara de las ventajas existentes, pero aún así, dado que hay costos de capital, emprendimientos productivos ineficientes,



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

encadenamientos productivos inexistentes, costos altos de infraestructura y de logística, puede pasar que debamos esforzarnos, y mucho, para cumplir el rol que el mundo nos delegó.

Entonces, el mensaje de este trabajo coloquial y de reflexión, es que debemos ser muy serios en lo que nos toca hacer, tratar de hacerlo en conjunto y honrar nuestro trabajo y esfuerzo para así poder honrar, a su vez, la delegación de funciones que nos otorgó nuestra sociedad mundial.



VALORACIÓN Y MANEJO DE LOS ECOSISTEMAS: UN ENFOQUE MULTIACTORAL E INTERDISCIPLINARIO

VALUATION AND ECOSYSTEM MANAGEMENT: A MULTIACTORAL AND INTERDISCIPLINARY APPROACH

Cabrol, Diego Antonio

FCA, Universidad Nacional de Córdoba, UNC - Av. Ing. Agr. Félix A. Marrone N°746, Córdoba, Argentina
diegocabrol@gmail.com

El uso de los ecosistemas en nuestro país comprende una gran variedad de situaciones sumamente heterogéneas en las que diferentes actores sociales acceden de manera diferenciada a distintos servicios ecosistémicos. El desarrollo de políticas o planes de manejo adecuados para cada situación implica el desafío de comprender las estrategias de estos actores. El enfoque multiactoral e interdisciplinario para el análisis del manejo de los ecosistemas, comprende una serie de aspectos a considerar de manera integrada. Esta presentación buscará desarrollar dichos aspectos referenciando de manera recurrente el estudio realizado por miembros del equipo de Núcleo DiverSus (www.nucleodiversus.org) en el oeste de la provincia de Córdoba.

Los cambios en el uso de la tierra han transformado gran parte de los ecosistemas naturales en pos de la provisión de determinados bienes y servicios necesarios para el bienestar humano. Estas transformaciones no son aleatorias, sino que responden a un contexto histórico y socioeconómico que define el tipo y la magnitud de los cambios sobre los principales procesos ecosistémicos a distintas escalas temporales y espaciales. El análisis de las consecuencias de los cambios en el uso de la tierra sobre comunidades vegetales es central para comprender la situación actual en términos de manejo y valoración de los ecosistemas por parte de los distintos actores sociales, así como los intereses y conflictos emergentes.

En el sector extrapampeano argentino se han desarrollado importantes transformaciones socioproductivas durante las últimas décadas, entre las que se destaca el proceso de acumulación por desposesión que desarrolla David Harvey (Cáceres 2015). Este proceso, involucra la privatización de bienes públicos, el cercamiento de bienes comunes y la desposesión del patrimonio natural y coloca en el centro de la escena a la disputa social, al territorio y a los derechos de apropiación de las comunidades (Harvey 2004). El proceso de desposesión, no implica en todos los casos cambios en los derechos de propiedad, pero necesariamente afecta el acceso a ciertos recursos por parte de los sectores más vulnerables (Cáceres 2015). Mientras la propiedad se determina por el derecho al beneficio, uso, exclusión o transferencia; el acceso se evidencia en la capacidad o el poder de obtener ese beneficio, hacer uso, excluir o transferir (Ribot y Peluso 2003). Si bien en muchos casos el acceso, y por lo tanto la exclusión, están sostenidos en la propiedad y/o el derecho, existen situaciones de propiedad o derecho ambiguos o no garantizados. En esos casos el acceso, o la capacidad de obtener un beneficio, están determinados por otras relaciones de poder. Así, el acceso a los servicios ecosistémicos pueden estar determinados por cambios en las relaciones de poder y dominación entre distintos tipos de productores.



Las prácticas sociales

Para el análisis de las acciones de los agentes en el marco del estudio, se reseñan centralmente algunas categorías desarrolladas por Bourdieu. En el desafío de plantear una ciencia social total, el autor propone superar falsas dicotomías, como las que suelen presentarse en esta disciplina entre enfoques objetivistas y subjetivistas (Gutiérrez 2002). De hecho Bourdieu define su enfoque como constructivismo estructuralista o estructuralismo constructivista, para hacer referencia a la consideración relacional entre las condiciones objetivas (característica de los enfoques estructuralistas) y un sentido vivido o disposiciones incorporadas por el agente en su trayectoria (característico de los enfoques constructivistas). Las condiciones objetivas o estructuras sociales externas, están dadas por los factores exteriores al agente, que escapan a su voluntad y están contempladas en el concepto de *campo* de posiciones sociales históricamente construidas. La posición del agente en estos campos se define por la dotación de capitales específicos (económico, social, cultural, simbólico) (Bourdieu *et al.* 2001; Gutiérrez 2004; 2012). Por otro lado, el concepto de *habitus* define a las estructuras sociales internalizadas, siendo éstas las disposiciones incorporadas a lo largo de la trayectoria del agente y que funcionan como principios generadores y organizadores de las prácticas y las percepciones (Bourdieu 2008). Así, las prácticas de los distintos agentes se estructuran desde la posición que ocupan en el *campo* (y su trayectoria) y desde el *habitus* incorporado (Gutiérrez 2012).

Existe una diversidad de campos específicos en función de los distintos capitales en juego e intereses de los agentes involucrados. En otras palabras, para que exista un campo debe haber un capital a disputar y agentes con un interés por ese capital. La noción de capital hace referencia a los bienes en juego (no sólo bienes económicos), que se producen, disputan, invierten y pierden en un determinado campo. En cada campo se ponen en juego un tipo de capital específico. El interés por otra parte es el involucramiento del agente en el campo, la búsqueda de mantener o agrandar su capital en un campo determinado. Esta intención se canaliza a través de las prácticas específicas llevadas a cabo por los agentes. Las estrategias de reproducción social son esas prácticas que desarrollan los agentes tanto para conservar su posición de privilegio en el campo, como para luchar por el espacio perdido (Bourdieu 1988).

Un aporte significativo desde esta perspectiva, que permitirá analizar las prácticas sociales de los agentes de manera más acabada, es la extensión de la lógica económica para comprender las prácticas en otros campos. Con la noción de interés (*illusio*) pueden explicarse prácticas que buscan manifiestamente mostrarse desinteresadas o altruistas pero que persiguen un fin de maximización de un beneficio generalmente simbólico. Al ampliar los marcos del análisis del interés a campos distintos del económico, se observa que la renuncia o cesión de un beneficio material tiene recompensas en el marco de otros campos. A estas valoraciones o "interés por el desinterés" Bourdieu las denomina "beneficio de universalización" (Bourdieu 1997; Gutiérrez 2012:52) entendiendo que en estas prácticas hay una valoración simbólica por la sumisión a lo universal (un reconocimiento sobre el altruismo, la generosidad, la voluntariedad). Esta ley fundamental del interés, que está presente en las prácticas, rige sobre todos los campos.

Establecidas estas nociones básicas, se puede determinar que las estrategias de reproducción social se constituyen como sistema de prácticas a través del cual los agentes, insertos en una realidad social e histórica concreta, crean las condiciones materiales y simbólicas para su continuidad (Bourdieu 1997). Esta tendencia a la preservación de las condiciones está inscripta en estructuras objetivas -campos- y subjetivas -habitus-. Entonces las estrategias de reproducción



social no tienen por principio una intención consciente y racional, sino que están condicionadas por las disposiciones del habitus (que tiende a reproducir sus propias condiciones de producción). Por otro lado, el volumen y la estructura de capitales, también son sostenidos a través de la transmisión intergeneracional favoreciendo la continuidad de las condiciones originales¹ (Bourdieu 2011).

Por último se destacan algunas nociones de poder y dominación en la teoría de Bourdieu. Tomando elementos de los desarrollos teóricos de Marx y Weber, Bourdieu concluye que el poder, así como existe en las cosas (campos) y en los cuerpos (habitus), tiene un componente objetivo pero también un componente simbólico (Gutiérrez 2002). Así, la dominación, si bien puede ejercerse desde la violencia física, difícilmente pueda sustentarse eternamente sólo desde la coerción. Para sostenerse, debe existir o generarse algún mecanismo de legitimación en juego que permita la aceptación de esa relación de dominación. Una forma de adhesión, por parte de los dominados, a la relación. Esta legitimación se logra a través de otro tipo de violencia, la violencia simbólica que consiste en la imposición de significaciones, y es el ejercicio de un poder simbólico (Bourdieu y Wacquant 1995). Así, se encuentran en los mecanismos de dominación componentes de violencia objetiva, manifiesta, física o económica y componentes de violencia simbólica, eufeminizada (Bourdieu 2011). Esta violencia simbólica, tiene sus dinámicas propias de reproducción, en "ciclos de consagración" que logran transformar relaciones arbitrarias o de hecho en relaciones legítimas u oficialmente reconocidas. Así, se genera una "plusvalía simbólica" que le da legitimidad a esa dominación (Bourdieu 2011:71).

Conflictos y resistencias

Como se menciona más arriba, el proceso de acumulación por desposesión implica la apropiación privada de bienes comunes, públicos o de los agentes más subordinados, por parte de los agentes con mayor poder. Esta expropiación y concentración conlleva a disputas de intereses que se manifiestan en conflictos de distinto tipo. Desde la perspectiva de la ecología política, los que están vinculados con el acceso a los ecosistemas, se enmarcan dentro de los "conflictos ecológico distributivos" (Martínez Alier 2006). El análisis de los conflictos sociales en general, involucra algunos desafíos. Muchas veces los conflictos entre actores no tienen una manifestación explícita, visible o violenta y no pueden ser detectados si no se observan con detenimiento y se realiza una indagación profunda. Precisamente, con el objetivo de comprender mejor las resistencias en el ámbito rural, Scott (2014), propone el análisis de lo que da a llamar "formas cotidianas de resistencia". Según este autor estas son "...las armas comunes de los grupos relativamente desamparados: actitud reticente, disimulo, falsa aceptación de las normas, hurto, ignorancia fingida, difamación, incendios provocados, sabotaje, etc." (Scott 2014:87). Estas estrategias, además de no requerir una coordinación previa entre quienes resisten, no implican una confrontación abierta contra los actores dominantes. Estos conflictos no tienen una manifestación visiblemente explícita, se producen cotidianamente y de manera camuflada (Scott 1985) y no son fácilmente perceptibles por un investigador externo.

¹ Esta transmisión se da de forma directa a través de la herencia en el campo económico. En otros campos como el cultural, social o simbólico también suele haber una transferencia intergeneracional a través de otros mecanismos principalmente vinculado a los intereses y los beneficios diferenciales que ofrecen las distintas inversiones (por ejemplo en el sistema escolar) (Bourdieu *et al.* 2003).



El mismo autor propone dos formas de análisis para las relaciones de dominación en el sector rural. Una de estas formas de análisis, está más vinculada al concepto gramsciano de hegemonía y la victoria ideológica de los dominantes. En esta prevalece la aceptación de la relación de dominación como consensuada entre las partes. La resistencia no se manifiesta porque no hay un cuestionamiento sobre la situación. La otra, se explica por el predominio de la correlación de fuerza física. Una dominación por la coerción real o potencial del dominante sobre el dominado (Scott 2014).

Lo interesante de este enfoque para esta ponencia, radica en la identificación y análisis de las formas scottianas de resistencia que ocurren en un contexto de relaciones aparentemente pacíficas y no conflictivas. Se dice que son "aparentemente pacíficas" porque existe un "discurso oculto" de los subordinados, que aparece como forma de reacción a la dominación, pero en marcos no detectables de forma directa por parte de los opresores o detentores del poder (Scott 2000). Además del interés particular por poder identificar estas resistencias, los planteos de Scott dan herramientas para poner en duda la posibilidad de una hegemonía total, sostenida desde ningún tipo de violencia y enfrentada a ningún tipo de resistencia. Brinda el marco para poder indagar en el discurso explícito los matices de la desobediencia, de oposición a las relaciones entre clases que se dan en el marco de una infrapolítica de los grupos subordinados (Scott 2000), que integra valores, concepciones, significados y prácticas que enfrentan y rechazan a la dominación.

La experiencia de trabajo

Considerando los desarrollos desde las ciencias sociales expuestos, y en constante interacción con un equipo interdisciplinario, se trabajó desde un abordaje pluriactoral con el objetivo de comprender cómo se vinculan las estrategias de actores sociales presentes en el territorio, con la valoración y el manejo que estos realizan de los servicios ecosistémicos que brindan los ecosistemas locales. El planteo metodológico desarrollado constó de tres grandes momentos que involucraron técnicas y síntesis parciales particulares (Díaz *et al.* 2011 PNAS).

En un primer paso, a través de entrevistas individuales (información social) y mediciones a campo (información ecológica), se identifican cuáles son los principales servicios ecosistémicos que los actores sociales reconocen y valoran y cómo se conforma y distribuye la heterogeneidad de ecosistemas en la zona. Así se logran distinguir 22 categorías de servicios ecosistémicos claves y 6 configuraciones ecológicas diferenciadas. También se obtuvieron datos que permitieron identificar las estrategias de los actores sociales, cómo se vinculan los servicios ecosistémicos con los componentes de la diversidad funcional de los ecosistemas (desde las perspectivas de los actores sociales y la de los ecólogos) y cómo se presentan esos componentes de la diversidad funcional en las distintas configuraciones ecológicas presentes en la zona de estudio.

Con esa información sistematizada en matrices se procedió a, en una segunda etapa, establecer a través de grupos focales por actor social, un ranking de valoración de los servicios ecosistémicos y cuáles eran las configuraciones ecológicas que mejor proveían esos servicios. De esta forma se pudo observar distintos grados de valoración, por cada actor social, de los servicios ecosistémicos y las configuraciones ecosistémicas sin tener que apelar a una valoración monetaria o siquiera cuantitativa.

En un tercer momento, y persiguiendo el objetivo de sintetizar e integrar los resultados obtenidos entre los abordajes sociales y ecológicos, se realizaron talleres de síntesis. Estos talleres en una



primera etapa se realizaron por actor social de manera de lograr síntesis parciales. Como actividad final del proceso se realizó un taller con la participación de todos los actores locales y los investigadores de manera de llegar a puntos de acuerdo sobre los resultados obtenidos y, en los casos que fuera posible, abordar alternativas de manejo para la resolución de conflictos presentes en los territorios.

Bibliografía

- Bourdieu, P. (1988). *La Distinción. Criterios y bases sociales del gusto*. Madrid: Taurus
- Bourdieu, P. (1997). *Razones Prácticas. Sobre la Teoría de la Acción*. Anagrama, Barcelona, España, 232 pp.
- Bourdieu, P. (2008). *El sentido práctico*. Siglo XXI de España Editores.
- Bourdieu, P. (2011). *Las Estrategias de la reproducción social*. Buenos Aires, Siglo XXI.
- Bourdieu, P y Wacquant, L. (1995). Respuestas. *Por una antropología reflexiva*. GRIJALBO, S.A. México.
- Bourdieu, P; Inda, A G y Beneitez, M J B. (2001). *Poder, derecho y clases sociales* (Vol. 2). Bilbao: Desclée de Brouwer.
- BOURDIEU, P; Passeron, J y Mayer, M. (2003). **LOS HEREDEROS: Los estudiantes y la cultura**. Buenos Aires, Siglo XXI.
- Cáceres, D M. (2015). Accumulation by Dispossession and Socio-Environmental Conflicts Caused by the Expansion of Agribusiness in Argentina. *Journal of Agrarian Change*, 15(1), 116-147.
- Díaz, S.; Quétier, F.; Cáceres, D.; Trainor, S. F.; Pérez-Harguindeguy, N.; Bret-Harte, M. S.; ... Poorter, L. (2011). Linking functional diversity and social actor strategies in a framework for interdisciplinary analysis of nature's benefits to society. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(3), 895-902. <http://doi.org/10.1073/pnas.1017993108>
- Gutiérrez, A. (2002). Análisis y acción: notas sobre Pierre Bourdieu. *RUNA, archivo para las ciencias del hombre*. 23(1), 45-59.
- Gutiérrez, A. (2004). La teoría de Bourdieu en la explicación y comprensión del fenómeno de la pobreza urbana. En: M Criado; E Alonso; L Enrique y Moreno Pestaña, J L, (comp) *Pierre Bourdieu: las herramientas del sociólogo*. Fundamentos, Madrid, pp 255-280.
- Gutiérrez, A. (2012). *Las prácticas sociales: Una introducción a Pierre Bourdieu*. Villa María. Eduvim. 136p.
- Harvey, D. (2004). *El Nuevo Imperialismo*. Madrid: AKAL.
- Martínez Alier, J. (2006). Los conflictos ecológico-distributivos y los indicadores de sustentabilidad. *Polis. Revista Latinoamericana*. (13).
- Ribot, J C and Peluso, N L. (2003). A Theory of Access. *Rural Sociology*. 68(2), 153- 81.
- Scott, J C. (1985). *Weapons of the Weak. Every Day forms of Peasants Resistance*. Yale University press, New Haven and London, 345p.
- Scott, J C (2000). *Los dominados y el arte de la resistencia. Discursos ocultos*. México DF, Ediciones.
- Scott, J C. (2014). Explotación normal, resistencia normal/Normal Exploitation, Normal Resistance. *Relaciones Internacionales*. (26), 85-104.



GASES DE EFECTO INVERNADERO (GEI): COMPROMISOS E INCERTIDUMBRES EN TORNO A LOS SISTEMAS SILVOPASTORILES EN LA ARGENTINA

GASES OF GREENHOUSE EFFECT (GHG): COMMITMENTS AND UNCERTAINTIES RELATED TO SILVOPASTORIL SYSTEMS IN ARGENTINA

Galbusera Sebastian ⁽¹⁾, **Said Andrés** ⁽²⁾.

⁽¹⁾ Secretaría de Gobierno de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Dirección Nacional de Cambio Climático, Ciudad de Buenos Aires, Argentina

⁽²⁾ Secretaría de Gobierno de Agroindustria, Dirección de Producciones Sostenibles, Ciudad de Buenos Aires, Argentina. Dirección de contacto: sgalbusera@ambiente.gob.ar; asaid@magyp.gob.ar

Resumen

En el marco del Acuerdo de París, la Argentina presentó su primera Contribución Nacional revisada en el 2016, a través de la cual se comprometió a no exceder la emisión neta de 483 millones de toneladas de dióxido de carbono equivalente (tCO₂eq) en el año 2030. Si bien la meta es global y a nivel nacional, articulando con el Gabinete Nacional de Cambio Climático se identificaron potenciales medidas por sector. Al momento ya se ha elaborado el "Plan de Acción Nacional de Bosques y Cambio Climático" el cual tiene como ejes de trabajo, entre otros, el manejo sustentable, la restauración y recuperación y la disminución de la deforestación y degradación de los bosques nativos. En el caso del sector agroindustrial, el plan nacional está en desarrollo, siendo su principal principio la sinergia entre políticas que gestionen las emisiones, y a la vez, mejoren la eficiencia productiva y la competitividad genuina del sector. Una de las principales medidas consiste en aumentar la captura de carbono mediante el incremento en la superficie forestada al año 2030. La principal herramienta de monitoreo del cumplimiento de los compromisos asumidos son los inventarios nacionales de emisiones de gases de efecto invernadero. En dicho contexto resulta fundamental poder estimar las emisiones de sistemas silvopastoriles con una adecuada incertidumbre utilizando criterios compatibles con el inventario. Desde el 2017 el país se encuentra elaborando un Sistema Nacional de Inventarios para facilitar la cuantificación y mejora continua del mismo. La Secretaría de Gobierno de Agroindustria participa activamente en este proceso, en coordinación con la Secretaría de Gobierno de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Todos los procedimientos, valores de actividad y parámetros considerados en los cálculos se han comenzado a poner a disposición de los investigadores argentinos a fin de incentivar su participación y promover la mejora continua de los inventarios.

Palabras clave: Sistema Nacional de Inventario de Gases de Efecto Invernadero (SNIGEI); Contribución Nacionalmente Determinada (NDC), Acuerdo de París.

Abstract

Under the Paris Agreement, Argentina submitted its first revised National Contribution in 2016, making a commitment to avoid emitting more than of 483 million tons of carbon dioxide equivalent (tCO₂eq) in the year 2030. Although the goal is economy-wide and at national level, potential measures were identified by sector through the National Cabinet of Climate Change. At the moment, the "National Action Plan for Forests and Climate Change" has been elaborated, which has some axis of work, among others, sustainable management, restoration, and the reduction of deforestation and degradation of native forests. In the case



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

of the agroindustrial sector, the national plan is under development, its focuses on identifying synergy between policies that manage emissions, and, at the same time, improve the efficiency of production and the competitiveness of the sector. One of the main measures is to promote carbon sequestration through increasing the area under forest plantations. The main tool for monitoring the progress of the commitments are the national inventories of greenhouse gases. In this context, it is important to estimate emissions from silvopastoril systems with adequate uncertainties using criteria compatible with the inventory. Since 2017, the country is developing a National Inventory System to facilitate the quantification and its continuous improvement. The Secretary of the Government of Agroindustry participates actively in this process, in coordination with the Secretariat of the Government of Environment and Sustainable Development. Methodologies, activity values and parameters considered in the calculations will be available to Argentine researchers in order to encourage their participation and promote the continuous improvement of inventories.

Keywords: National Inventory System for Greenhouse Gases (SNIGEI); Nationally Determined Contribution (NDC), Paris Agreement.



MITIGACIÓN DE GEI EN SISTEMAS SILVOPASTORILES: ASPECTOS AMBIENTALES QUE CONDICIONAN ESTE SERVICIO ECOSISTÉMICO

GHG MITIGATION IN SILVOPASTORAL SYSTEMS: ECOLOGICAL DRIVERS OF THIS ENVIRONMENTAL SERVICE

Gyenge, Javier E. (1); María de Bernardi (2); María Eugenia Priano (2); Victoria S. Fusé (2); Sergio A. Guzmán (3); María P. Juliarena (2); María E. Fernández (1).

⁽¹⁾ CONICET – AER Tandil, EEA Balcarce INTA, Tandil, Argentina

⁽²⁾ CIFICEN-UNCPBA-CICPBA-CONICET, Centro de Investigaciones en Física e Ingeniería del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil, Argentina

⁽³⁾ UNCPBA – Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil, Argentina

Dirección de contacto: Javier_gyenge@yahoo.com; Gral. Rodríguez 370, (7000) Tandil, Buenos Aires, Argentina.

Resumen

El incremento de la superficie forestada es percibida como una herramienta para aumentar la capacidad de mitigación de la concentración de gases de efecto invernadero (GEI), basándose en la capacidad de fijar C en su biomasa. Sumado a ello, los suelos también muestran tener capacidad de albergar bacterias metanotróficas capaces de oxidar metano (CH_4) alcanzando valores de 2 a un 19% de la cantidad emitido por el ganado doméstico según el ecosistema que se considere. Este importante servicio ecosistémico varía según las condiciones ambientales, generando que incluso un mismo sitio, pueda pasar de ser un sumidero a ser un emisor. Así, existen propiedades físicas, químicas y biológicas que limitan esta función de mitigación. Entre otros, es posible mencionar a la difusividad de los gases en la interfaz suelo-atmosfera (porosidad, cantidad de agua en los poros), así como también diversos factores climáticos y ambientales (dinámica del agua en el suelo, temperatura, presión parcial de O_2), biológicos (calidad y cantidad de materia orgánica) y químicos (sales, nutrientes) que determinan la actividad de las bacterias metanotróficas del suelo. La presencia de una cobertura forestal determina cambios, en relación a otros usos del suelo, en varios de los aspectos mencionados que podría favorecer el accionar de dichas bacterias. Así, los estudios incipientes sugieren que los sistemas forestales estudiados en el SE bonaerense –pinares y eucaliptales- poseerían una mayor capacidad de mitigación de CH_4 que los sistemas herbáceos en los mismos suelos y condiciones climáticas, aunque esta diferenciación depende del nivel de cobertura arbórea en el caso de los eucaliptos. En ambas especies arbóreas, los sistemas más abiertos con herbáceas en el sotobosque, fueron los de mayores flujos negativos de CH_4 , sugiriendo que los sistemas silvopastoriles serían una opción que maximiza este servicio ambiental, al menos con estas especies y condiciones climáticas y edáficas.

Palabras clave: Metano, bacterias metanogénicas, balance de carbono, carne carbono neutra.

Abstract

The increase of the forested area, based on the capacity to fix C in its biomass, is perceived as a tool to increase the mitigation capacity of the atmospheric concentration of greenhouse gases (GHG). However, the soils also show to have the capacity to oxidize methane (CH_4) thanks to the action of methanotrophic bacteria, reaching values of 2 to 19% of the amount of gas emitted by domestic livestock. This important ecosystem service varies according to the environmental conditions, generating that even a single site can go from being a sink to being a source. Thus, there are physical, chemical and biological properties that limit this mitigation function of the soils. Among others, it is possible to mention the diffusivity of gases at the soil-atmosphere interface (porosity, amount of water in the pores), as well as various climatic and environmental factors (water dynamics in the soil, temperature, partial pressure of O_2), biological (quality and quantity of organic



matter) and chemicals (salts, nutrients) that determine the activity of the methanotrophic bacteria present in the soil. The presence of a forest cover determines changes in the environment, in relation to other land uses, in several of the mentioned aspects that could favor the action of the bacteria. Thus, the incipient studies suggest that the forestry systems studied in the Buenos Aires Province - pine and eucalyptus - would have a greater capacity to mitigate CH_4 than the herbaceous systems in the same soils and climatic conditions, although this differentiation depends on the level of tree cover in the case of eucalyptus. In both arboreal species, the most open systems with herbaceous plants in the understory, were those with the highest negative CH_4 flows, suggesting that silvopastoral systems would be an option that maximizes this environmental service, at least with these species and climatic and edaphic conditions.

Keywords: Methane, metanotrophic bacteria, carbon balance, carbon neutral beef.

INTRODUCCIÓN

Las consecuencias del cambio climático global son cada vez más tangibles en los ecosistemas y economías regionales, lográndose recientemente una toma de conciencia sobre la gravedad del fenómeno. Así, por primera vez se alcanzó un consenso global en la Conferencia de la Organización de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (COP21) en París en 2015. En este marco, la Argentina propuso reducir un 15% sus emisiones de CO_2 proyectadas para el año 2030. Como medida de mitigación de las emisiones se propuso la protección de los bosques nativos y la creación de nuevas áreas forestales a través de plantaciones comerciales (Tercera Comunicación Nacional 2015²). La propuesta a nivel nacional se fundamenta en la capacidad de los ecosistemas forestales de almacenar carbono en su biomasa y en el suelo.

Más allá de las metas enunciadas por distintos países para disminuir o mitigar sus emisiones de GEI, existen oportunidades (y condicionantes) comerciales, para los que el conocimiento de la capacidad de mitigar GEI por parte de distintas prácticas de producción resultan de relevancia. Como ejemplo de esto vale mencionar la producción de carne bovina bajo el sello "Carne carbono neutral"³. Este concepto definido por el EMBRAPA (Brasil) se refiere a un sistema de producción ganadero pastoril en sistemas mixtos en donde se integra un componente arbóreo (Villa Alves et al. 2015), con el objetivo principal de la neutralización del metano (CH_4) producido por el ganado doméstico por medio de la fijación de C en biomasa forestal. Así, para la contabilización de las cantidades de C fijada en el fuste del componente arbóreo se utilizan los datos de productividad anual mediante la ejecución de inventarios forestales. El balance entre ambos componentes – emisión por parte del ganado/secuestro por parte de los árboles- se genera al relacionar la emisión de CH_4 ruminal con la fijación de C en madera transformando dichos valores en equivalentes de CO_2 . De esta manera, es importante generar conocimiento relacionado con la productividad forestal o de la capacidad de incrementar la cantidad de C en el fuste, el cual dependerá de la especie y/o genotipo plantado, la edad, la densidad de plantación y de su madera, y de la disponibilidad de

2 Tercera Comunicación Nacional de la República Argentina (2015), presentada por el actual Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable (MAyDS) a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático.
<http://ambiente.gob.ar/tercera-comunicacion-nacional/>

3 Para la Argentina, es posible mencionar los convenios firmados ente el Instituto de la Promoción de la Carne Vacuna Argentina (IPCVA) y la Asociación Forestal Argentina (Afoa), y entre el INTA y el IPCVA para impulsar dicha certificación (<http://www.ipcva.com.ar/vertext.php?id=1679> y <http://www.ipcva.com.ar/vertext.php?id=1626>; respectivamente).



recursos que pueden fluctuar según la variación climática. Sin embargo, como veremos más adelante, existe otro sumidero significativo para el CH₄, el cual puede ser consumido por bacterias en el suelo, cuya capacidad de mitigación varía sin que esté lo suficientemente estudiado en qué medida y bajo qué condiciones ambientales.

El metano (CH₄) es uno de los principales hidrocarburos en la atmósfera, mostrando tener una capacidad 34 veces mayor de absorción de la radiación infrarroja que el CO₂. El 70-80% del CH₄ atmosférico es de origen biológico ya que se forma por la descomposición microbiana (bacterias metanogénicas) de compuestos orgánicos en condiciones estrictamente anaerobias, en un bajo potencial redox. Otras fuentes naturales son los océanos, algunos suelos forestales, termitas y rumiantes (Houweling et al., 1999). Asimismo, la expansión de la agricultura de arrozales, el aumento de la cantidad de rumiantes, la extracción y el uso de combustibles fósiles, la quema de biomasa y las emisiones de vertederos y desechos son las fuentes antropogénicas dominantes (Houweling et al., 1999). Existen dos sumideros importantes en donde el CH₄ es oxidado: a) la tropósfera, en donde reacciona químicamente con los radicales hidroxilos liberándose CH₃· más H₂O, y b) el suelo, en donde se oxida a CO₂, mediado por procesos microbianos (microorganismos metanotróficos) en la zona aeróbica cercana a la superficie. Se estima a nivel global que entre un 3 a 10% del total de emisiones de CH₄ es consumido por suelos aeróbicos (IPCC 2001). La importancia de este sumidero radica en que es el único en donde es posible intervenir para cambiar las condiciones ambientales y favorecer su potencial. Así, se sabe que la variación en la tasa de oxidación del CH₄ en el suelo depende de factores climáticos, edáficos y de uso, estimándose las mayores tasas en los bosques / forestaciones (templados > boreales > subtropicales), seguidos por los desiertos templados, pasturas (templadas > subtropicales) y cultivos (templados > subtropicales > boreales) (Dalal et al. 2008). Como mencionamos, el uso del suelo puede direccionar de manera muy importante la capacidad metanotrófica de los mismos. Así, Kim y Kirschbaum (2015) en un trabajo de revisión -que tuvo en cuenta además de los cambios en biomasa, las modificaciones de los contenidos de carbono en suelo y de los flujos de CH₄ y N₂O- estimaron que la contribución total al calentamiento climático es positiva (mayores emisiones) cuando se reemplaza la cobertura vegetal leñosa (bosques o forestaciones) por pastizales o cultivos agrícolas. Sin embargo, para el caso particular del CH₄, tanto el signo como la magnitud de la contribución varía según el ambiente, ya que la cobertura es solo un aspecto dentro de un conjunto de factores ambientales que condicionan este proceso.

Así, en un contexto de cambio climático (CC) existe un circuito de retroalimentación continua entre los procesos de emisión y mitigación de GEI, por lo que resulta importante entender los factores que promueven uno u otro para luego, traducir ello en usos y prácticas de manejo que promuevan una disminución de las emisiones de CO₂ desde el suelo, un mayor consumo de metano en el mismo, y un aumento de su secuestro de mediano y largo plazo en suelos y biomasa, de manera de contrarrestar los incrementos de CO₂ en la atmósfera (Whitmore et al. 2014).

Flujos de GEI en la interfase suelo-atmósfera

Los flujos de GEI en la interfase suelo-atmósfera (ISA) dependen básicamente de dos factores: a) la difusividad de estos gases en el suelo y b) las tasas de producción y/o consumo de GEI en las diferentes capas u horizontes de suelo. El primer factor se relaciona con parámetros dinámicos, como el contenido de agua y la temperatura, de manera que este coeficiente varía de forma



importante en profundidad y con el tiempo; y de parámetros estructurales, como la densidad y la porosidad del suelo (Von Fischer et al., 2009). A la vez, estos aspectos pueden variar a partir del uso del suelo y su manejo, como por ejemplo, una disminución de la difusividad por la compactación debida al tránsito de maquinarias agrícolas y/o animales, o un aumento por el uso de subsoladores. El segundo factor depende del tipo y cantidad de bacterias responsables de consumir o de producir CH_4 o CO_2 ; a esto se suma la respiración de las raíces de las plantas y de los organismos heterotróficos del suelo. La actividad de todos estos componentes está condicionada por el tipo de horizonte y la presencia de agua (Curry, 2007). En el caso de las bacterias relacionadas con el CH_4 , existen taxones asociados con la emisión neta de este gas (metanogénicas) y otros con su oxidación o consumo (metanotróficas). Estas poblaciones conviven en el suelo y son afectadas diferencialmente por las condiciones microambientales modificándose el balance de flujos de GEI de acuerdo al uso del suelo (Kim y Kirschbaum, 2015). Así, mientras que en el caso del CO_2 la actividad biológica del suelo siempre redundará en emisiones netas, en el caso del CH_4 puede ocurrir emisión o secuestro neto como se ha observado en diversos ecosistemas (Kim y Kirschbaum, 2015). La distribución en el suelo de los microorganismos es bastante irregular; en general sigue la distribución vertical de la materia orgánica y de los nutrientes, pero es alterada por varios factores como la composición de la atmósfera del suelo, el pH, la temperatura, la humedad, tipo o calidad de los aportes orgánicos y la presencia de sustancias antimicrobianas, por lo que varía de forma importante tanto espacial como temporalmente (Agnelli et al., 2004; McNamara et al., 2008). Actualmente es poco lo que se conoce acerca de los grupos de microorganismos responsables de los procesos de secuestro o emisión de GEI y de la dinámica de sus poblaciones en el suelo (Bodelier et al., 2004; Xu et al., 2012); por lo que resulta necesario realizar más estudios al respecto. De acuerdo a lo presentado en Oertel et al. (2016), la tasa de emisión promedio de CO_2 de tierras bajas, anegables, excede a la de las tierras forestales, pastizales o cultivos herbáceos. En este sentido, cuando los humedales son drenados para ser utilizados con fines productivos, las tasas de emisión de CH_4 decrecen hasta convertirse en sumideros en donde la tasa de captura dependerá del contenido de materia orgánica (Oertel et al., 2016).

Magnitud y variación en el servicio de mitigación de CH_4

Una estimación a nivel mundial indica que los suelos de bosques templados presentan tasas de flujos de $-1,3$ a $-10,5 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ (el valor negativo indica oxidación de CH_4 ; Dalal et al., 2008). Por otro lado, la emisión de metano producida por el ganado en un pastizal está en el orden de 56 a $70 \text{ kg CH}_4 \text{ animal}^{-1} \text{ año}^{-1}$, según los niveles de complejidad metodológicos empleados (niveles 1 ó 2 o datos provistos por el IPCC o datos específicos estimados por el propio país, IPCC 1996). En este sentido, comparando este tipo de datos de referencia, las poblaciones de bacterias metanotróficas podrían oxidar por hectárea, entre un 2 a un 19% de lo producido por el ganado. Un aspecto importante a tener en cuenta es que aun estando en el mismo sitio, es decir, manteniendo las características físicas del suelo y estructurales de la cubierta vegetal, las condiciones climáticas generan cambios en la magnitud del servicio ambiental. Por ejemplo, Fest et al. (2017) estimaron que la capacidad anual de oxidación de CH_4 de un bosque nativo de Australia dominado por eucaliptus rondaba los $-1,79 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1}\text{año}^{-1}$. Este valor fue $1/3$ del estimado por Meyer et al. (1997) para el mismo sitio. Fest et al. (2017) mencionan que la precipitación anual durante sus mediciones rondó los 1063 mm año^{-1} , contra 677 mm año^{-1} documentado por Meyer et al. (1997). Estas diferencias en la precipitación, que redundaron en un mayor contenido de agua en el suelo, determinaron la disminución en la capacidad de los suelos de actuar como sumideros de CH_4 . Así,



Fest et al. (2017) demostraron que el 90% de la variabilidad temporal pudo ser explicada por el cambio en el contenido de agua del suelo, siendo menor el efecto de la temperatura. Sin embargo, en un estudio realizado en España, los cambios en las tasas de oxidación de CH₄ variaron principalmente en relación a la temperatura (Álvaro Fuentes et al., 2018). Más aún, estos autores demostraron que los mismos sitios actuaron como sumideros o emisores dependiendo las condiciones climáticas del sitio. A manera de modelo conceptual, un meta-análisis realizado por Finn et al. (2015), que tomó en cuenta 12 estudios que cubrieron 91 sitios, determinó que los factores claves a tener en cuenta son: (i) humedad del suelo, (ii) temperatura, (iii) disponibilidad de amonio y nitratos, y (iv) cambios en el uso del suelo en relación al pH, disponibilidad de sustratos y de sustanciasceptoras de electrones. Por supuesto, no todos estos factores tienen el mismo efecto en todos los sitios, por lo que se necesitan estudios detallados para determinar cuáles son las principales limitantes en cada región.

Los árboles como condicionante de los flujos de materia y energía del ecosistema

Como mencionan Dalal et al. (2008), en promedio, los suelos con una cubierta vegetal leñosa presentan flujos de CH₄ negativos, lo que se podría explicar por los cambios en los flujos de agua y energía que genera en comparación con una cobertura herbácea. La presencia de masas forestales, dada su mayor estructura vertical y capacidad de exploración del suelo, provoca cambios en la magnitud de los flujos de energía y los ciclos del agua, nutrientes y sales con respecto a una cobertura herbácea. Así, es posible verificar diferencias en la temperatura superficial del suelo y del aire entre los sitios con y sin cobertura arbórea. Por ejemplo, Caballé (2013), trabajando en el N.O. de la Patagonia, observó mayores temperaturas durante el invierno y menores durante el verano en suelos forestados en comparación con la estepa circundante. La mayor temperatura del suelo genera a la vez, una mayor evaporación del agua contenida en las capas superficiales del mismo y lógicamente, afecta la tasa de respiración de la biota microbiana. Con respecto al agua, los procesos de interceptación de lluvias, consumo de distintas fuentes (perfiles más profundos de suelo) y la capacidad de ciertas especies de realizar una redistribución del agua entre perfiles con distintos potencial hídrico, producen cambios temporales y espaciales del contenido de agua en el suelo que modifican la dinámica y productividad del sotobosque, lixiviado de nutrientes y flujos de sales (i.e. Joffre y Rambal 1998 en ambientes mediterráneos, Bouillete et al. 2002 en ambiente húmedos). En general, los sistemas forestales muestran una mayor evapotranspiración anual que los sistemas herbáceos dada las diferencias biológicas (volumen de suelo explorado, área foliar desarrollada) y físicas (rugosidad de la canopia y resistencia aerodinámica; Zhang et al. 1999). La diferente arquitectura de las raíces de las especies leñosas produce no sólo cambios en la distribución vertical del contenido de C del suelo (Jobbágy y Jackson 2000), sino también, genera cambios en las tasas de infiltración del agua como producto de una mayor porosidad del mismo (Joffre y Rambal 1998). En particular, estas diferencias generan cambios en la comunidad microbiana al modificar la tasa de difusión de gases y por lo tanto, la presión parcial de O₂ en los distintos perfiles del suelo (Tate 2005). De manera similar, la comunidad microbiana también puede cambiar durante el desarrollo del rodal, mostrando algunos taxones una menor adaptabilidad que otros al cambio de ciertas variables ambientales del suelo asociadas al desarrollo del rodal, como el cambio en pH o la relación C/N (Cobo-Díaz et al., 2017). Así, los procesos de forestación y deforestación no sólo generan cambios en la estructura vertical (lo que de por sí modifica los flujos de aire y los gradientes de presiones parciales de los gases) sino que también, modifican distintos factores del ambiente relacionados con la distribución de nutrientes, gases y energía los que según el sentido, favorecerán ciertos procesos



o flujos y actuarán mermando otros (Kim y Kirschbaum, 2015).

El manejo forestal y la oxidación de CH₄ en los suelos

En general, se observa que la tasa de oxidación de metano en suelos con cobertura forestal varía tanto con la estructura forestal como la composición específica de la forestación. Así, en el trabajo de revisión de Kim et al. (2016) se estimó una tasa promedio de flujo de CH₄ de $-1,6 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para distintas conformaciones de sistemas agroforestales. Sin embargo, las tasas variaron desde 0,8 en sistemas definidos como "buffer – amortiguadores riparios" (fajas entre cultivos y cursos o espejos de agua) a $-3,2 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en sistemas definidos como "barbechos mejorados con plantaciones" (instalación de árboles de rápido crecimiento, preferentemente leguminosos, durante el período de descanso del suelo entre rotación de cultivos). Es interesante mencionar que la densidad forestal no mostró un efecto relevante en la capacidad de los suelos de oxidar CH₄. En este sentido, Sullivan et al. (2008) mencionan que el raleo no afectó la magnitud de este servicio ecosistémico en el corto plazo, aunque sí afectó la emisión del CO₂ por disminución de la respiración autotrófica. Por otro lado, la especie forestal podría jugar un rol importante en la capacidad de mitigación del suelo (por ejemplo, Priano et al. 2014), aunque algunos resultados muestran que existirían ciertas condiciones para que esto se manifieste (McNamara et al. 2008). En este último caso, que se trata de un estudio realizado en Inglaterra, muestra que los pastizales se comportaron como emisores netos de CH₄ a una tasa de emisión de $4,6 \text{ kgCH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, mientras que las forestaciones mostraron tasas netas de mitigación sin importar la especie forestal (flujo promedio de $-0,5 \text{ kgCH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; McNamara et al. 2008).

El rol de las forestaciones en la región pampeana: crecimiento de las principales especies cultivadas en la región y su significancia como mitigadores de CH₄ entérico

La región pampeana argentina se caracteriza por poseer una meso y micro-heterogeneidad edáfica importante, con sitios con suelos profundos, generalmente utilizados para la agricultura, y sitios con alguna limitante para dicha actividad dentro de los mismos predios, en donde se realiza la cría de ganado. Los mejores sitios en términos agronómicos son utilizados para las principales actividades productivas de la región, la agricultura y la ganadería, mientras que en la actualidad, en general los árboles se cultivan en zonas marginales para estas dos actividades productivas, o como máximo, sólo aptas para uso ganadero. A pesar de estos condicionantes, la productividad que alcanzan las especies cultivadas es relativamente elevada. Sin tener en cuenta la región del Delta del Paraná, cuyas características ambientales difieren en mucho a las del resto de la provincia, las especies forestales más utilizadas muestran los siguientes crecimientos anuales a densidades comerciales normales, en $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (BA Buenos Aires Forestal, 2010):

Eucalipto: *Eucalyptus globulus*: 30-35, *E. viminalis*: 20-30, *E. camaldulensis*: 20-25.

Pino: *Pinus radiata*: 20-30.

Álamo: *Populus deltoides*: 18-25.



Estos crecimientos anuales, teniendo en cuenta la densidad de su madera, representarían valores de 26-50, 18-25 y 13-18 ton CO₂ equivalentes para eucalipto, pino y álamo, respectivamente. Si se considera que el ganado bovino emite 1,88 ton CO₂ equivalentes por unidad animal (valor considerado estándar para un bovino adulto de 450 kg), cada hectárea forestada secuestraría el equivalente a las emisiones de 13-23, 9-14 y 7-10 unidades animales para cada grupo forestal mencionado (eucalipto, pino, álamo). Cabe destacarse que los números precedentes toman en cuenta sólo la capacidad de secuestro de C en biomasa aérea (fustes) de los árboles, bajo los actuales sistemas de producción. Por lo tanto, este número subestima el real potencial de mitigación ya que debería sumársele el componente de secuestro de C en suelos, y el de oxidación del propio metano. Para el primer componente, existen algunos antecedentes que estiman una mayor cantidad de carbono orgánico total en el suelo debajo de las forestaciones que en el pastizal natural (Lupi y Ferrere, 2009). Estos autores describen un promedio de 140 y 158 Mg ha⁻¹ de carbono orgánico total en los primeros 50 cm de suelo de pastizal natural y forestaciones con *Pinus radiata*, respectivamente, para el sudeste de la provincia de Buenos Aires, y de 44 y 47 Mg ha⁻¹ de carbono orgánico total en los primeros 50 cm de suelo de pastizal natural y forestaciones con *Eucalyptus viminalis*, respectivamente, para el sudoeste de la mencionada provincia. Para el segundo componente, los resultados son preliminares y se discuten específicamente en el próximo apartado. Por otro lado, como se mencionó, los actuales sistemas de producción se desarrollan en sitios marginales, con escaso manejo forestal y en general, con materiales genéticos con bajo grado de mejora. Todo esto indica que la brecha productiva es muy grande y que existe una gran potencialidad para aumentar las tasas de crecimiento forestal en la región, tanto por una diferente elección de sitios como por la aplicación de una silvicultura y genética adecuadas.

Ahora bien, las tasas de crecimiento mencionadas se refieren a forestaciones puras, de alta densidad de plantación, en general no compatible con el desarrollo de un sotobosque adecuado que sirva para sostener carga ganadera. Bajo estas circunstancias, la presencia de vegetación verde debajo del dosel arbóreo es baja. En el caso de las forestaciones con *Pinus radiata*, la ausencia de manejo produce un cierre casi total del dosel arbóreo que genera un ambiente de baja radiación solar, registrándose una biomasa verde herbácea de alrededor de un 10% del pastizal a cielo abierto (Lupi y Ferrere, 2009). Por otro lado, dadas las características ecofisiológicas del *E. viminalis*, la cobertura del dosel arbóreo no supera el 60%, aún en aquellos rodales sin ningún tipo de manejo forestal. Bajo estas condiciones, la vegetación herbácea verde se reduce un 50% en relación a la estimada en el pastizal (Lupi y Ferrere, 2009). El desarrollo de sistemas silvopastoriles conlleva a un aumento del crecimiento individual de los árboles con una concomitante disminución de la productividad del rodal, debiendo ajustarse los cálculos de acuerdo con estos criterios. Son escasos los antecedentes de crecimiento de rodales en baja densidad en la región pampeana (extra-Delta), destacándose los resultados de ensayos de raleo realizados en *P. radiata* en las sierras de Tandil (Ferrere et al, 2015) y en *Eucalyptus globulus* (Achinelli F, UNLP, común. Personal). Ferrere et al. (2015) demostró que el volumen de madera en pie a los 13 años de edad alcanzó los 190, 161 y 108 m³ha⁻¹ para los tratamientos testigo y raleos del 50 y 75% de la densidad de individuos. El diámetro cuadrático medio fue de 22, 26 y 30 cm para los tratamientos anteriormente mencionados. Para el caso de *E. globulus* también se observó una respuesta clara al raleo. Así, el volumen en pie a dos años del raleo fue máximo en el testigo y en las parcelas sometidas a un raleo intermedio en cuanto a intensidad (se dejaron en pie una proporción de individuos que se correspondió al 30% del índice de densidad relativo máximo estimado), estimándose 16 y 14,8 m³ha⁻¹, respectivamente. En el caso de la parcela raleada con mayor intensidad (se dejó una densidad arbórea correspondiente al 15%



del índice de densidad relativo máximo) se estimó un menor volumen en pie ($10 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$). Sin embargo, el crecimiento relativo de los individuos remanentes, es decir, el volumen generado a partir del remanente post-raleo, fue mayor en las parcelas con raleos más intensos, seguidas por las de raleo intermedio y con menores valores las parcelas testigo (20, 17 y 10%, respectivamente). Estas mediciones claramente ponen en evidencia la mayor tasa de crecimiento individual luego de que se disminuye la competencia intraespecífica por la aplicación de un raleo.

Finalmente, la superficie actual forestada de la provincia, nuevamente sin contar con la región el Delta del Paraná, consta aproximadamente de unas 50.000 ha, lo que significaría, tomando en cuenta la capacidad promedio de fijar CO_2 equivalente en el fuste de las forestaciones, que sólo se estaría mitigando la emisión de 800.000 unidades de ganado de un promedio histórico que ronda los 17 millones de cabezas.

Estado del arte de los suelos pampeanos como sumideros de CH_4

Actualmente, se cuenta con poca información a nivel nacional –y del hemisferio sur en general– respecto al funcionamiento de este importante sumidero de CH_4 . El análisis de imágenes satelitales georreferenciadas obtenidas mediante el satélite GOSAT permitió describir algunos patrones estimados en el territorio de la Argentina (Fusé et al, 2016): i) existe una variación anual (anomalías) en la concentración de CH_4 atmosférico con respecto a la concentración media, que es generada por la variación territorial de sitios emisores y sumideros; ii) en general, existe una diferencia entre el período primavera-verano con las anomalías de otoño-invierno; iii) las anomalías tienden a tener un signo negativo (sumidero) en la región oeste del país (región de Cuyo y Chaqueña semiárida), mientras que hacia el este se observan una mayor variabilidad en el signo de las anomalías, con valores negativos en la época cálida y positivas (emisiones) durante la época fría. Si bien se requiere un mayor volumen de estudios, este trabajo pone en valor regiones semiáridas del país como sumideros netos, así como también, la importancia de los grandes centros urbanos y de los humedales como fuentes de CH_4 . A escala de sitio, los estudios ponen en evidencia el impacto del manejo de la cobertura vegetal sobre la capacidad de las bacterias metanotróficas de oxidar CH_4 . Por un lado, Priano et al. (2014) en Tandil, Pcia. de Buenos Aires, describieron diferencias en las tasas de oxidación de CH_4 en suelos dependiendo de las especies forestales. Así, fue máxima en sitios con una cobertura de árboles caducifolios ($-14,9 \text{ ngCH}_4 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$), seguida de la cobertura con pinos ($-9,81 \text{ ngCH}_4 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$), mostrando las menores tasas las coberturas con eucaliptos y pastizales (alrededor de $-3,8 \text{ ngCH}_4 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$). Otro estudio en las sierras de Tandil en donde se realizaron mediciones periódicas de flujos de CH_4 en la ISA durante todo un año, reveló que en promedio, en los suelos forestados con *Pinus radiata*, la tasa de CH_4 fue de $-21,9 \text{ ngCH}_4 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$, sin mostrar diferencias entre una forestación sin manejo (densidad: $977 \text{ plantas ha}^{-1}$, área basal $38,6 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$, cobertura 90%) y otra raleada para generar un sistema con sotobosque herbáceo similar a un ambiente silvopastoril (densidad: $727 \text{ plantas ha}^{-1}$, área basal $45 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$, cobertura 70%; De Bernardi et al. 2017). Más allá de esta similitud entre pinares con distinta cobertura, la capacidad de mitigación fue significativamente mayor que la medida en suelos contiguos bajo uso agrícola ($-4,5 \text{ ngCH}_4 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$) y de pastizal natural ($-10 \text{ ngCH}_4 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$). Por un lado, estos resultados muestran que más allá de los valores, todos los sistemas se mostraron como sumideros de CH_4 y que la magnitud estuvo dentro de los rangos mínimos y máximos estimados por Dalal et al. (2008). Para la región de sierras de Tandil se estima, a partir de dichos valores promedio, una tasa de oxidación de CH_4 de 6,9 y $1,4 \text{ kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ para los suelos forestados y bajo cultivo agrícola, respectivamente, confirmando



la mayor capacidad de actuar como sumideros por parte de las forestaciones que los sistemas herbáceos.

Considerando cuáles fueron los principales factores ambientales que explicaron la variación en los valores entre fechas y entre sistemas, se concluyó que existe una influencia fuerte de la humedad, temperatura y densidad aparente del suelo (de Bernardi et al. 2017).

Por otro lado, resultados preliminares (De Bernardi et al., UNICEN, datos no publicados) de mediciones periódicas realizadas en forestaciones de *Eucalyptus globulus* en Balcarce, Pcia. de Buenos Aires, muestran también mayores flujos netos negativos en el sistema arbóreo que los herbáceos contiguos (pastizal, cultivo agrícola), pero no en todas las situaciones. En este sentido, las diferencias se observaron sólo en los sistemas más abiertos, con mayor cobertura de pasto en el sotobosque, mientras que en los más cerrados, los flujos de CH₄ fueron similares al pastizal. Esto es así a pesar de que los niveles de cobertura arbórea (o índice de área foliar, IAF) en los eucaliptales nunca alcanza valores tan altos como en los pinares, aún a las máximas densidades arbóreas, siempre se verifica presencia de pastos en el sotobosque.

Estos resultados sugieren que ambos sistemas forestales estudiados –pinares y eucaliptales– poseerían una mayor capacidad de mitigación de CH₄ que los sistemas herbáceos en los mismos suelos y condiciones climáticas, aunque esta diferenciación depende del nivel de cobertura arbórea en el caso de los eucaliptos. En ambas especies arbóreas los sistemas más abiertos con herbáceas en el sotobosque, fueron los de mayores flujos negativos de CH₄, sugiriendo que los sistemas silvopastoriles serían una opción que maximiza este servicio ambiental, al menos con estas especies y condiciones climáticas y edáficas.

CONCLUSIONES

Las forestaciones, y los sistemas silvopastoriles dentro de ellas, pueden brindar, además de los beneficios relacionados con la producción maderera que diversifique la ganadera, la posibilidad de mitigar la emisión de GEI proveniente del componente animal, constituyendo un incentivo adicional ambiental y de mercado. La compensación de emisiones de metano entérico se produce por distintas vías: el secuestro de C en la biomasa forestal aérea y subterránea cuya permanencia como tal dependerá de la rotación forestal y del uso posterior de la madera; del secuestro de C en los suelos, cuya permanencia dependerá de la composición de la materia orgánica y del grado de protección de la misma en los distintos suelos y climas; y de la tasa de oxidación de CH₄ también en los suelos, que depende de diversos factores, no del todo dilucidados. De todas maneras, a pesar de que aún hace falta realizar estudios detallados y en un mayor espectro ambiental y de situaciones forestales, todos los resultados existentes hasta el momento convergen en el hecho de que los sistemas arbóreos –especialmente aquellos relativamente abiertos– poseen una mayor capacidad intrínseca de secuestrar GEI que los sistemas herbáceos. La magnitud de estos procesos y las causas de las variaciones en las mismas, es lo que debe determinarse a fin de cuantificar este servicio así como orientar el manejo para maximizarlo.



Agradecimientos

La mayoría de los resultados obtenidos para la región pampeana fueron financiados por el CONICET, así como también, por la ANPCyT a través del PICT 2015-2540. Se agradece también al Jabalí SA y a la EEA Balcarce INTA por proporcionar los lugares de muestreo.

Bibliografía

Agnelli, A., Ascher, J., Corti, G., Ceccherini, M.T., Nannipieri, P., Pietramellara, G., 2004. Distribution of microbial communities in a forest soil profile investigated by microbial biomass, soil respiration and DGGE of total and extracellular DNA, *Soil Biology and Biochemistry* 36, 859-868.

Álvaro-Fuentes, J., Plaza-Bonilla, D., Arrúe, J.L., Bielsa, A., Cantero-Martínez, C., 2018. Chapter 4, Soil Carbon Dynamics Under Different Land Uses in Dryland Mediterranean Conditions, . En: Muñoz, M.Á., Zomoza, R., (Eds.), *Soil Management and Climate Change, Effects on Organic Carbon, Nitrogen Dynamics, and Greenhouse Gas Emissions*. Academic Press, London, pp. 39-52.

BA Buenos Aires Forestal, 2010. *Revista Forestal*, Ministerio de Agroindustria de la Provincia de Buenos Aires. Disponible en http://www.maa.gba.gov.ar/2010/SubPED/Agricultura/archivos/BAForestal_Revista;

Bodelier, P.L.E., Laanbroek, H.J., 2004. Nitrogen as a regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments. *FEMS Microbiology Ecology* 47, 265-277.

Boulet, J-P., Laclau, J-P., Arnaud, M., M'Bou, A.T., Saint-Andre, L., Jourdan, Ch., 2002. Changes with age in the spatial distribution of roots of *Eucalyptus* clone in Congo: impact on water and nutrient uptake. *Forest Ecology and Management* 171, 43-57

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. Escuela para graduados, Fac. Agron., UBA. 216 pp.

Cobo-Díaz, J.F., Fernández-González, A.J., Villadas, P.J., Toro, N., Tringe, S.G., Fernández-López, M., 2017. Taxonomic and functional diversity of a *Quercus pyrenaica* Willd. rhizospheric microbiome in the Mediterranean mountains. *Forests* 8, 390; doi:10.3390/f8100390.

Curry, C.L., 2007. Modeling the soil consumption of atmospheric methane at the global scale. *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 21, GB4012,

De Bernardi, M., Priano, M.E., Fuse, V.S., Fernández, M.E., Gyenge, J.E., Guzman, S.A., Juliarena, M. P., 2017. Secuestro de metano y emisión de dióxido de carbono desde suelos con diferentes usos en la región serrana bonaerense. III Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología Ambiental, 31 de Julio al 3 de agosto, Santa fe, Argentina. P. 344.

Dalal, R.C., Allen, D.E., Livesley, S.J., Richards, G., 2008. Magnitude and biophysical regulators of methane emission and consumption in the Australian agricultural, forest, and submerged landscapes: a review. *Plant and soil* 309, 43–76. DOI: 10.1007/s11104-007-9446-7.

Ferrere, P., Lupi, A.M., Boca, T., 2015. Crecimiento del *Pinus radiata* sometido a diferentes tratamientos de raleo y poda en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Bosque* 36, 423-434.

Fest, B.J., Hinko-Najera, N., Wardlaw, T., Griffith, D.W.T., Livesley, S.J., Arndt, S.K., 2017. Soil methane oxidation in both dry and wet temperate eucalypt forests shows a near-identical relationship with soil air-filled porosity *Biogeosciences*, 14, 467–479.

Finn, D., Dalal, R., Klieve, A., 2015. Methane in Australian agriculture: current emissions, sources and sinks, and potential mitigation strategies. *Crop & Pasture Science* 66, 1–22.

Fusé, V.S., Priano, M.E., de Bernardi, M., Marinone, E., Guzmán, S.A., Juliarena, M.P., 2016. Regional variations in atmospheric methane in Argentina according to satellite data. *Biennial Congress of Argentina, IEEE*

Houweling, S., Kaminski, T., Dentener, F., Lelieveld, J., Heimann, M., 1999. Inverse modelling of methane sources and sinks using the adjoint of a global transport model. *Journal of Geophysical research* 104, 137-163.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006 *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Japan: IGES, v. 4, 2006.

IPCC, 2001. *Climate change 2001: the scientific basis. Contribution of Working Group 1 to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, edited by J.T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell and C.A. Johnson (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, UK, y New York, USA, 2001.

Jobbágy, E.G., Jackson, R.B., 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biogeochemistry* 64, 205-229.

Joffre, R., Rambal S., 1988. Soil water improvement by trees in the rangelands of southern Spain. *Acta Oecologica* 9, 405–422.



- Kim, D.G., Kirschbaumb, M.U.F., Beedy, T.L., 2016. Carbon sequestration and net emissions of CH₄ and N₂O under agroforestry: Synthesizing available data and suggestions for future studies. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 226, 65–78.
- Kim, D.G., Kirschbaum, M.U.F., 2015. The effect of land-use change on the net exchange rates of greenhouse gases: A compilation of estimates. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 208, 114–126.
- Lupi, A.M., Ferrere, P., 2009. Informe final Proyecto PNFOR 2215 – Región pampeana. INTA. 85pp.
- McNamara, N.P., Black, H.I.J., Pearce, T.G., Reay, D.S., Ineson, P., 2008. The influence of afforestation and tree species on soil methane fluxes from shallow organic soils at the UK Gisburn Forest Experiment. *Soil Use and Management*, 24, 1–7
- Meyer, C. P., Galbally, I. E., Wang, Y.-P., Weeks, I. A., Tolhurst, K. G., and Tomkins, I. B., 1997. The enhanced emission of greenhouse gases from soil following prescribed burning in a southern eucalyptus forest. Final report to the National Greenhouse Gas Inventory Committee, CSIRO, Division of Atmospheric Research, Aspendale, Victoria, 1–66, 1997.
- Oertel, C., Matschullat, J. Zurba, K., Zimmermann, F., Erasmí, S., 2016. Greenhouse gas emission from soils – A review. *Chemir der Erde – Geochemistry* 76, 327-352.
- Priano, M.E., Fusé, V.S., Gere, J.I., Berkovic, A.M., Williams, K.E., Guzmán, S. A, Gratton, R. and Juliarena, M.P. 2014. Tree plantations on a grassland region: effects on methane uptake by soils. *Agroforestry Systems* 88:187–191.
- Priano, M.E., Fusé, V.S., Mestelan, S., Berkovic, A.M., Guzmán, S.A., Gratton, R., Juliarena, M.P., 2018. Afforested sites in a temperate grassland region: influence on soil properties and methane uptake. *Agroforestry Systems* 92, 311-320.
- Sullivan, B.W. Kolb, T.E., Hart S.C., Kaye, J.P., Dore, S., Montes-Helu, M., 2008. Thinning reduces soil carbon dioxide but not methane flux from southwestern USA ponderosa pine forests. *Forest Ecology and Management* 255, 4047–4055.
- Tate, K. R., Ross, D. J., Saggarr, S., Hedley, C. B., Dando, J., Singh, B. K., & Lambie, S. M. (2007). Methane uptake in soils from *Pinus radiata* plantations, a reverting shrubland and adjacent pastures: effects of land-use change, and soil texture, water and mineral nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 1437-1449.
- Villa Álvarez, F., Giolo de Almeida, R., Laura, V.A., 2015. Carne Carbono Neutro: um novo conceito para carne sustentável produzida nos trópicos. Documentos 210. EMBRAPA, Brasília, DF: 32p.
- Von Fischer J.C., Butters, G., Duchateau, P.C., Thelwell, R.J., Siller, R., 2009. In situ measures of methanotroph activity in upland soils: A reaction-diffusion model and field observation of water stress. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 114, 1–12
- Whitmore, A.P., Kirk, G.J.D., Rawlins, B.G., 2014. Technologies for increasing carbon storage in soil to mitigate climate change. *Soil Use and Management* 31, 62-71.
- Xu, Y-g., Yu, W-t, Ma, Q., Zhou, H., 2012. Responses of bacterial and archaeal ammonia oxidizers of an acidic luvisols soil to different nitrogen fertilization rates after 9 years. *Biology and Fertility of Soils* 48, 827-837.
- Zhang, L., Dawes, W.R., Walker, G.R., 1999. Predicting the effect of vegetation changes on catchment average water balance. Technical Report 99/12. Cooperative Research Center for Catchment Hydrology, Canberra, CSIRO Land and Water.



MATRIZ DEL PAISAJE, ESCALAS E INTERACCIONES EN LOS SISTEMAS SILVOPASTORILES Y AGROFORESTALES

LANDSCAPE MATRIX, SCALES AND INTERACTIONS IN SILVOPASTORAL AND AGROFORESTRY SYSTEMS

Laclau, Pablo (1), Verónica Rusch (2)

⁽¹⁾ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Bariloche, Argentina

Dirección de contacto: laclau.pablo@inta.gob.ar, Mascardi 535, (8370) San Martín de los Andes, Argentina.

⁽²⁾ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Bariloche, Argentina

Dirección de contacto: rusch.veronica@inta.gob.ar, Paraje Villa Verde, cc 277, (8400) San Carlos de Bariloche, Argentina

Resumen

Los sistemas silvopastoriles (SSP) brindan una serie de beneficios ambientales y económicos respecto de las monoculturas agrícolas. En general se han abordado a nivel predial, aisladamente del paisaje que los contiene, con el cual intercambian materiales, energía e información. Para analizar su papel en el nivel regional, es necesario comprender conceptos de ecología del paisaje y reconocer sus componentes y sus procesos. En este artículo se comentan estos elementos y se discute la ubicación de los SSP y otros sistemas agroforestales, que simplificadaamente pueden localizarse en: (i) paisajes predominantemente boscosos, (ii) agroecosistemas, (iii) áreas de transición entre bosques y otras regiones sin bosques, ya sea en bordes naturales o de avance agropecuario. Los SSP en áreas de bosques nativos, en general históricamente afectados por ganadería e incendios, contribuyen a detener la erosión y a recuperar la cobertura arbórea de zonas degradadas, restaurando su conectividad y flujos de materia y energía. En las regiones agropecuarias, su mayor utilidad posiblemente resida en mitigar impactos ambientales adversos de la agricultura y el urbanismo, recreando refugios para algunos componentes silvestres -incluyendo controladores biológicos-, actuar como barrera ante la deriva de agroquímicos, o remover contaminantes del suelo. En ecotonos boscosos pueden restaurar la estructura forestal y los flujos que pudieran haberse interrumpido por degradación, así como también modificar la relación borde/superficie de paisajes alterados. Algunas funciones que pueden restaurar parcialmente en cualquiera de estos ambientes son la conectividad subterránea, la circulación de nutrientes, el balance hídrico, la fijación de nitrógeno o la regeneración arbórea, restituyendo biomasa y biodiversidad y protegiendo a los elementos nativos de la matriz que no están adaptados a vivir en sus bordes. Para que estos y otros efectos positivos ocurran, deben diseñarse y manejarse de modo de mantener una permeabilidad selectiva que facilite el flujo de especies o propágulos, y limite la penetración de agentes contaminantes y la expansión de especies introducidas, complementando los corredores naturales que vinculan las comunidades vegetales locales con otros ecosistemas y paisajes. En síntesis, para evaluar el impacto regional de los SSP, resulta imprescindible una mirada a escalas múltiples, la cual permite reconocer servicios ecosistémicos para el bien común más allá de los beneficios privados que pueden proveer.

Palabras clave: ubicación y manejo; jerarquía; hábitat; conectividad; funciones ecosistémicas.

Abstract

Silvopastoral systems (SPS) provide a series of environmental and economic benefits with respect to agricultural monocultures. In general, they have been addressed at the farm level, in isolation from the landscape that contains them, with which they exchange materials, energy and information. To analyze its role at the regional level it is necessary to understand concepts of landscape ecology and to recognize its components and related processes. This article considers these elements and debate about the location of



SPS and other agroforestry systems, which can be located in: (i) predominant forest landscapes, (ii) agroecosystems, (iii) transition areas between forests and other regions without forests, either on natural borders or agricultural borders. SPS in native forest areas, historically affected by livestock and fires contribute to stop erosion and recover tree cover from degraded areas, restoring their connectivity and flows of matter and energy. In the agricultural regions, their greatest utility may reside in mitigating adverse environmental impacts of agriculture and urbanism, by means of recreating shelterbelts for some wild components -including biological pest controllers-, acting as a barrier against the drift of agrochemicals, or removing contaminants from the soil. In forest transition ecotones, they can restore the forest structure and the flows that might have been interrupted by degradation, as well as modify the edge/surface ratio of altered landscapes. Some functions that can be partially restored in any of these environments are underground connectivity, nutrient circulation, water balance, nitrogen fixation or tree regeneration, recovering biomass and biodiversity, and protecting the native elements of the matrix unable to live at their edges. For these and other positive effects to occur, SPS must be designed and managed in order to maintain a selective permeability that facilitates the flow of species or propagules, limiting the penetration of contaminating agents and the expansion of introduced species, and complementing those natural corridors that link local plant communities with other ecosystems and landscapes. In short, in order to evaluate the regional impact of the SPS, it is essential to look at multiple scales, which allows us to recognize ecosystem services for the common good beyond the private benefits they could provide.

Keywords: location and management; hierarchy; habitat; connectivity; ecosystem functions.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas silvopastoriles (SSP) y los sistemas agroforestales en general, son arreglos espacio-temporales de uso del suelo (Jose, 2012; Gordon et al., 1997; Williams et al. 1997). En el caso de sistemas instalados sobre bosques nativos e hipotéticamente manejados sustentablemente, salvo durante un período inicial de implementación y diseño (o rediseño) de la estructura de sus componentes leñoso, forrajero y ganadero, su cobertura forestal y sus propiedades funcionales permanecerían relativamente estables por largos períodos (Jose, 2009). En cambio, los SSP realizados con plantaciones (espaciadas) de especies forestales sobre pasturas naturales o cultivadas, prosiguen un ciclo caracterizado por una etapa inicial con estructura herbácea y subleñosa hasta que crecen los árboles, una intermedia y presumiblemente la más larga, de desarrollo arbóreo en combinación con el pasto y el ganado, y una final, en la que se eliminan los árboles gradual o abruptamente, dando lugar a un nuevo ciclo sobre el terreno desarbolado (Figura 1) (Laclau, 2012).

Entre los beneficios ambientales de los SSP y también de otros sistemas agroforestales, se destacan la mayor resiliencia ante diferentes disturbios, el mantenimiento de condiciones de naturalidad, la estabilidad estructural y de funcionamiento, y los servicios que derivan de ello, como la conservación de la biodiversidad, del suelo y el agua, el secuestro de carbono atmosférico (respecto de los agroecosistemas tradicionales) y la regulación microclimática interna (Montagnini, 2015; Corbella et al., 2015; Jose, 2012; Fernández et al., 2005). Entre los económicos se suele mencionar al mayor bienestar animal y al crecimiento forrajero, ambos factores de la producción de carne y de su calidad (i.e., Pachas et al., 2012; Pantiu et al., 2012; Fernández et al., 2005; 2002), al desarrollo de árboles de aptitud industrial para usos que requieren alta calidad de madera (i.e., González et al., 2012; Colcombet et al., 2012), a la producción de frutos alimenticios (como la algarroba, o el mistol en la Región Chaqueña) (Tagliamonte et al., 2012), y a una mayor estabilidad de ingresos debido a la diversificación de productos y de oportunidad de su realización.

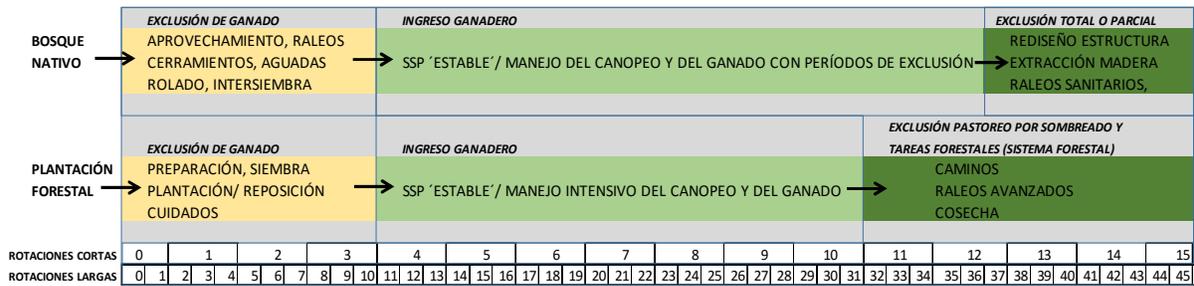


Fig. 1. Ciclo de un SSP

Ocupación temporal del suelo de los SSP, a partir de un pastizal (o rastrojo de cultivo) destinado a manejo silvopastoril con plantación forestal, o de bosque nativo degradado, reorganizado y manejado sustentablemente (Fuente: Laclau, 2012, modif.).

Las cortinas forestales, en bordes de lotes rurales o incluidas en los mismos, son otro tipo de sistema agroforestal que provee distintos servicios a los cultivos o a la ganadería (Laclau et al., 2015; Williams et al., 1997), con similares beneficios, aún en actividades complementarias como la apicultura. En la Región Pampeana, se han destacado entre los servicios más valorados por estas forestaciones lineales, la *creación de paisaje* y de *espacios recreativos*, el *refugio de fauna silvestre* y de *controladores biológicos*, la *prevención y control de la erosión del suelo*, el *secuestro de carbono*, el efecto de *filtro o barrera de contaminantes*, y la *sedimentación de partículas en suspensión* (Laclau y Domínguez Daguer, coords., 2014). Posiblemente en otras regiones del país, los aportes de las cortinas forestales y los SSP sean similares, aunque la *regulación térmica* y la del *balance hídrico* adquieren mayor relevancia en aquellas de climas extremos o de relieve montañoso (Laclau, 2012).

En general los SSP se han abordado como sistemas cerrados, es decir, considerando a sus componentes internos, su arreglo espacial y su manejo dentro de un lote o de un predio rural, aislado del entorno ambiental y económico en el cual se inscriben, desde y hacia el cual circulan insumos o productos del proceso productivo. Sin embargo, el ambiente en el que se desarrollan los SSP influye sobre las estrategias de manejo adoptadas, a la vez que éstas actúan sobre la funcionalidad de los ecosistemas cercanos. Cabe preguntarse entonces: ¿cuáles es la relación de estos sistemas prediales con el entorno? O cuando se escala del nivel de predio a ámbitos geográficos mayores: ¿cuál es el impacto de este manejo en los servicios ambientales que proveen las áreas boscosas y otros ecosistemas naturales? Debatir sobre estas preguntas, objeto de esta presentación, contribuiría a reconocer el valor estratégico de la implementación de los SSP en el paisaje que los contiene.

Salvo en áreas adonde la aptitud para plantar especies forestales ha sido promovida por el hombre, como en los oasis de riego insertos de regiones áridas o semiáridas, o en suelos bajos drenados o con enmiendas en regiones húmedas, los SSP se implementan en sitios *naturalmente* aptos para el crecimiento forestal, adonde las formaciones nativas aún perduran (a veces en su mínima expresión) en forma de bosques densos o abiertos, conservados o degradados en su estructura y funcionalidad. En general, los espacios en que se han implementado en el país SSP tanto de manejo del bosque nativo o de plantación forestal, han sufrido previamente degradación de



bosques por incendios, extracción forestal y ganadería históricos, o fueron bosques previamente reemplazados para agricultura o ganadería (aunque también para urbanización, creación de infraestructura social, minería de canteras, repositorios abiertos y otros usos).

En términos simplificados, estos sistemas de manejo agroforestal pueden insertarse en (i) un paisaje predominantemente boscoso, con bosques nativos o con plantaciones, o ambos tipos; (ii) uno dominado por agroecosistemas de cultivos o ganadería, o (iii) un paisaje de transición entre bosques nativos y otras regiones sin bosques, que en casos constituyen un límite o ecoclina natural, o un frente de avance agropecuario. Tanto en el paisaje agrícola como en el boscoso, se insertan parches que no se corresponden con la vegetación o sistema de cultivos dominante. Así, en el bosque natural hay áreas desboscadas por incendios, espejos y cursos de agua, eriales y humedales que no sostienen árboles, en tanto que en el paisaje agropecuario también hay zonas sin cultivo debido también a la presencia de espejos de agua, a relictos de formaciones leñosas, a limitantes edáficas o del relieve, o a decisiones específicas sobre otros usos del suelo.

Escalas y jerarquías

En ecología, el concepto de escala puede definirse como "la dimensión espacial y temporal que se requiere para un cambio en la tasa a la cual ocurren los procesos y en la importancia relativa de los factores que explican dichos procesos" (Galicia Sarmiento y Zarco Arista, 2002). Estos procesos, sociales, productivos o ambientales pueden analizarse a diferentes escalas espaciales, las cuales guardan una fuerte correlación con sus escalas temporales (Franklin, 1997). Así, los cambios en un bioma, pueden tener ciclos de milenios, los de un tipo de bosque de siglos, los de un árbol, anuales, la fotosíntesis a nivel de hoja, diarios, o el de un cloroplasto de minutos.

Según la teoría de las jerarquías (Allen y Starr, 1982) los sistemas ecológicos y otros sistemas complejos se encuentran estructurados jerárquicamente. Los procesos de orden superior, es decir los referidos a grandes superficies y largos ciclos temporales, restringen las posibilidades de los de las jerarquías inferiores; sin embargo éstas brindan la información para componer o explicar aquellos que los contienen (Fig.2).

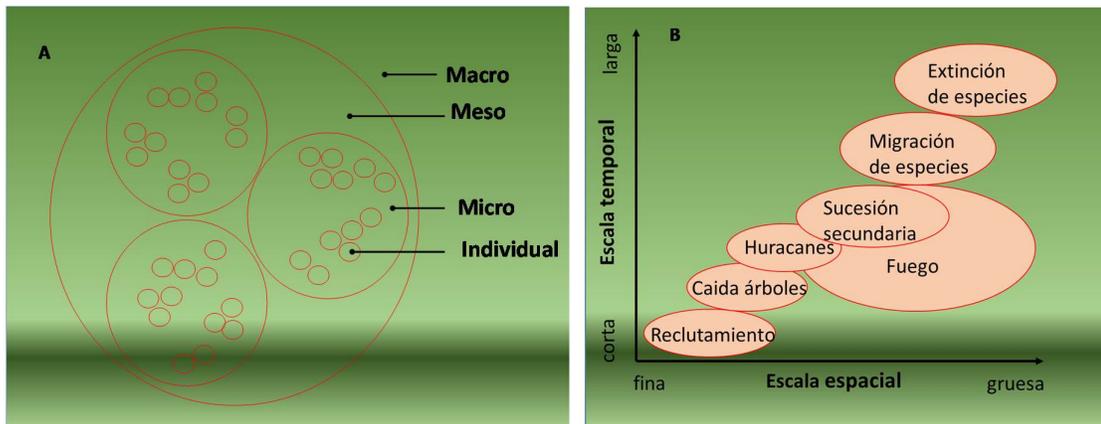


Fig. 2. Escalas y jerarquías

Sistemas organizados jerárquicamente (2A); el entorno fuera de los círculos representa el sistema de mayor jerarquía (macro), que contiene al siguiente orden (meso), constituido por un conjunto de sistemas menores (micro) que es el continente de los de menor jerarquía (micro). Las partes constitutivas de cada sistema de orden superior, que se representan como círculos agrupados, con mayor afinidad entre sí, se denominan holones⁴. En la 2B se muestra una secuencia de procesos que modulan la dinámica de un bosque sobre un plano espacio-tiempo; hacia la izquierda y abajo se encuentran los procesos de mayor escala (mayor detalle, a nivel del terreno) y hacia la derecha y arriba los de menor escala (menor detalle, procesos regionales) (Modif. de Allen y Starr, 1982).

Así como los SSP incluyen elementos propios (forraje, ganado, árboles y microambiente físico) que los constituyen y cuyas propiedades e interacciones determinan los procesos de desarrollo con sus tasas de cambio (Jose, 2012), estos sistemas se encuentran abarcados por un sistema mayor (edáfico, climático, vegetal) de escala con menor detalle (el paisaje), cuyas variables y procesos definen y condicionan a la vez su potencial (Archer, 2012). Por ello, para evaluar la sustentabilidad de los SSP más allá de sus relaciones intra-prediales, es de suma importancia comprender el rol funcional y el impacto de su diseño y acciones de manejo en el nivel regional, que variará según el paisaje en el cual se insertan y en su ubicación espacial.

El paisaje boscoso

Un paisaje es un conjunto heterogéneo de ecosistemas que se replican espacialmente y que configuran una porción del territorio contrastante con otros grandes ambientes adyacentes. Por ejemplo, los bosques nativos del norte de la Patagonia conforman un paisaje que incluye ecosistemas forestales, lacustres, humedales y eriales de alta montaña, que se distribuyen hacia ambas vertientes de la Cordillera de los Andes. Sus elementos constitutivos son la *matriz*, los *parches* y los *corredores* (Morlans y Romero, 2011; Harris y Silva-López, 1992).

La *matriz* es el espacio de mayor ocupación y conexión del territorio caracterizado por algún tipo de vegetación, dentro del cual se insertan los *parches*, espacios de ambientes diferentes que interrumpen la continuidad de la matriz (Morlans y Romero, 2011; Harris y Silva-López, 1992). Por ejemplo, dentro de la matriz boscosa de los bosques patagónicos, hay parches lacustres, claros de

⁴ Un holón es algo que es a la vez un todo y una parte. Cada sistema puede considerarse un holón, ya sea una partícula subatómica o un planeta. Dado que un holón está encuadrado en todos mayores, está influido porque influye a los todos mayores. Y dado que un holón contiene subsistemas o partes está influido a su vez por e influye a estas partes. La información fluye bidireccionalmente entre sistemas menores y mayores. <https://es.wikipedia.org/wiki/Hol%C3%B3n>



incendios, vegas, afloramientos rocosos con vegetación esteparia, zonas de recolonización forestal, etc.- Los *corredores* son áreas lineales que vinculan los parches del paisaje facilitando el flujo de organismos, nutrientes, agua y energía. Sumado a estos elementos se encuentran los *bordes*, o áreas de contacto entre corredores, matriz y parches, así como de un paisaje completo con los adyacentes. Como toda interfase, estos bordes o ecotonos tienen propiedades que los diferencian de los componentes mencionados, aunque contienen elementos de los ecosistemas que los conforman. El borde bosque-estepa en la Región Patagónica o el contacto entre el Espinal y la Región Pampeana son grandes ecotonos que configuran la transición de un paisaje a otro. Otros ecotonos locales son las áreas riparias, los bordes de una ruta, la periferia de una población, etc.-

El cambio de uso de un bosque bien conservado necesariamente apareja pérdidas en su estructura, alteración de sus flujos de energía, funcionamiento y cambios en la riqueza de especies. Los principales factores determinantes de su degradación, que llevan al extremo de la extinción de especies, son la *fragmentación* y la *pérdida de hábitats* (Perry et al., 2008, Harris y Silva-López, 1992; Bennett, 1990). Ambos procesos son diferentes pero se encuentran íntimamente relacionados. Así, poblaciones con pocos individuos, que podrían extinguirse por endogamia o por factores aleatorios, requieren mantener una población mínima viable de ambos sexos para su supervivencia. Este número mínimo debe contar con áreas aptas y de calidad suficiente que provean agua, alimento, refugio, etc., conectadas. La conectividad se relaciona con el tipo de vida silvestre que utiliza un hábitat. Así, en el caso de la fauna que se desplaza en forma diaria en un territorio, o que migra estacional o definitivamente por cambios en su calidad de hábitat -e.g., por cambio climático-, la interrupción de estos movimientos impactará sobre sus poblaciones a corto o largo plazo. Por lo tanto, ambos factores, superficie total de hábitat, y su nivel de conectividad, son esenciales.

Los paisajes de nuestro país cuya vegetación dominante está conformada por bosques naturales, en mayor o menor medida han sufrido impactos históricos o actuales derivados del desarrollo humano. En aquellos donde la matriz forestal se conserva, este desarrollo se manifiesta en los parches antrópicos del paisaje (instalaciones humanas como rutas, cultivos, poblaciones, etc.), en la ruptura e interrupción de flujos de los corredores naturales, en la degradación de la cubierta boscosa, o en el incremento de áreas de borde respecto de las áreas internas del paisaje. Pero en otros casos el paisaje forestal ha sido reemplazado casi totalmente por la expansión agropecuaria dando lugar a una matriz agrícola-ganadera adonde persisten parches boscosos y fragmentos de otros parches naturales.

La ganadería y los sistemas silvopastoriles en el paisaje

Uno de los procesos degradativos más importantes de las ecorregiones boscosas ha sido la actividad ganadera, vinculada o no a impactos previos como los incendios y la explotación forestal. En los bosques sometidos a uso ganadero por largo tiempo, particularmente en manejos de acceso abierto, la degradación del sotobosque y del suelo suele ser evidente, lo mismo que el aclareo de árboles para abastecimiento de leña, postes u otros usos rurales. La superposición de usos y la concentración de ganado en sitios cercanos a poblaciones o aguadas han generado *hot-spots* de degradación sostenida (Fig.3). En una escala regional, la persistencia de estas formas de uso conduce a largo plazo a una homogeneización del paisaje, comprometiendo procesos clave como la regeneración del bosque en toda el área. Los parches de bosque relativamente menos alterados



perduran como relictos que pueden dar lugar a la recolonización del bosque si se mejora el manejo hacia prácticas ganaderas más sustentables.

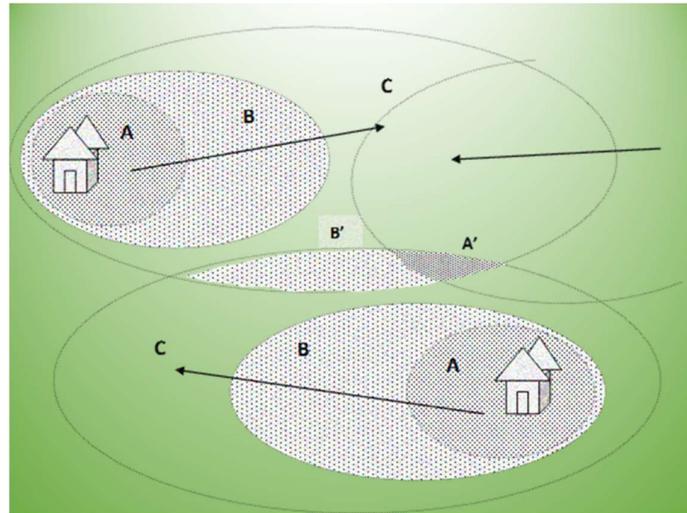


Fig. 3. Impactos de uso ganadero

Distribución espacial de los impactos de uso en el bosque por poblaciones campesinas que realizan ganadería de acceso abierto, en función de la distancia al núcleo poblacional. Los sectores más oscuros (A) representan zonas de uso muy intensivo, destinado a espacio habitacional, huerta y granja, corrales, etc.; las zonas intermedias (B) son de uso intensivo de pastoreo, extracción de frutos (i.e., algarroba en el norte, piñones en el sur), de leña, etc. con procesos importantes de degradación. Las zonas más alejadas (C) conservan parches de bosque y pastizales con bajo uso o nulo, alternado con pastoreo moderado u ocasional, además de cosechas menos intensivas de madera para leña, frutos, etc.- En los sistemas de acceso abierto, se produce superposición de uso entre usuarios intensificándose los impactos sobre el ambiente, aún a distancia de las poblaciones (B', A'). (Modificado de Laclau, 2002)

La función de mantener hábitats de calidad y conectados es esencial, pero no puede ser abordada sólo desde el manejo individual o predial. No obstante, en sitios altamente degradados por este tipo de impactos, el manejo silvopastoril puede resultar oportuno para detener procesos erosivos de ambiente y ordenar el sistema hacia su mejoramiento económico y social. Para que estos cambios positivos ocurran, los SSP deben sujetarse a algunas premisas básicas en su diseño e implementación de modo que constituyan elementos que mantengan una permeabilidad selectiva hacia las áreas boscosas circundantes facilitando el flujo de especies y propágulos, limitando la penetración de agentes contaminantes y la expansión de especies introducidas, y complementando a aquellos corredores naturales que vinculan la comunidad local con otros ecosistemas y paisajes. Es decir, la implementación SSP en términos de diseño, especies manejadas, intervenciones y movimiento ganadero, deben al menos contemplar:

- Que no se pierdan funciones ecológicas significativas en su periferia
- Que incremente, o al menos no disminuya, la conectividad actual del paisaje natural
- Que complementen, como sitios de amortiguación, a los parches de bosques de alta importancia biológica y a los corredores naturales existentes



- Que integren -donde los ecosistemas naturales no se hayan reemplazado totalmente-, especies nativas en los distintos estratos
- Que no generen contaminación ni constituyan focos de diseminación de plantas introducidas
- Que el balance entre el valor de los bienes y servicios producidos, y los bienes y servicios ambientales perdidos sea favorable

La influencia del paisaje en los sistemas agroforestales

Los estudios que caracterizan las interacciones entre los componentes de un SSP y que señalan sus beneficios productivos o económicos son abundantes, particularmente en aquellas zonas donde se han plantado especies forestales de rápido crecimiento, o pasturas subtropicales. Adecuadamente manejada, la cobertura forestal de los SSP modifica favorablemente las condiciones ambientales para el crecimiento forrajero y para los animales, en tanto que el pastizal o arbustal subyacente pueden disminuir la herbivoría sobre los árboles, fijar nitrógeno en el suelo, etc., y el ganado redistribuir nutrientes en el sitio. Sin embargo, según las etapas de desarrollo de estos sistemas (Fig. 1), los organismos presentes varían en su condición de facilitadores o competidores, y por ello, tanto la organización dinámica del sistema como la flexibilidad operativa se transforman en elementos clave para su mantenimiento y la obtención de beneficios económicos.

Estas y otras interacciones o *interferencias* (*sensu* Odum, 1971) entre los elementos vivos del sistema -sean de carácter neutro, de facilitación o de competencia-, implican la proximidad entre los organismos que interactúan (Radosevich y Osteryoung, 1987; Perry et al., 2008). En el caso del paisaje circundante a estos sistemas prediales, esta proximidad sólo se verifica en los parches contiguos, que a la vez reciben la influencia de otros parches a través de sus corredores, o de la propia matriz de vegetación. Considerando entonces una escala que trascienda los límites (prediales) del SSP, la comunidad que lo conforma se encuentra incluida en un paisaje con parches de diferentes comunidades y arreglos espacio-temporales.

Este macroambiente está conformado por la vegetación y los suelos regionales con sus estados y procesos, incluyendo los flujos y stocks del agua subterránea y los nutrientes, la rizosfera, y los distintos ensambles de flora y fauna edáficas, todos ellos elementos que permean hacia los parches silvopastoriles y los vinculan en el paisaje. También en la superficie y en el aire, los flujos de agua, de nutrientes, animales, de polen, de propágulos de plantas y la regulación que la comunidad vegetal ejerce sobre la temperatura, el viento y la humedad ambiente, son factores externos que afectan la estructura y funcionamiento de los SSP. Es por ello que en ambientes abiertos, esteparios, aunque también en zonas muy cálidas o muy frías, la protección de los árboles propios del sistema silvopastoril constituye un factor estratégico para la producción forrajera y ganadera, aspectos que en un ambiente netamente boscoso tendría poca relevancia. También en zonas agrícolas, los sistemas agroforestales proveen refugios de vida silvestre y constituyen una barrera o una trampa eficaz de contaminantes aéreos o subterráneos. La incidencia de la radiación en el pasto, controlada en primera instancia por la latitud y la exposición del relieve, depende más fuertemente del diseño espacial del componente forestal en sitios de vegetación baja, que en los de áreas boscosas contiguas, adonde los efectos de sombreado lateral pueden ser significativos.



Los SSP en un paisaje predominantemente boscoso

En aquellos sectores boscosos donde aún los reemplazos por actividad humana no son significativos los SSP pueden resultar estratégicos para mejorar áreas de bosques degradados por ganadería o dentro de grandes parches generados por incendios u otros disturbios. En estos casos, la incorporación de árboles y el control del pastoreo pueden contribuir a una cicatrización más pronta y efectiva del paisaje. En bosques relativamente continuos pero sometidos a ganadería extensiva, la sustitución del pastoreo escasamente controlado por estos sistemas agroforestales organizados, aún dentro de la matriz arbórea, pueden también contribuir a la restauración ecológica. En ese sentido, los SSP pueden ser generadores de una cobertura estratificada incrementando la conectividad forestal, o atenuar procesos de fragmentación y degradación del suelo y de la vegetación, o recuperar nichos ecológicos y proveer refugio para algunas especies, aún de carácter temporal, con la exclusión periódica del ganado.

También es posible que aisladamente, y fuera de estas situaciones en que contribuirían a la remediación de ciertos sitios, sus efectos sobre el paisaje sean insignificantes. Pero también, la implementación de SSP en una matriz del bosque nativo, por su agregación, ubicación o escala, podrían constituir un factor de fragmentación y pérdida de hábitat. Esto ocurre particularmente en situaciones, poco frecuentes, de implementación de SSP a partir de bosques relativamente densos y con el sotobosque original.

Por ejemplo, en un bosque continuo y relativamente homogéneo la continuidad biológica y estructural de la matriz permite un amplio intercambio de materia y energía entre dos puntos cualesquiera, prácticamente sin limitaciones, o eventualmente sorteando parches que la propia dinámica del bosque origina (Fig. 4A). Pero la ocurrencia de otros parches originados en avalanchas, inundaciones, incendios, etc., o las variaciones propias del relieve, suelo y clima locales, suelen determinar una sectorización de los espacios por los que discurren los flujos (Fig. 4B). También los emplazamientos rurales añaden parcelas de cultivos y ganado, o de espacio habitacional, incrementando el número de parches o modificando las características de los existentes (Fig. 4C). Algunos SSP -que son promovidos por normas, estímulos de mercado o apoyo gubernamental-, podrían incrementarse en forma sustantiva, y si se implementan sobre sitios boscosos sin considerar las características de esa matriz, modificarían significativamente su estructura a través de aclareos, plantaciones lineales, homogeneización de estratos, siembra de pasto y la propia acción del ganado. De este modo pueden transformarse en barreras para los flujos naturales y el mantenimiento de la dinámica del bosque, contribuyendo a la fragmentación de la matriz o a la obstrucción de corredores que vinculan parches (Fig. 4D). En cambio, su instalación dentro de parches que no cumplen un rol funcional dentro del ecosistema boscoso (i.e., sitios quemados afectados por procesos erosivos severos, laderas fuertemente desestabilizadas, focos de diseminación de plantas invasoras) sino que son factores de disturbios expansivos, puede incorporar componentes y procesos que contribuyen al restablecimiento de la cobertura forestal.

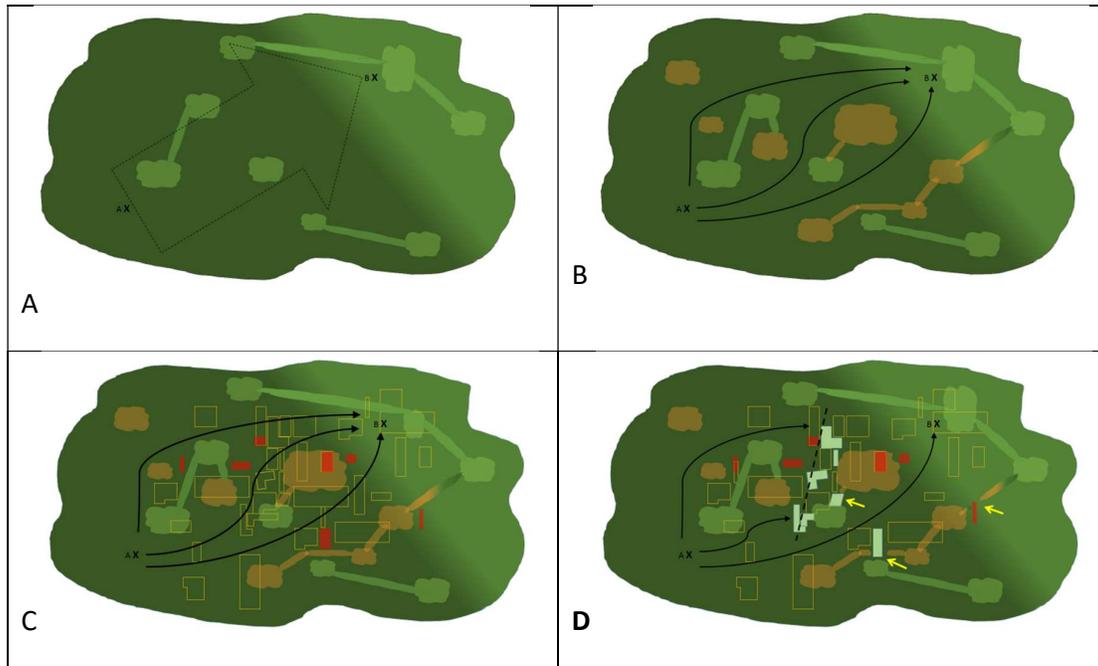


Fig. 4. Paisaje boscoso

Paisaje con matriz boscosa (fondo, verde oscuro) y parches de origen endógeno con corredores que los vinculan (formas contorneadas y lineales, verde claro); la materia y energía fluye libremente (flecha punteada) entre dos puntos (X) cualquiera A y B (4A). La ocurrencia de otros parches de origen exógeno, pero también accidentes geográficos que integrados a la matriz, con sus corredores (formas contorneadas y lineales, marrón claro) determinan que los movimientos de materia y energía de la matriz se canalicen por distintos sectores (flechas oscuras) (4B). Algunos cultivos o ganadería intensivos (rectángulos sombreados, rojizos) agregan nuevos parches dispersos a la matriz, en lotes (rectángulos de bordes amarillos) que mayormente mantienen la cobertura boscosa (4C). La incorporación de SSP prediales en forma relativamente concentrada (formas rectangulares, azul claro) actúan como una membrana semipermeable (línea de puntos, oscura), ampliando los parches antrópicos en la matriz, restringiendo o impidiendo flujos a través de ellos, a la vez que, como la agricultura, rompen la conectividad (flechas, amarillas) de algunos parches (4D).

Los SSP en agroecosistemas

En los agroecosistemas, la matriz del paisaje está conformada por lotes de pasturas y cultivos anuales o perennes, y los parches se presentan como centros urbanos, algunos remanentes de ecosistemas naturales terrestres y acuáticos, construcciones rurales, etc., en tanto que los corredores presentes son los caminos con sus banquetas, las vías férreas y fluviales, y algunas formaciones naturales lineales o encadenadas. Aún dentro de los paisajes más transformados perduran remanentes de los ambientes originales, como parches de bosques, pastizales de bañados, lagunas, afloramientos de roca, o praderas y cultivos abandonados con restauración parcial de la vegetación autóctona.

La subdivisión de la tierra suele estar ligada a la fertilidad del suelo y a la existencia de centros urbanos, infraestructura vial, accesibilidad, etc.- Por ello en paisajes altamente transformados, los cultivos conforman un mosaico característico que varía a lo largo de distintos gradientes. En la periferia de las ciudades la subdivisión de la tierra es intensa, y junto con usos sociales -como barrios



residenciales, centros recreativos, reservorios de agua o centros de disposición de residuos urbanos-, suelen desarrollarse cultivos intensivos fruti-hortícolas o actividades de granja, ya que el limitado tamaño de predios y el precio de la tierra -que compite por demandas urbanas-, no permiten formas de agricultura menos intensivas. Hacia afuera de los cinturones verdes locales se suceden áreas de cultivo de cereales y oleaginosas, o también de producciones regionales como caña de azúcar, yerba mate, plantaciones forestales, frutales, etc., todas de mayor escala y de relativamente menor rentabilidad por unidad de superficie que la horticultura y la granja, lo mismo que las producciones ganaderas basadas en pasturas. Los grandes establecimientos adonde se realizan actividades mixtas agroganaderas, o contienen parches relativamente importantes de vida silvestre son un importante componente del diseño antrópico de estos paisajes.

En la Fig.5, se muestran gráficos de la matriz agropecuaria con sus parcelas, parches y corredores, y la inserción de sistemas silvopastoriles y agroforestales en el paisaje (Fig.5A). En particular, estos sistemas pueden contribuir -más allá de las motivaciones individuales de sus emprendedores-, a una estrategia de mitigación de impactos ambientales adversos de la agricultura y el urbanismo, o a la restauración de algunas funciones ecológicas de los sistemas naturales reemplazados. Distribuidos aisladamente (Fig. 5C), sus potenciales efectos beneficiosos de protección (del suelo, del agua), de barrera (de contaminantes), o de hábitat, se restringen al sitio de instalación y a un entorno localizado. En cambio, en la interfase urbano-rural, la instalación de montes de reparo y el arbolado de cascos, el manejo silvopastoril y la instalación cortinas forestales puede ejercer un efecto importante de recreación de hábitat y de conectividad para algunos componentes silvestres, algunos de ellos beneficiosos para los cultivos como controladores biológicos de plagas-, y de eficaz barrera para la contención de la deriva de agroquímicos, o la absorción de contaminantes del suelo.

Tanto por el valor de la tierra de aptitud agrícola como por la extensión de los predios, las cortinas forestales perimetrales son más viables en el sistema productivo que otras alternativas agroforestales (Figs. 5D, 5F). Por otra parte, en sectores más alejados y en sitios donde aún perduran parches de vida silvestre y corredores naturales, la concentración de lotes o predios bajo SSP puede reconectar grandes porciones de las áreas naturales, o al menos disminuir su fragmentación (Figs. 5E, 5F).

Los SSP en áreas de borde

Los ecotonos o bordes naturales mantienen una alta diversidad, generalmente mayor que la de los sistemas adyacentes, ya que albergan especies de paisajes o de parches colindantes, particularmente aquellas de distribución amplia o generalistas. Son franjas de transición y de amortiguación de los procesos que ocurren a cada lado, comportándose como una membrana semipermeable que permite selectivamente el flujo de organismos y energía entre los sistemas que delimitan. En los bordes que involucran elementos leñosos, los SSP pueden contribuir a restaurar su permeabilidad selectiva o los flujos que pudieran haberse interrumpido. También pueden modificar la relación borde/superficie de paisajes o parches con sus límites naturales alterados. En la Fig. 6 se representan dos paisajes colindantes, uno agrícola y otro boscoso, en cuya zona de contacto concurren elementos de ambos sistemas y se mantienen flujos bidireccionales. Estos bordes pueden presentarse como límites abruptos o como franjas de transición gradual de una matriz a la otra, en función de gradientes naturales (climáticos, topográficos y edáficos) y de los procesos humanos que actúan (Fig. 6A).

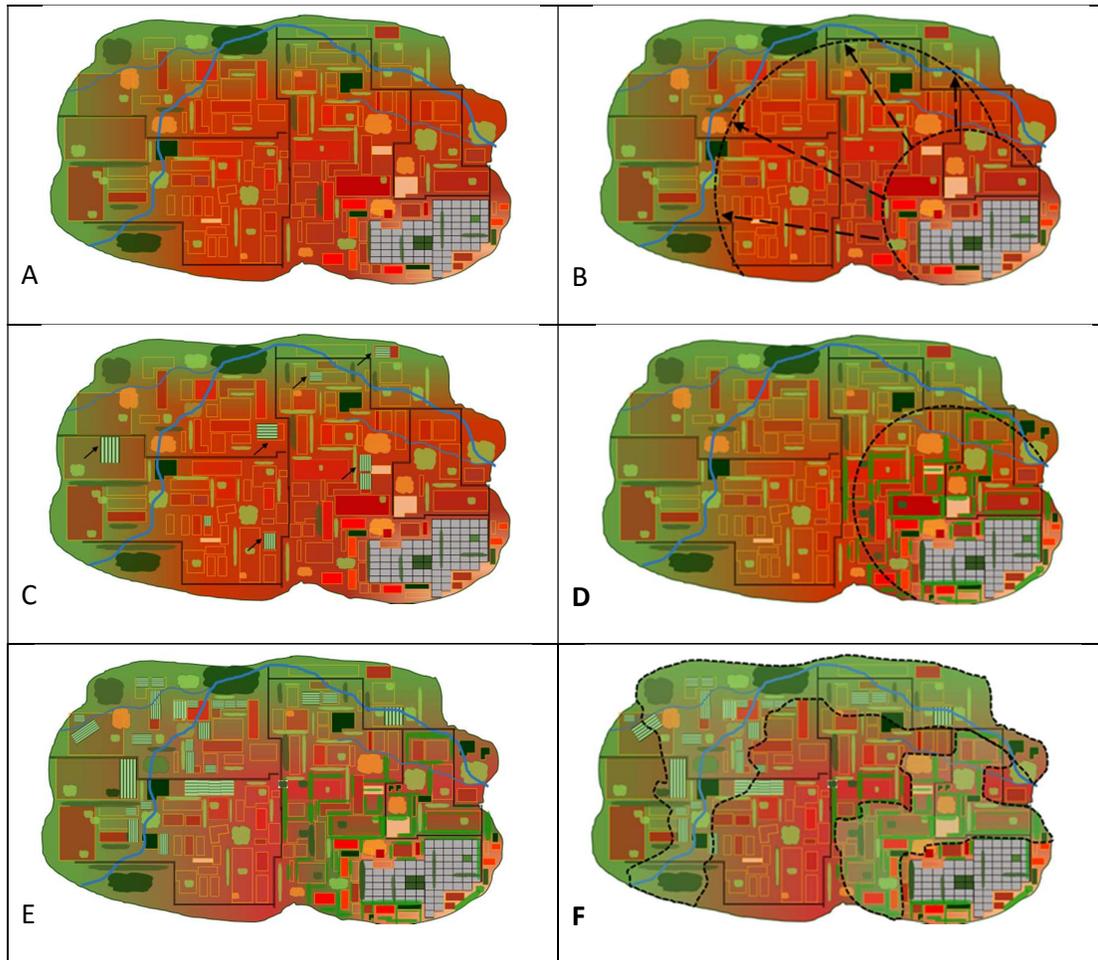


Fig. 5. Paisaje con matriz agropecuaria

En Fig. 5A se muestran lotes (recuadros de líneas claras) de cultivo o ganadería intensivos (fondos rojos) y otros agroecosistemas con menor intensificación (lotes mayores, fondos verdes), con inclusiones de parches de ecosistemas nativos, montes implantados, cultivos abandonados (formas circulares irregulares verdes y ocre dentro y fuera de los lotes), y forestaciones lineales (formas alargadas verdes) en el contorno de lotes y bordes de rutas (líneas, rectas, oscuras). A partir de los centros poblados (área de recuadros grises), es posible identificar gradientes de uso; uno muy intensivo y de marcada subdivisión, asociado a la periferia de la población, seguido de un área de uso intensivo en lotes mayores en un paisaje netamente agrícola, y uno más distante, de usos intensivos y extensivos en establecimientos más alejados (Fig. 5B). En Fig. 5C se indican lotes de manejo silvopastoril establecidos en parches aislados en todo el paisaje (recuadros rayados indicados con flechas). En el área periférica a la ciudad (Fig. 5D, semicírculo), la implementación de sistemas agroforestales basados en cortinas (formas lineales claras y oscuras) permite amortiguar y circunscribir impactos de uso agrícola intensivo (y urbano). En áreas más alejadas, la instalación de sistemas silvopastoriles próximos a los ríos (líneas azules sinuosas) y reconectando parches naturales o antrópicos permite recomponer flujos de materia y energía restaurando la conectividad natural que establecen las vías hídricas (Fig. 5E). Esta estrategia de combinación de lotes silvopastoriles y otras formas de agroforestería contribuye a consolidar áreas naturales y seminaturales o a establecer zonas de amortiguación de impactos negativos de la agricultura y el urbanismo (Fig. 5F, áreas sombreadas delimitadas por líneas interrumpidas).

En agroecosistemas que expanden sus límites a expensas de los bosques nativos y otras áreas naturales, el reemplazo agrícola es el principal *driver* de presión sobre el ecotono (Fig. 6B). De este modo su área se estrecha o se desplaza hacia el interior del bosque, modificándose su distribución natural y perdiendo sus propiedades de riqueza específica y de amortiguación de distintos flujos



entre sistemas (Fig. 6C). Los SSP implementados en estas zonas de borde, pueden restaurar parcialmente algunas funciones de los bosques reemplazados, como la conectividad subterránea, la circulación de nutrientes, el balance hídrico, la fijación de nitrógeno, la cobertura del dosel, etc., restituyendo biomasa y biodiversidad y protegiendo a los elementos nativos de la matriz que no están adaptados a vivir en sus bordes.

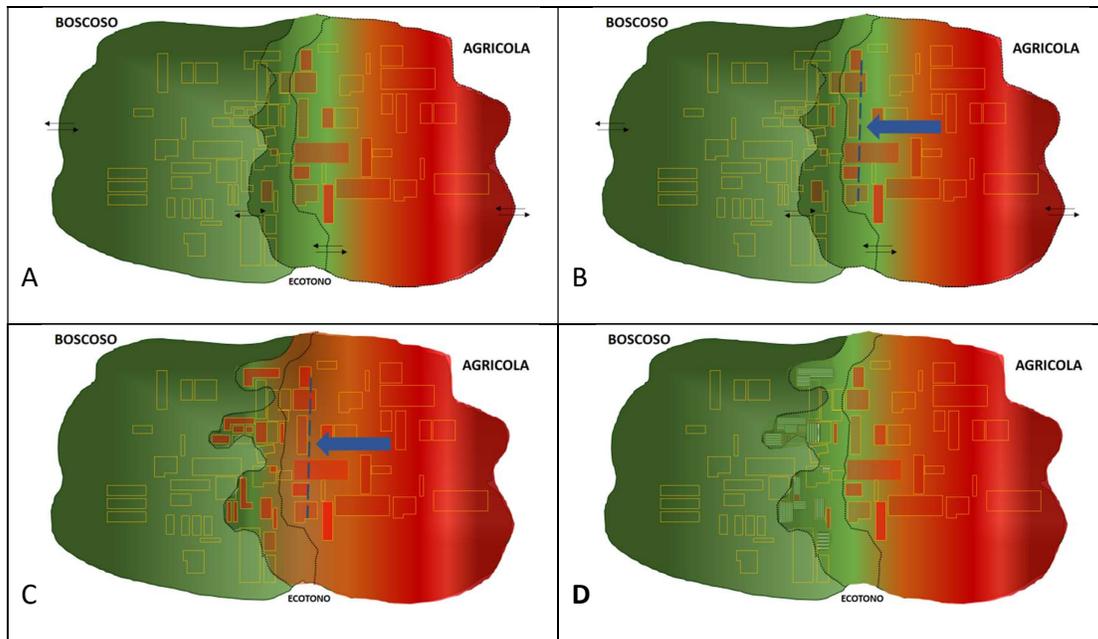


Fig. 6. Áreas de borde

Transición entre un paisaje agropecuario (tonos rojizos, der.) y uno forestal (tonos verdosos, izq.). En la Fig. 6A se representan los predios catastrales (recuadros de líneas claras), algunos con agricultura (recuadros rojizos, o con sombreados) y otros con ganadería bajo cobertura de árboles, con manejos forestales o con su estructura natural conservada y la franja de transición (ecotono) entre ambos paisajes. Las flechas representan flujos de materia o energía entre ambos paisajes y con sus bordes. El avance agropecuario (flecha y línea interrumpida gruesas, Fig. 6B) presiona sobre el ecotono, ejerciendo un reemplazo parcial del mismo por cultivos y desplazando el borde hacia el interior del bosque nativo (Fig. 6C). La introducción de SSP, o el reemplazo de cultivos agrícolas por estos sistemas en el frente de avance (Fig. 6D), contribuiría a restaurar componentes y funciones de los ecosistemas boscosos y a estabilizar esta frontera agropecuaria.

SÍNTESIS Y CONCLUSIONES

Los SSP y otros sistemas agroforestales arrojan una serie de beneficios ambientales y económicos respecto de otros usos agropecuarios tradicionales. Pero a pesar de la abundante información sobre su comportamiento y manejo, aún no se ha abordado suficientemente su relación con el paisaje en que se inscriben. Sin embargo, los SSP adecuadamente planificados en la matriz del paisaje, podrían constituir usos estratégicos para la conservación o la minimización de impactos sobre los bosques naturales, o bien contribuir al mejoramiento de las condiciones ambientales en áreas de borde o en agroecosistemas.



En los ecosistemas boscosos, el mantenimiento de la cobertura arbórea y del suelo, de los flujos de materia y energía, y del clima local resultan fundamentales para su conservación. Uno de los procesos degradativos más importantes es la actividad ganadera extensiva, vinculada en casos a otros impactos previos de incendios o explotación forestal. En estos ambientes, el manejo silvopastoril puede resultar apropiado para detener procesos erosivos, sostener la estructura vegetal, los flujos bióticos y abióticos, y ordenar el paisaje estabilizando o revirtiendo procesos deteriorantes.

Para que estos cambios positivos ocurran, los SSP deben sujetarse a algunas premisas básicas en su diseño e implementación de modo que constituyan elementos que mantengan una permeabilidad selectiva hacia las áreas boscosas circundantes. Básicamente, que complementen el diseño natural permitiendo la conectividad, los flujos de energía y el mantenimiento de los ecotonos, a la vez que no sean generadores de contaminación física, química o biológica. No obstante, también por su agregación, diseño, ubicación o escala, podrían constituir un factor de fragmentación.

En los agroecosistemas, los SSP y también las cortinas forestales pueden ser utilizados para la mitigación de impactos ambientales adversos de la agricultura y el urbanismo, restaurando algunas funciones ecológicas de los sistemas naturales reemplazados o conformando estructuras nuevas semipermeables. Los efectos de protección, filtración, trampa o barrera ante procesos erosivos o contaminantes, o de refugio de vida silvestre y de controladores biológicos, pueden ser sustantivos para el mejoramiento de la producción y de la propia salud humana y del ambiente (Noriega-Altamirano et al., 2015). También en las áreas de borde que involucran elementos leñosos, los SSP pueden restaurar la permeabilidad selectiva de los ecotonos, restaurando los flujos que pudieran haberse interrumpido. A la vez pueden modificar favorablemente la relación borde/superficie de paisajes o parches con sus límites naturales alterados.

Los SSP, así como otros usos de la tierra, tienen efectos sobre una diversidad de servicios ecosistémicos (de provisión de bienes, de regulación y sostén de funciones ecológicas, culturales), aunque desde las ciencias agropecuarias se suelen evaluar a escala de productor individual. Para evaluar el verdadero impacto sobre una región, dichos efectos deben observarse en un contexto más amplio. La mirada a escalas múltiples permite comprender el efecto relativo de las decisiones de manejo y el rol de cada predio en el equilibrio y sostenimiento de funciones que no son directamente apropiables. El análisis de la complejidad multiescalar permite destacar el bien común más allá de los beneficios privados. Por ello es de suma importancia que los SSP y otros sistemas agroforestales sean específicamente diseñados y manejados considerando las características, funciones y servicios ambientales del paisaje adonde se implementarán. La planificación y promoción de estos sistemas debería entonces, incorporar los efectos ambientales positivos y negativos que esta actividad pueda ocasionar tanto en los paisajes boscosos como en los agroecosistemas.

Agradecimientos

Artículo realizado para su disertación en el área temática sobre Implementación, Manejo y Producción en SSP del IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Los autores agradecen a Tomás Schlichter y a Santiago Varela por la lectura y aportes críticos al manuscrito, y el apoyo brindado por INTA, EEA Bariloche.



Bibliografía

- Allen, T. y T. Starr. 1982. Hierarchy. Perspectives for Ecological Complexity. The Univ of Chigago Press, pp. 310
- Archer, S.R., 2012. Tree-Grass Interactions: An Integration of Ecological and Management Perspectives. Actas del II Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, Ediciones INTA: 203-210
- Benett, A.F., 1990. Habitat Corridors. Their Role in Wildlife Management and Conservation. Department of Conservation and Environment, Victoria. Arthur Rylah Institute for Environmental Research, pp.22
- Colcombet, L., Espíndola, F., Dutchen, N., Rossner, B. y N. Pachas, 2012. Resultados de un sistema silvopastoril con *Grevillea robusta* en el sur de Misiones (Silvopastoral system results under *Grevillea robusta* in southern Misiones). Actas del II Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, Ediciones INTA: 147-152
- Corbella, R.D., Banegas, N., Caldez, L.B., Luchina, J., Plasencia, A.M., Martínez Calsina, L., Ceballos, R.B., y J.R. García, 2015. Influencia de las formas de carbono orgánico en las propiedades edáficas en un sistema silvopastoril de Tucumán, Argentina. Actas del III Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, Ediciones INTA: 596-600
- Fernández, M.E., Gyenge J.E., Dalla Salda G., y T.M. Schlichter, 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
- Fernández, M.E., Gyenge, J.E., y T.M. Schlichter, 2005. Desarrollo de Sistemas Silvopastoriles basados en Coníferas Exóticas. IDIA XXI, Forestales: 247-249
- Franklyn J.F., 1997. Ecosystem Management. An Overview. En: Boyce M.S. y A.W. Haney, editores: *Ecosystem Management: Applications for Sustainable Forest and Wildlife resources*. Yale University Press, Cap.2:21-53
- Galicia Sarmiento, L., y A. E. Zarco Arista, 2002. El concepto de escala y la teoría de las jerarquías en ecología. *Ciencias* 67, julio-septiembre: 34-40. <http://www.revistaciencias.unam.mx/pt/86-revistas/revista-ciencias-67/749-el-concepto-de-escala-y-la-teoria-de-las-jerarquias-en-ecologia.html#autor>
- González L.R., Bizon J.M.C., y J.C. Almeida, 2012. Viabilidad económica de sistemas agroforestales versus plantíos de eucalipto. Actas del II Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, Ediciones INTA: 394-398
- Gordon, A.M., Newman, S.M. y P.A. Williams, 1997. Temperate Agroforestry: An Overview. En: Gordon A.M. y S.M. Newman editores; *Temperate Agroforestry Systems*. CAB International: 1-8
- Harris, L.D. y G. Silva-López, 1992. Forest Fragmentation and the Conservation of Biological Diversity. En: Fiedler P.L. y S.K. Jain, Editores. *Conservation Biology: The theory and practice of nature conservation and management*. Chapman and Hall, New York, 197-237
- Jose, S., 2012. Designing Sustainable Silvopastoral Systems: From Resource Availability to Management Interventions. Actas del II Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, Ediciones INTA: 3-7
- Laclau P., 2002. Aspectos Socioeconómicos relativos a la Conservación de *Araucaria araucana* en el Sur de la Argentina (parte II). Proyecto Pehuén. Conservación, manejo y uso sustentable de los recursos genéticos de la *Araucaria araucana* en Argentina. INTA-APN- Pcia de Neuquén. Informe técnico, pp 10
- Laclau P., 2012. Consideraciones económicas y ambientales para la toma de decisiones en sistemas silvopastoriles. Actas del II Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, Ediciones INTA: 359-370
- Laclau, P., y D. Domínguez Daguer (coords), 2014. Seminario Taller: Sistemas agroforestales. Cortinas y otras forestaciones lineales en el ambiente pampeano. Informe final. INTA-DPF/MAGyP. Buenos Aires, 5 de septiembre, 2014
- Laclau, P., Domínguez Daguer, D., y G. Caballé, 2015. Sombreado forestal aplicado a tambos. Simulaciones de cortinas forestales. Actas del III Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, Ediciones INTA: 33-36
- Lugo A. E. y G.L. Morris, 1982. Los Sistemas Ecológicos y la Humanidad. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Serie de Biología, Monografía n°23, ISBN 0-8270-1690-5, pp.82



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

- Montagnini, F., 2015. Captura de C en sistemas agroforestales y silvopastoriles (SSP). Actas del III Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, Ediciones INTA: 576-579
- Morláns, M. C. y C. M. Romero, 2011. Estructura del Paisaje (Matriz, Parches, Bordes, Corredores) Sus Funciones. Colección Didáctica para Ecología del Paisaje. Editorial Científica Universitaria - Universidad Nacional de Catamarca, ISBN 1852-3013, pp.12
- Noriega-Altamirano, G., Cárcamo-Rico, B., Vergara-Sánchez, M.A., y F. Rodríguez-Neave, 2015. Agroforestería: una alternativa agroecológica para el manejo de la erosión eólica en la Cuenca del valle de México. Actas del III Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, Ediciones INTA: 580-583
- Odum, E.P., 1971. Fundamental of Ecology. 3rd Edition, W.B. Saunders, Philadelphia, pp 574
- Pachas, A. N. A., Dehle, R., Esquivel, J.I., Fleitas, F., y L. Colcombet, 2012. Sistemas silvopastoriles intensivos en Misiones. Resumen. (Intensive silvopastoral systems at Misiones). Actas del II Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, Ediciones INTA: 191
- Pantiu, A., Kurtz, V., Capellari, A. y O. Pochón, 2012. Interacción entre forrajeras y producción de carne en un sistema silvopastoril de Misiones (Interaction between forage and beef production in a silvopastoral system in Misiones). Actas del II Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, Ediciones INTA: 227-231
- Perry, D.A.; Oren, R. y S.C. Hart, 2008. Forest Ecosystems, 2da. Edición The John Hopkins University Press, pp.606
- Radosevich, S.R. y K. Osteryoung, 1987. Principles Governing Plant-Environment Interactions. En: Waldstad, J.D. y P.J. Kuch, Editores. Forest Vegetation Management for Conifer Production. John Wiley & Sons Inc., Cap 5, pp.105-156.
- Tagliamonte, C., Martínez Ortiz, U., y S. Dal Pont, 2012. Análisis económico del potencial forrajero de frutos del bosque nativo del Chaco. Resumen. (Economic analysis of forage potential from native forest fruits in Chaco). Actas del II Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, Ediciones INTA; 424
- Williams, P.A., Gordon, A.M., Garrett, H.E. y L. Buck, 1997. Agroforestry in North America and its Role in Farming Systems. Temperate Agroforestry: An Overview. En: Gordon A.M. y S.M. Newman editores; Temperate Agroforestry Systems. CAB International: 9-84.



**MANEJO DE BOSQUES CON GANADERÍA INTEGRADA (MBGI).
BASES CONCEPTUALES Y AVANCES EN SU APLICACIÓN**

**MANAGEMENT OF FORESTS WITH INTEGRATED LIVESTOCK (MBGI).
Conceptual basis and advances in application**

Marcelo Navall (1), Pablo Peri (1), Guillermo Merletti (1), Martín Mónaco (2), Carlos Carranza (1), Ariel Medina (3), Mercedes Borrás (4), Eduardo Manghi (4), Fernando Miñarro (4), María Eugenia Periago (4) y Pablo Preliasco (4).

⁽¹⁾ INTA Argentina.

⁽¹⁾ Consejo Agrario Provincial de Santa Cruz.

⁽¹⁾ Dirección de Bosques, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación.

⁽¹⁾ Fundación Vida Silvestre Argentina.

Jujuy 850 CP 4200, Santiago del Estero, Argentina – navall.marcelo@inta.gob.ar

RESIGNIFICANDO LOS SISTEMAS SILVOPASTORILES

Se acepta en los ámbitos académicos que los SSP son una forma de manejo en la que “coexisten componentes como el arbóreo, forrajero, ganadero, edáfico y humano, y donde se generan interacciones ambientales, económicas y sociales, bajo un manejo integrado en el tiempo y en el espacio”, como definió el Congreso Silvopastoril realizado en Santiago del Estero en 2012.

Sin embargo, es sabido que muchos de los llamados SSP, particularmente en la región Chaqueña argentina, se instalaron en base a decisiones de manejo muy alejadas de esas premisas, con intervenciones muy intensivas, orientadas sólo a producir pasto y en el corto plazo. Tal es así que en varios relevamientos son considerados directamente como desmontes (GUYRA Paraguay, UMSEF, entre otros), e inclusive algunas leyes, como la de áreas forestales de Santiago del Estero, no los considera como una modalidad de manejo de bosque nativo, sino como un cambio de uso del suelo, limitándose su aplicación a sólo una parte de la superficie total.

Hay allí una primera brecha entre el significado académico de lo “silvopastoril” y su aplicación habitual real y en terreno, donde se ha relegado (cuando no ignorado) lugar de la silvicultura en su implementación.

Pero hay otra brecha de significado en lo referido al “sistema”. Normalmente se asume que se está frente a un sistema cuando animales, forraje y árboles se consideran de alguna manera en la planificación. Sin embargo, esto no termina de abordar el significado de “sistema”. Si los analizamos como tales, lo primero que hay que hacer es considerar al humano como parte del sistema. No sólo al productor, sino al sector de ciencia y técnica, al sector político, las autoridades de aplicación, el mercado, etc. Todos son actores y responsables por el funcionamiento del “gran sistema” (que no termina en la tranquera del predio). Otro punto de vista importante (y quizás el más frustrante) es que, desde el análisis de sistemas complejos, no hay una respuesta “correcta” para su funcionamiento óptimo. Se pueden tener aproximaciones, mejorarlas, incluir más variables, entender mejor sus interacciones, pero nunca se podrá tener “la fórmula” del funcionamiento



correcto del "gran sistema" político-económico-natural-técnico en el que se expresan los SSP. Abordar un problema desde el pensamiento sistémico implica asumir esta condición, y dedicarse a una búsqueda y aprendizaje que no terminarán nunca.

El acuerdo MBGI, firmado en 2015 entre la actual Secretaría de Agroindustria (SA) con el actual Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (MAyDS) es una acción concreta para cerrar estas brechas que se identifican: el significado de "sistema" y "silvopastoril". Aunque se utilice otro nombre, se está hablando en el fondo de mejorar la forma en que se instalan y manejan estos sistemas de uso combinado sobre ecosistemas naturales.

El mayor aporte del acuerdo MBGI es la formalización de un acuerdo entre las reparticiones nacionales encargadas de la política ganadero-productiva (MA) y ambiental-forestal (MAyDS), y entre éstas y las cuatro provincias chaqueñas con mayor superficie de bosque nativo del país (Santiago del Estero, Chaco, Salta y Formosa) en primera instancia, y con las provincias patagónicas en una segunda etapa (Neuquén, Río Negro, Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego). Esta es una forma concreta de ver el "gran sistema"; donde la política pública (por acción u omisión) tiene un rol importantísimo en las modalidades de uso del suelo y sus implicancias sobre la sociedad.

Otro aspecto importante, es que el acuerdo acepta el carácter de aproximación que tiene cualquier propuesta de manejo de estos sistemas. Se plantea un proceso de aprendizaje, prueba, ajuste, tanto por el enfoque de "manejo adaptativo" como por la implementación de "sitios piloto" a nivel provincial, para poner a prueba esquemas de manejo que se ajusten a la modalidad propuesta.

Además, el acuerdo no se quedó sólo en una declaración de buenas intenciones, sino que lo acotó a una serie de pautas específicas, fijando una postura sobre los "puntos calientes" de los SSP tradicionales. Estas pautas dan orientaciones para el diseño de sistemas que no sólo aborden en serio la integración "silvo" y "pastoril", sino que incluyan además aspectos más relegados en el enfoque tradicional, como la conservación de la biodiversidad, el mantenimiento de otros servicios ecosistémicos, la consideración de otras dimensiones de análisis (como la social), otras escalas espaciales (como el territorio), y de tiempo (como la rotación forestal).

Desde esta perspectiva, se considera que el acuerdo MBGI brinda un marco para devolver el significado a lo que entendemos por "sistema silvopastoril", y también para darnos una oportunidad para sacar al tema "bosques nativos" de esa aparente dicotomía entre el desmonte y la reserva intangible, y desarrollar esquemas que contribuyan al bienestar de los productores, las comunidades y la conservación de los ecosistemas.

ALGUNOS MITOS Y VERDADES SOBRE EL MBGI

En el transcurso de la difusión del acuerdo MBGI en las provincias, se identificaron una serie de preconceptos instalados, que consideramos necesarios aclarar para reforzar la comprensión de los alcances del acuerdo.

- "MBGI es una ley más".



MBGI es en realidad un convenio de articulación de políticas públicas, nacionales y provinciales, productivas y de conservación.

- "MBGI aumenta las restricciones del Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos, avanzando sobre las provincias".

MBGI está planteado para su aplicación en los bosques nativos zonificados en amarillo. Las provincias son las que deciden qué parte del territorio está reconocida como bosque, y también qué categoría le asigna (rojo, amarillo o verde).

- "Los sistemas son sustentables si cierran los números económicos" / variante ambientalista del mito: "Los sistemas son sustentables si consideran la biodiversidad".

MBGI visualiza a la sustentabilidad como un plan de gestión para alcanzar metas de mejora o mantenimiento de la capacidad productiva, los servicios ecosistémicos y la integridad ambiental, y el bienestar del productor y las comunidades asociadas; enfatizando la gestión de la integración de metas sociales, ambientales y productivo económicas.

- "MBGI es una propuesta forestal".

Además del argumento anterior, se agrega que MBGI plantea la gestión de las poblaciones arbóreas principalmente por su rol en la estructura del ecosistema de bosque nativo, y no solamente por su interés productivo. Sólo una de los 7 lineamientos de MBGI habla sobre manejo forestal. Otros son: carga ganadera, áreas de conservación de biodiversidad, aguadas, gestión de contingencias, entre otras.

- "MBGI es sólo para pequeños productores, por su diversificación" o su variante "MBGI es sólo para grandes productores, porque pueden pagar un técnico".

MBGI no está diseñado para un sector productivo en particular, sino para satisfacer metas posibles sobre nuestros ecosistemas.

- "MBGI es una receta particular de manejo, que se quiere implementar para todos los bosques del país".

MBGI es un marco con algunos límites acordados entre los Ministerios de Agroindustria y Ambiente, dentro del cual se espera que se desarrollen planes específicos, adecuados a la realidad predial. Este marco considera al menos tres instancias de mejora y ajuste: a) las metas del plan de manejo MBGI son fijadas por el productor, y la planificación específica predial debe diseñarse en el marco de las pautas del marco MBGI. b) el reconocimiento explícito de que la gestión predial debe darse en un proceso de manejo adaptativo, donde mediante el monitoreo de las metas mediante indicadores, se puedan realizar ajustes para futuras intervenciones; y c) el acuerdo MBGI prevé la mejora de las pautas y límites establecidos en las instancias de implementación en cada provincia.

- "MBGI pretende experimentar primero con los sitios piloto y luego dar recomendaciones, dentro de 5 o más años".



Si bien los sitios piloto de MBGI se plantean como sitios donde implementar planes, con seguimiento de indicadores y monitoreo; no es la única forma de implementar acciones en el marco de MBGI. En las distintas regiones de bosques del país existe abundante evidencia científica para dar recomendaciones de manejo compatibles con las pautas MBGI, que han sido validadas, y que pueden implementarse y difundirse más. Los comités técnicos provinciales de MBGI tienen la posibilidad de ir gestionando la implementación masiva de algunas pautas o componentes particulares del acuerdo MBGI, en función de la información y experiencias ya existentes en las provincias.

- “MBGI es muy complicado, ¿por qué no permiten que se pueda desmontar la mitad y dejar sin tocar el resto?”.

Es cierto, el planteo de MBGI es más complejo que la separación de usos (landsparring). Sin embargo, este tipo de planteos no es compatible con los bosques zonificados en amarillo, pues la ley 26.331 exige que éstos mantengan su condición de bosque. Sin embargo, la necesidad de los planteos ganaderos de tener áreas específicas de producción intensiva de forraje que disminuyan la presión sobre el bosque, y la necesidad de tener al menos una porción de los bosques del predio bajo manejo de conservación, han sido consideradas en el planteo MBGI, en una porción del predio cercana al 10% para cada uso; mientras que el resto debiera tener un manejo integrado.

MBGI DESDE LA PERSPECTIVA DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

En los esfuerzos por difundir y comunicar el acuerdo MBGI y sus implicancias, descubrimos que el esquema de la cascada de servicios ecosistémicos es un enfoque adecuado para identificar las diferentes componentes del acuerdo sobre un marco teórico que permite explicar mejor su significado.

La “cascada de los servicios ecosistémicos” es un modelo conceptual propuesto para identificar a éstos como el punto de conexión entre el medio natural y el medio social. Este esquema, permite analizar las relaciones causales entre decisiones de manejo, la estructura y funciones del ecosistema, y su vínculo con la oferta de servicios ecosistémicos. Por otra parte, asocia a los servicios ecosistémicos a determinados beneficios y valoraciones sociales, y el vínculo entre éstos y aspectos de contexto que condicionan las decisiones de manejo.

La figura 1 muestra los lineamientos del acuerdo MBGI y sus relaciones con los componentes de la cascada de los servicios ecosistémicos. Como se puede observar, los lineamientos 2 (biodiversidad), 3 (manejo del arbustal), 4 (plan de manejo forestal) y 6 (contingencias-incendios) están orientados a sostener el rol estructural de las leñosas, en su densidad, dinámica y sostenibilidad y el mantenimiento de diversidad estructural a escala predial (por la pauta 2). El plan de manejo (pauta 4), la conservación de la biodiversidad (pauta 2), además de las condiciones sobre la estructura, son determinantes de una serie de condiciones para preservar las funciones de los ecosistemas, en cuanto a su conectividad, hábitat de fauna y productividad.

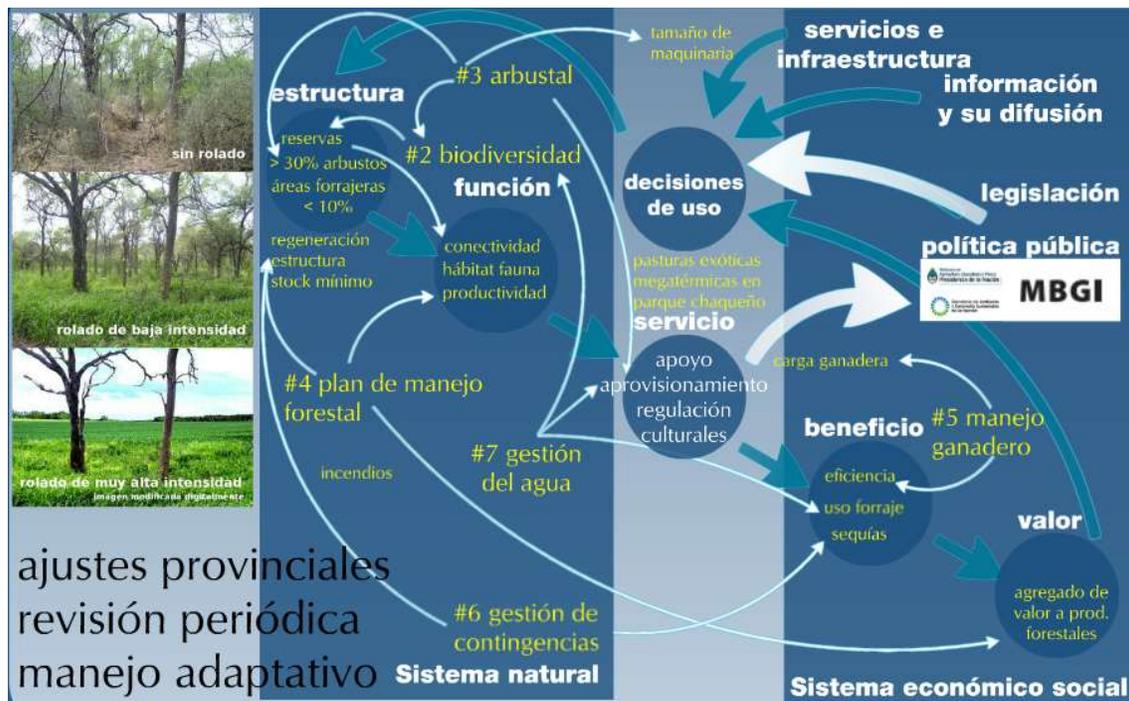


Fig. 1. Lineamientos del acuerdo MBGI y sus relaciones con los componentes de la cascada de los servicios ecosistémicos.

Las pautas antes expuestas, más la pauta 7 (gestión del agua) y la pauta de manejo del arbustal (pauta 3), más los efectos de las pautas antes mencionadas sobre la estructura y funciones, se orientan a mantener una oferta diversa de los diferentes tipos de servicios ecosistémicos: de apoyo, aprovisionamiento, de regulación y culturales. La pauta 5, 6 y 7 también se enfocan directamente sobre los beneficios obtenidos a partir de los servicios ecosistémicos aprovechados. En el convenio sólo la pauta 4 habla de la necesidad de trabajar con énfasis sobre el agregado de valor a los productos forestales, pero se reconoce el importante rol de esta componente en todos los servicios ecosistémicos aprovechados.

La valoración asignada por los productores es condicionada por las políticas públicas de fomento y restricción, -una de las cuales es MBGI-, la disponibilidad y acceso a la información, la disponibilidad de equipamiento y la legislación vigente.

El esquema permite apreciar de un modo más orgánico, el enfoque sistémico del acuerdo, y su complementariedad con otros instrumentos y acciones para lograr una oferta sostenida de servicios ecosistémicos.

OTROS AVANCES

En el tiempo transcurrido desde la firma del convenio, menos de cuatro años, se ha logrado una importante base de acuerdo institucional, de escala nacional, replicado formalmente en 9 provincias argentinas, y con interés de formalización en varias más. Se han logrado importantes acercamientos entre instituciones que venían trabajando en la materia, pero sin articulación hasta ahora. Se han incorporado paulatinamente productores, como participantes de una red de sitios piloto que



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

generará oportunidades para ajustes y aprendizaje. Se han dinamizado procesos de agregado de valor a productos provenientes de MBGI, lo que permitirá complementar significativamente el impacto de estos esquemas de abordaje del manejo de los bosques nativos. Quedan sin duda muchos desafíos para abordar, pero lo logrado en tan poco tiempo resulta alentador para continuar caminando este sendero, construyendo nuevas alternativas para el mejor manejo de nuestros bosques nativos.



LINEAMIENTOS SOBRE EL MANEJO GANADERO EN ÁREAS PROTEGIDAS NORPATAGÓNICAS DE LA APN. ABORDAJE INTERDISCIPLINARIO CON PERSPECTIVA HISTÓRICA Y DIVERSIDAD SOCIOCULTURAL A LOS DIVERSOS TERRITORIOS DEL PARQUE NACIONAL NAHUEL HUAPI

GUIDELINES ON LIVESTOCK MANAGEMENT IN APN – NORPATAGONIAN NATIONAL PARKS. INTERDISCIPLINARY APPROACH WITH HISTORICAL PERSPECTIVE AND SOCIOCULTURAL DIVERSITY TO THE DIFFERENT TERRITORIES OF THE NAHUEL HUAPI NATIONAL PARK.

Paradela, Horacio (1); Verónica Gómez (1); Hugo Galván (1); Adriana Sabrido (1)

⁽¹⁾ Parque Nacional Nahuel Huapi – Administración de Parques Nacionales. Argentina. hparadela@apn.gob.ar

Resumen

Se presentan los lineamientos para los planes y acciones de manejo ganadero en los diversos territorios y asentamientos humanos del PNNH. Este proceso se generó con la participación de personal técnico de diversas disciplinas y sectores del Parque Nacional junto con el personal de la Dirección Regional Patagónica Norte. Constituidos desde un enfoque agroecológico, los lineamientos integran los diversos aspectos de la producción con la dinámica de cada unidad ambiental, sus valores de conservación y las prácticas culturales asociadas. El Parque Nacional Nahuel Huapi presenta tres unidades ecológicas: Altoandino, Bosque (húmedo y de transición) y Estepa, en todas ellas hay actividad ganadera, generando en cada ambiente diferentes efectos en escalas y magnitudes y sobre las especies de fauna y flora de valor especial. Esta propuesta de lineamientos apunta al cambio de ganadería extensiva con baja o nula tecnificación tendiendo hacia una ganadería con un manejo semi intensivo, que mejore la eficiencia y reduzca el impacto. El proceso de ordenamiento en el área se debe lograr a partir de buenas prácticas ganaderas que parten desde aspectos esenciales como la formalización de tenencia de ganado; reconocimiento de las áreas históricas de uso productivo; abordaje de la sanidad animal; estimación de la capacidad de carga ganadera según cálculo de receptividad animal calculada sobre el área de pastoreo; Manejo/control de ganado arisco, asilvestrado o bagual (si hubiera presencia) y estimación de la integridad ecológica para la evaluación de acciones de clausuras y restauración.

Palabras clave: Ordenamiento ganadero; agroecología; receptividad; integridad ecológica.

Abstract

The guidelines for the plans and actions of livestock management in the different territories and human settlements of the PNNH are presented. This process was generated with the participation of technical personnel of diverse disciplines and sectors of the National Park together with the personnel of the Patagonian Regional Office. It aims to be the framework for the continuity of the diverse experiences that are being developed in the area and should be a guide to improve interventions and promote new approaches to his inhabitants. Constituted from an agroecological approach, the guidelines integrate several aspects of production with the dynamics of each environmental unit and its conservation values and associated cultural practices. The Nahuel Huapi National Park has three ecological units: High Andean, Forest (wet and transitional) and Estepa, in all of them there is livestock activity, generating in each environment different effects on scales and magnitudes and on species of fauna and flora of special value. These guidelines points to change extensive livestock farming with little or no technology and to tend toward livestock with a semi-intensive management that improves efficiency and reduces the impact. The ordering process in the area must be achieved from good livestock practices that start from essential aspects such as the formalization of



livestock tenure; recognition of historical areas of productive use; approach to animal health; estimate of the stocking density according to the calculation of animal receptivity calculated on the grazing area; Management / control of wild, feral or bagged livestock (if there is a presence) and estimation of ecological integrity for the evaluation of closure and restoration actions.

Keywords: *livestock order; agroecology, receptivity; ecological integrity*

INTRODUCCIÓN

Abordar el ordenamiento ganadero en los territorios del Parque Nacional Nahuel Huapi implica reconocer la diversidad de trayectorias constituidas a lo largo de su historia como área protegida y que derivan en intervenciones interdisciplinarias y en contextos socioculturales diversos. La generación de lineamientos comunes para trabajarlos desde una perspectiva predial *situada* (Cáceres 2006) implica reconocer las trayectorias, condiciones y situaciones específicas que disponen a la intervención. Se presenta a continuación el contexto institucional para abordar el ordenamiento ganadero, el contexto multicultural y su abordaje, la propuesta de lineamientos y algunas de las herramientas específicas.

LAS ÁREAS PROTEGIDAS NACIONALES DE NORPATAGONIA

Los parques nacionales de norpatagonia son históricos y en su conjunto (especialmente PN Nahuel Huapi, Lanin, Lago Puelo y Los Alerces) configuran el componente esencial de la Reserva de Biosfera Andino Norpatagónica en su jurisdicción argentina incorporada a la Red Mundial de Reservas de la UNESCO en el año 2007. Estas áreas protegidas nacionales fueron creadas en la década del 30 con fines geopolíticos, reforzando la presencia del estado nacional y promoviendo la creación de villas turísticas (Bessera 2006); reduciendo las actividades económicas productivas y extractivas tradicionales (ganadería y producción forestal) pretéritas a su creación. Este proceso fue configurando ciudades y pueblos con economías asociadas a la dinámica turística (Bariloche, San Martín de los Andes, Villa La Angostura, Villa Traful entre otras) y espacios de producción rural marginales que no tuvieron políticas de promoción y reconocimiento dentro de las áreas protegidas. La política hegemónica en la APN a través de su historia fue la invisibilización, negación y expulsión de los asentamientos humanos criollos y mapuche con tenencia precaria de la tierra (Carpinetti 2005).

EL PARQUE NACIONAL NAHUEL HUAPI Y SUS HABITANTES

El Parque Nacional Nahuel Huapi efectivamente contuvo desde sus inicios una dispersión de asentamientos humanos heredada de la Colonia Agrícola Pastoril Nahuel Huapi devenida luego en Bariloche más loteos y áreas rurales que convergieron en villas (Traful por ejemplo) y otras que se mantuvieron porque eran limítrofes (El Manso). Actualmente los asentamientos se categorizan en: propietarios privados; tenedores precarios –Permisionarios precarios de ocupación y pastaje (PPOP)- y comunidades mapuche. Estas categorías asociadas a la forma de tenencia de la tierra y el carácter étnico ya disponen un horizonte de distinción de trayectorias históricas, situación actual y su proyección. Justamente la APN reconoció en el propietario privado la legalidad y legitimidad para un modo de aprovechamiento económico y productivo. Con fiscalización y presencia institucional de baja intensidad. En relación a los PPOP, en su mayoría actualmente identificados como pobladores rurales criollos, supuso un reconocimiento inicial a quienes tenían permisos fiscales



previos a la creación del Parque Nacional pero a lo largo del tiempo desalentó la actividad productiva ganadera; no promovió la mejora de las condiciones de vida y, con fuerte carácter racista y clasista, construyó a estos asentamientos como aquellos perjudiciales a la conservación del área. Si bien en la actualidad la mayoría de los PPOP están contemplados en las redes estatales e incluso son parte de Asociaciones de fomento rural siguen siendo figuras disonantes con relación a los derechos a la tierra.

Con relación a las comunidades mapuche, la mayoría de las comunidades desarticuladas a fines del siglo XIX por la conquista militar del estado argentino volvieron a sus territorios no haciendo explícita su identidad indígena. Sino más bien utilizando las nuevas categorías que imponían el estado nación chileno y argentino; por lo que recibieron en algunos casos permisos precarios. La historia de fortalecimiento comunitario y organizacional del pueblo mapuche y los procesos de etnización de los últimos 30 años con el consiguiente cambio de reconocimiento de derechos por parte de la Constitución Argentina y el devenir de políticas y marcos regulatorios positivos ha provocado un cambio sustantivo con consecuencias directas en las áreas protegidas. Este Parque Nacional justamente es protagonista de este proceso en la creación del COMANEJO de los territorios comunitarios entre la APN y el Pueblo Mapuche.

El mapa del área protegida da cuenta por sí sólo de una configuración de usos actuales que presenta un desafío para lograr un equilibrio entre la conservación y el buen vivir de sus habitantes. Reconociendo los diversos intereses, asumiendo los conflictos y proyectando políticas específicas en cada plano.

UNIDADES AMBIENTALES Y VALORES DE CONSERVACIÓN NATURALES CON ACTIVIDAD GANADERA

El Parque Nacional Nahuel Huapi presenta tres unidades ecológicas o asociaciones ambientales: Altoandino, Bosque (húmedo y de transición) y Estepa. Estas unidades se presentan en un marco climático y geológico regional relativamente uniforme y se individualizan según sus rasgos geomorfológicos dominantes, tipos de suelos, rangos de temperatura y precipitación, así como por la presencia de conjuntos particulares de flora y fauna (Merm+oz *et al.* 2009).

En la totalidad de las unidades ecológicas anteriormente descritas hay actividad ganadera, generando en cada ambiente diferentes efectos, sobre la matriz de vegetación y/o sobre las especies de valor especial. El bosque presenta numerosas especies de plantas palatables para el ganado -20 de ellas leñosas-, las que componen la disponibilidad de forraje que sustenta la actividad ganadera (Laclau 1997) Sin embargo, el uso histórico y sostenido disminuye la integridad del bosque dado que afecta la regeneración de especies debido al ramoneo, vehiculiza la dispersión de especies exóticas, genera erosión por pisoteo y competencia por hábitat. Es así que "El pastoreo reduce significativamente la frecuencia y la cobertura de especies leñosas arbustivas que facilitan el establecimiento de otras especies (efecto nodriza), algunas arbóreas, lo que impide la sucesión de matorral a bosque".

En diversos sectores se han corroborado diversos impactos y magnitudes. Efecto erosivo sobre el suelo; desmoronamiento (sobre todo en pendiente pronunciadas, mayores a 15-20%), compactación; diseminación de especies exóticas vegetales; posible transmisión de enfermedades



a la fauna autóctona; competencia y/o interferencia con especies de fauna nativa (huemul, pudú, tucu tucu, aves, roedores); contaminación por heces y orina en cursos de agua.

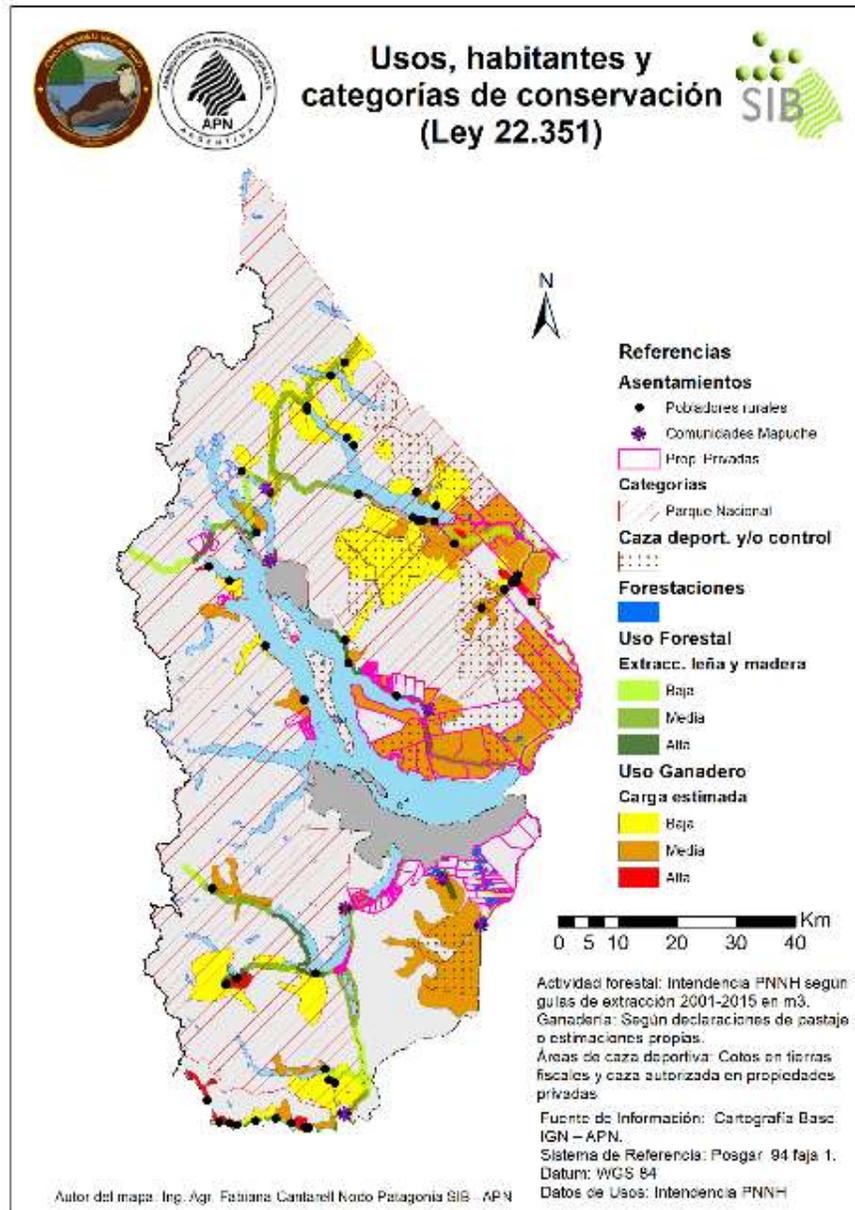


Figura 1. Usos, habitantes y categorías de conservación del PNNH

TRAYECTORIAS INSTITUCIONALES EN RELACIÓN A ASENTAMIENTOS HUMANOS Y ACTIVIDAD GANADERA

La producción ganadera resulta tan o más histórica que el Parque Nacional, remontándose a los orígenes de la Colonia Agrícola Pastoral Nahuel Huapi y de otros territorios como El Manso o Trafal, entre otros. En este sentido, el paisaje de diversos valles y pampas del Parque Nacional ha sido



modelado por la actividad ganadera – de carácter extensivo y poco tecnificada – y forestal – de carácter principalmente extractivista – marcando su evolución y configuración actual (Gowda 2013).

En el caso de los PPOP- los permisos precarios fueron otorgados sin establecer clara delimitación de las áreas de pastoreo, generando cantidad de animales autorizados en base a lo preexistente sin evaluar condiciones y necesidades de las familias y/o características ambientales, de manera simultánea. Asimismo, lo que persistió en el tiempo como medida de control fue la toma anual de declaraciones juradas, con su correspondiente cobro de pastaje. Actualmente se cuenta con información de base que pese a estar desactualizada o no ser del todo precisa permite tener un panorama de las áreas de uso ganadero por población, de la cantidad de animales declarados y en algunos casos si cuentan con marca y señal, etc.

En la década de 1980 se instaló una política de reconversión de actividades productivas a las actividades turísticas como propuesta supuestamente superadora a los sistemas ganaderos predominantes. En reiterados casos se basaba en la habilitación de actividades turísticas como contraparte de una disminución del ganado. Esta propuesta por su carácter lineal y teórico en algunos casos resultó exitosa pero en la mayoría tuvo un efecto contraproducente dado que se ideó e implementó como un “paquete” cerrado y de manera unilateral sin el convencimiento real de los pobladores. Las acciones negativas fueron que en muchos casos lo pobladores dedicaron menos tiempo a la ganadería para desarrollar una actividad nueva y mucho menos familiar como fue la turística, es así que el descuido de la ganadería redundó en expansiones del ganado con menos manejo, llegando en muchos casos al asilvestramiento de los mismos (baguales). En otros casos luego de la frustración de un manejo inapropiado del uso público, se volvió a la ganadería, quedando así autorizadas dos actividades manejadas de manera ineficiente y poco ordenadas.

Cabe señalar que a partir del 2010/2011, se evidencia un cambio en la “mirada”, en relación a la actividad ganadera. Comienzan a elaborarse proyectos tendientes a un ordenamiento de la actividad con una mirada más integral e incluso agroecológica, considerando a las personas que los integran, parte fundamental del proceso. Aportando una perspectiva que hasta estos últimos años no se había dado como ser una política de acompañamiento en el proceso del manejo, junto con los tenedores de ganado.

En el PNNH existen 55 PPOP. 26 de ellas dentro de territorio categorizado como Parque Nacional y 29 en zona de Reserva Nacional. Las comunidades mapuche dentro del COMANEJO son 7, 4 en Parque Nacional y 3 en Reserva Nacional. El 90% de ellos (pobladores y comunidades) tiene a la ganadería como principal actividad económica. Con respecto a las propiedades privadas, no se cuenta con la total información de la dimensión de las actividades agropecuarias. Se supone que las actividades productivas de los propietarios difieren en gran medida de acuerdo a las extensiones de tierras que poseen, ya que varían entre grandes estancias y lotes más pequeños que se usan para viviendas familiares.

LOS LINEAMIENTOS DE ORDENAMIENTO GANADERO EN EL PARQUE NACIONAL

El trabajo que se vino realizando en diversas poblaciones en los últimos 5 años promovió la confección de lineamientos para los planes y acciones de manejo ganadero en los asentamientos humanos del PNNH (APN 2018), integrando con un enfoque agroecológico los diversos aspectos de la producción con la dinámica de cada unidad ambiental, sus valores de conservación y las prácticas



culturales asociadas. Esencialmente este enfoque tiene correlato directo con la estrategia definida en el año 2015 por el Plan Nacional de Manejo de Bosques con ganadería integrada -PN MBGI-⁵ reconociendo los diversos antecedentes que se han venido produciendo en la región sobre el manejo sustentable del bosque (Rusch 2011; 2013; Rusch *et al.* 2008 entre otros).

Este proceso se generó con la participación de técnicos de diversas disciplinas del Dpto. Conservación y educación ambiental y del Área Comanejo. Precisamente el reconocimiento interdisciplinar llevado a cabo por profesionales de la biología, agronomía, antropología y el trabajo social derivó en lograr un documento para partir de una nueva base en común. Ya no es partir de una concepción fragmentada de la realidad sino integrada, holística y participativa.

Las bases conceptuales del manejo ganadero se constituyeron sobre el axioma principal que la sostenibilidad de los sistemas naturales se asegura a partir de reconocer que ese medio biofísico está compuesto y determinado por diversas dimensiones sociales y culturales. Asimismo, la salud y la calidad de vida de las personas se vinculan directamente con la diversidad, productividad y la calidad del ecosistema del cual forman parte. En consecuencia la sustentabilidad del área protegida puede lograrse cuando se abordan ambas dimensiones de manera conjunta y con similar importancia: el bienestar de las personas y los sistemas ecológicos (Molinari *et al.* 2001; Rusch *et al.* 2004)

Conjuntamente se propone integrar los métodos convencionales de manejo (cuantitativos y cualitativos) con métodos no convencionales a través de la participación colectiva en el proceso mismo de manejo de los recursos.

Este conocimiento es generado a partir de las instancias colectivas que confrontan el conocimiento de sentido común con el de tipo científico. Se busca generar un conocimiento que "colabore" como instrumento cognitivo para la transformación de la realidad, tomando en cuenta la naturaleza contradictoria de la realidad y la relación dialéctica entre teoría y práctica. Por ello, resulta clave generar equipos interdisciplinarios de trabajo hacia adentro del Parque Nacional Nahuel Huapi que permita integrar las miradas de técnicos de diversas disciplinas (naturales y sociales) y de Guardaparques, brigadistas y personal del área legal/administrativa involucrado en la gestión territorial. En el mismo sentido se reitera que es fundamental que el trabajo territorial involucre y comprometa a los distintos actores locales (principalmente a las instituciones estatales de diverso orden, organizaciones no gubernamentales, organizaciones de productores y pobladores).

Las visiones de Manejo Bioregional (Miller 1996) suponen que las áreas protegidas no son unidades aisladas, sino que están vinculadas a las zonas circundantes por factores ecológicos, económicos, políticos, históricos y culturales; "el término bioregión tiene la connotación de incluir, desde el comienzo de la planificación a todos los residentes con intereses en la zona, a aquellos que utilizan o dependen de los recursos, y a quienes tienen otros intereses en el área y en sus habitantes" (Miller 1996). En consecuencia los mayores esfuerzos de los organismos de conservación deberían abocarse a extender las pautas de manejo sustentable de los ambientes al exterior de las áreas protegidas, favoreciendo el desarrollo sostenible de las comunidades. Los Parques no son "islas de conservación", sino parte integrante del contexto regional. Esta es la razón

⁵ <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/tierra/bosques-suelos/manejo-sustentable-bosques/ganaderia-integrada>



por la cual la planificación y el manejo de las áreas protegidas se tienen que incorporar dentro de los planes regionales. La planificación bioregional asegura niveles de conectividad adecuados y criterios de conservación homologados, en ese sentido, este Parque Nacional, a diferencia de otras áreas sin habitantes y producción, no puede comprenderse aisladamente de los procesos socioeconómicos que se dan dentro y fuera de él.

A continuación (Tabla 1) se explicitan los Criterios de buenas prácticas ganaderas a escala predial, uno de los componentes esenciales de los Lineamientos.

Tabla 1. Criterios de buenas prácticas ganaderas a escala predial

BUENAS PRÁCTICAS GANADERAS	ESPECIFICACIÓN
1. Formalización de tenencias del ganado. (Según normativas nacionales vigentes y obligatorias).	a) Inscripción en SENASA (RENSPA, CUIG y Caravanas oficiales). b) Boleto de Marca y Señal, según la provincia que corresponda. (Ley nacional aplicada por las provincias)
2. Área de Uso Ganadero identificada.	En el caso de los PPOP: incluye área de uso histórico, de pastoreo y de exclusión acordada formalmente, si la hubiere. En caso de las propiedades privadas se remite al sector de la propiedad destinada a la ganadería.
3. Sanidad animal.	Para abordar 3 ejes: a) Cumplir con la normativa nacional obligatoria para la región: vacunación antibrucélica (terneras entre 3 y 8 meses); b) Disminuir y/o eliminar el riesgo de transmisión de enfermedades zoonóticas, c) Disminuir y/o eliminar el riesgo de transmisión de enfermedades a la fauna autóctona. Los últimos dos puntos aplicando el calendario sanitario local.
4. Estimación de la capacidad de carga ganadera según cálculo de receptividad animal, calculada sobre el área de pastoreo.	A partir del cálculo realizado con parámetros técnicos, se actualizará/fijará el cupo de animales por productor. "Cupo ambiental admisible" por predio.
5. Manejo/control de ganado arisco,	En los casos que hubiere ganado bagual asociado a las áreas de pastoreo bajo proyecto de



asilvestrado o bagual (si hubiera presencia).	ordenamiento ganadero el PNNH realizara las acciones para su erradicación/control y de ser evaluado como viable se considerara la participación de los pobladores/comunidades en dicha tarea.
6. Aplicación del Reglamento de Mascotas (perros) de la APN.	En los casos específicos se abordará la aplicación del reglamento atendiendo principalmente los aspectos de zoonosis.
7. Prácticas sustentables de manejo.	<p>Aplicar prácticas que mejoren la eficiencia de producción: a) estacionamiento del servicio (entorar en una época acotada de manera de hacer coincidir las pariciones con la mayor oferta forrajera), b) eliminar el ganado improductivo (ej. vacas que no paren), c) realizar el destete de los terneros (para favorecer la recuperación de los vientres), d) realizar el manejo diferencial de la vaquillonas de reposición (entore 26 meses), e) manejo diferencial de los toros (realizar reposiciones periódicas -2, 3 años- con reproductores de buena calidad genética, revisiones anuales pre-servicio, adecuado manejo nutricional, etc.), f) suplementaciones estratégicas en categorías de mayor requerimiento nutricional (ej. Vaquillonas de reposición, toros en pre-servicio, madres en último tercio de gestación, etc.).</p> <p>Identificación de áreas degradadas para la regeneración. Identificación de hábitat y conectividad para la fauna, identificación de cursos y cuerpos de agua.</p>

PROYECCIONES

En función de los objetivos propuestos en el nuevo Plan de Gestión del PNNH próximo a su aprobación formal - se encuentra en la actualidad en el proceso de consulta pública – se diseñó una nueva sectorización del área protegida en función de lograr un esquema de gestión más eficiente pero principalmente para el reconocimiento de las particularidades y proyecciones de cada territorio (Figura 2). Este esquema se logró mapeando los actores sociales, identificando los usos, reconociendo los aspectos ambientales y las instituciones involucradas. Se considera fundamental abordar el manejo ganadero en función de este esquema que ligue las diversas escalas de intervención. Principalmente la predial –entendida como la unidad de producción - y aquella mayor donde se unifican o encuentran varias unidades que se puede corresponder con tramos de cuenca,



valles u otras unidades de paisaje. Resulta contundente explicitar además que como objetivo primario de conservación para ambientes terrestres se ha reconocido "Elaborar Planes de Manejo Ganadero Sustentable basados en ordenamientos territoriales integrales con enfoque sistémico a distintas escalas (implementación de buenas prácticas y el estado de conservación y receptividad del ambiente)" (ver Tabla).

Tabla 2. Herramientas de planificación de las áreas de uso ganadero del PNNH

Estrategia	• Objetivo	Indicadores básicos
A: Promover la mejora del estado de conservación de los ambientes terrestres del PN (estepas, bosques y altoandino).	• 1.- Elaborar Planes de Manejo Ganadero Sustentable basados en ordenamientos territoriales a distintas escalas (implementación de buenas prácticas y el estado de conservación y receptividad del ambiente).	% de tenedores de ganado con Planes Prediales de Manejo. Grado de implementación de los planes a distintas escalas. Superficies con manejo ganadero y de exclusión del ganado.
	• 2.- Diseñar mecanismos de control de ganado asilvestrado en sitios priorizados y/o no autorizados.	Procedimientos de control y ordenación en ejecución. Superficie de áreas liberadas de ganado asilvestrado o no autorizado.
	• 3.- Generar planes para sitios de alto valor de conservación (presencia de especies de distribución restringida, vulnerables, EVVEs o claves, etc.) y/o con requerimientos de restauración.	Priorización de sitios de alto valor. % de sitios con plan implementado.

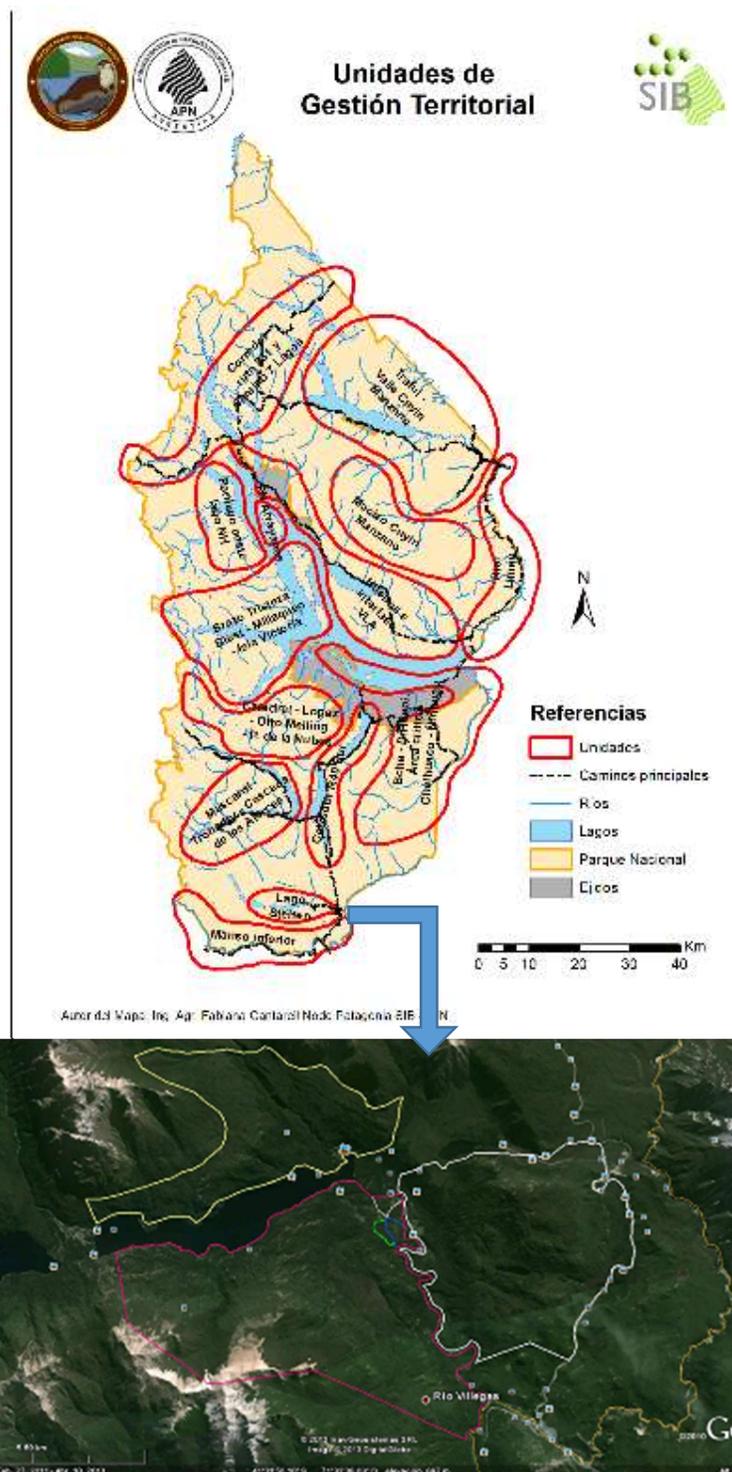


Figura 2. Propuesta de Sectorización del Parque Nacional Nahuel Huapi

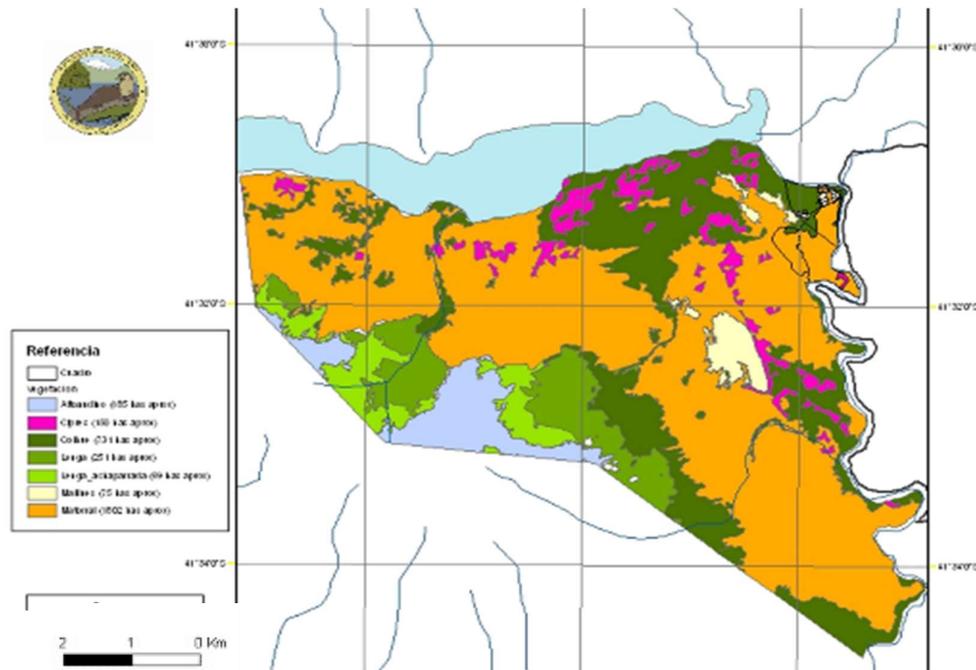


Figura 3. Ejemplo de mapa de la vegetación en un área de uso

Bibliografía

- APN. 2018. Lineamientos para el manejo ganadero en el Parque Nacional Nahuel Huapi. Documento elaborado por Claudia Arostegui, Hugo Galvan, Veronica Gomez, Horacio Paradela, Carla Pozzi, Adriana Sabrido y Susana Seijas. Administración de Parques Nacionales. San Carlos de Bariloche.MS.
- Bessera, E. 2006. La Colonia Nahuel Huapi y los orígenes de la actividad turística en la región Andino - Patagónica. Historia de la Patagonia. 2das Jornadas. Neuquén: Universidad Nacional del Comahue.
- Cáceres, D. 2006. Sustentabilidad como concepto situado. Un marco conceptual para la construcción de indicadores. Desarrollo Rural Coop. Agrario 8: 165-178
- Carpinetti, B. 2005. Derechos indígenas en el Parque Nacional Lanín. APN.
- Gowda, J.H. 2013. Comunidades vegetales y ecosistemas terrestres. Informe final. Consultoría
- Laclau, P. 1997. Los ecosistemas forestales y el hombre en el sur de Argentina y Chile. Boletín Técnico, FVSA Nº 34, 147 pp. ISSN 0327-6937.
- Mermóz, M., C. Úbeda, D. Grigera, C. Brion, C. Martin, E. Bianchiy H. Planas. 2009. El Parque Nacional Nahuel Huapi. Sus características ecológicas y estado de conservación. Editorial APN.
- Miller, K. "En busca de un nuevo equilibrio. Lineamientos para incrementar las oportunidades de conservar la diversidad biológica a través del manejo bioregional". World Resources Institute, Washington (1996).
- Molinari, R., L. Ferraro, H. Paradela, A. Castaño y S. Caracotche. 2001 Odisea del Manejo: Conservación del Patrimonio Arqueológico y Perspectiva Holística. http://www.equiponaya.com.ar/congreso2000/ponencias/Roberto_Molinari2.htm
- Rusch V., 2011. Bosques degradados. Aportes para su definición. Comunicación Técnica Nº 3 Área Forestal, Aspectos integradores, INTA EEA Bariloche. 9pp
- Rusch V., 2013. Ordenamiento predial para el logro del manejo sustentable en áreas de bosque nativo. 4to Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano. Iguazú 2013.
- Rusch, V., R. Roveta, C. Peralta, B. Marqués, A. Vila, M. Sarasola, C. Todaro, D. Barrios. Indicadores de Sustentabilidad en Sistemas Silvopastoriles. Cap. 1 Formulación de indicadores. Informe final, PIARFON BAP 2004-2005
- Rusch, V.; A. Vila; B. Marqués. 2008 La conservación de la biodiversidad en sistemas productivos. Forestaciones en el noroeste de la Patagonia. Ediciones INTA, 89 pp.



LA RENTABILIDAD DEL SISTEMA SILVOPASTORIL. ANÁLISIS PROSPECTIVO. Visión desde la producción animal.

PROFITABILITY OF SILVOPASTORAL SYSTEMS. PROSPECTIVE ANALYSIS. Animal production point of view

Pasinato, Andrea (1,2)

⁽¹⁾ INTA, EEA Concepción del Uruguay;

⁽²⁾ Fac. Cs. Veterinarias UNR

Los sistemas silvopastoriles (SSP) tienen como objetivo la producción silvícola (madera) y pastoril (pasto). Consisten en la combinación de árboles, plantas forrajeras y ganado en la misma superficie buscando la estabilidad ambiental, social y económica. Un correcto manejo de los mismos puede proveer muchos servicios como la conservación de la biodiversidad, la capacidad de fijación de carbono, la función protectora de suelo y cuencas hidrográficas, mejorando y diversificando los ingresos, generando más puestos de trabajo contribuyendo de esta manera a la sustentabilidad del sistema de producción.

Se calcula que el 25 % de las tierras del mundo se han degradado enormemente o están sujetas a altos índices de degradación. En África, la FAO calcula que se ha degradado el 65 % de las tierras arables, el 30 % de los pastizales y el 20 % de los bosques. Y esta degradación avanza a ritmo acelerado, con una degradación anual de unos 12 millones de hectáreas de tierra en todo el mundo. Como resultado, la productividad de las tierras del mundo sigue disminuyendo, al mismo tiempo que la población humana y la demanda de alimentos y bienes siguen creciendo

La FAO sostiene que el crecimiento pecuario en Latinoamérica fue dos veces superior al crecimiento promedio mundial. Se ejerció alta presión sobre la base de recursos naturales, especialmente, la pérdida de **cobertura forestal** para la producción de ganado en pastoreo o la producción de granos para los sistemas intensivos. Además, la producción ganadera fue desplazada a zonas marginales perdiendo la competencia por suelos con la producción agrícola o agro energética. La FAO recomienda desarrollar estrategias de producción viables desde el punto de vista técnico, económico, social y ambiental. Esto significa que el sector necesita optimizar la eficiencia, utilización y sostenibilidad de los recursos. El proceso de expansión de la ganadería que están viviendo los países de América Latina, representa tanto una oportunidad como una amenaza para el desarrollo sustentable de la región. Por un lado, es una oportunidad para generar riqueza y mitigar la pobreza si se toman las decisiones políticas adecuadas y se promueven sistemas de producción ganaderos sustentables y amigables con el ambiente. Por el otro, es una amenaza si la expansión de la actividad continúa sin considerar los costos ambientales y los potenciales efectos de marginalización de los pequeños productores. Esto puede incrementar los niveles de deforestación en la región, la degradación de los suelos, la pérdida de biodiversidad y la disminución del recurso hídrico, si no se toman medidas para evitarlo.

Se abordará especialmente el aporte que el SSP puede hacer sobre la producción animal en general y específicamente en nuestro país.



Con anterioridad a la discusión de los aportes que el SSP puede hacer a la producción de carne se caracterizará la ganadería bovina en la República Argentina. La ganadería vacuna en nuestro país con algunas particularidades no escapa a los lineamientos de la ganadería latinoamericana. La producción de carne bovina de Argentina abastece actualmente el mercado doméstico y tiene un saldo exportable en crecimiento. Durante los últimos años la oferta y la demanda doméstica están equilibrándose sin el saldo exportable que sirve hasta ahora de amortiguador de cambios. La oferta, próxima a la demanda interna genera seguridad de colocación del producto pero se expone a la presión sobre el precio si decreciera por diversas razones (sequías, exportación).

Ante el escenario de una demanda creciente, la incógnita que los productores intentan resolver tiene que ver con el formato de los sistemas a evaluar e implementar. Construir proyectos de producción mirando hacia las supuestas oportunidades del futuro con énfasis en el mercado exterior o centrarse en el mercado interno. La producción actual satisface el mercado interno y tiene saldos exportables. La mayor parte de la geografía del país donde hay producción de forrajes (pastos naturales o implantados, SSP) está intentando aumentar y promoviendo enfáticamente el incremento de la producción ganadera.

El país estaría en condiciones de mejorar sustantivamente su productividad (50% en 8 a 10 años) sin sacrificar el consumo interno de 55 a 58 kg de carne por habitante y año. Ese escenario alimenta expectativas, pero reduce la oferta en el corto plazo y afecta el negocio de la invernada o el engorde ya que la relación precio del ternero/ precio del novillo crece y se hace desfavorable para este último. Esta situación no es exclusiva de Argentina sino de todos los países que tienden a aumentar su rodeo de cría y tienen escasos de terneros.

La producción a corral de animal liviano ha sido el eje del feedlot en Argentina. Desde hace 20 años se asume que el corral es central en la producción de carne del país y que el planteo productivo se basa en engordar animales livianos con pesos de faena entre los 300 y 380 kg. Este tipo de feedlot o engorde es hoy típico pero casi exclusivo de Argentina. Ofrece carne al mercado interno y no produce o poco se adecua a la requerida para la exportación. Ese modelo de negocio ha encontrado una alternativa económica a la ganadería pero limita la oferta en el mediano plazo. El biotipo animal argentino de la mayoría de las razas permitiría producir más carne con los mismos kg nacidos. Aun así, el modelo de engorde de liviano a corral es inestable, dependiente del precio del ternero, de los insumos (particularmente del maíz y del combustible) y de la incidencia de los costos de transacción y logística (altos en Argentina).

En el escenario actual de relaciones de precios y expectativas, los sistemas pastoriles y pastoriles con suplementación pueden generar resultados por animal superiores a los registrados para el engorde a corral. Los planteos de invernada con suplementación intensiva, de alta producción son hoy los de mayor estabilidad que los basados en grano a corral solamente, pero exige de superficie ganadera y su margen bruto tiene que competir con la oportunidad agrícola. Este planteo es el más resiliente en precio y peso de faena. En este tipo de escenarios los SSP aportarían notablemente a la producción de carne.

Los sistemas de recría pastoril y terminación a corral son muy frecuentes en toda la geografía del país, en particular en regiones pampeana subhúmeda y semiárida, y extra pampeanas. La oportunidad de realizar una recría pastoril, de menor costo que la recría a corral y una terminación



a corral de 3 a 4 meses permiten reducir el costo global de producción. Esos modelos registran los mejores resultados por animal, comparados con el feedlot puro. Algunos se basan en el ciclo completo, cría, recría e invernada. En estos últimos la resiliencia y estabilidad del sistema se maximiza y mejora el resultado de la cría agregando valor al ternero y a los granos de oportunidad. Estos tipos de sistemas que combinan la recría pastoril y el corral de terminación surgen como de mejor resultado y de mayor estabilidad que los de feedlot puro. Tienen alta probabilidad de ser los que más rápido puedan incorporar los cambios del mercado ya que pueden producir animales con diferente peso objetivo de faena y lograr buenos resultados por animal.

La escasa oferta del novillo provocó un cambio especialmente en el sistema de recría que se acorto notablemente. Sin embargo, las pasturas y pastizales siguen siendo estructurales y medulares a la viabilidad y sustentabilidad de los sistemas ganaderos. Este escenario de varios modelos de producción ofrece a Argentina una posibilidad de alta competitividad en la producción de carne bovina en los mercados y es un potencial casi único en el mundo de los países con posibilidades de saldos exportables. La producción a corral de animal liviano ha sido el eje del feedlot en Argentina. Este tipo de engorde es hoy típico, pero casi exclusivo de Argentina. Ofrece carne al mercado interno y no produce o poco se adecua a la requerida para la exportación. Aun así, el modelo de engorde de liviano a corral es inestable, dependiente del precio del ternero, de los insumos (particularmente del maíz y del combustible) y de la incidencia de los costos de transacción y logística (altos en Argentina). Como todo sistema intensivo, el engorde en confinamiento no escapa a la problemática de la contaminación y deterioro ambiental si no se diseña para minimizar tales efectos.

La mejora de la productividad (cantidad de carne producida con los recursos y el stock disponible) necesitaría de cambios sustanciales en la ecuación de producción, en particular del tipo de animal producido. No se avizora un cambio significativo en la oferta si no se logra incrementar: a) la producción de carne del período de recría y engorde, o sea buscar animales más pesados (producción de más carne sobre los animales jóvenes), y b) una mejora sustantiva de los índices de procreo. Lo primero es más factible de generar resultados en el corto o mediano plazo con estímulos desde el precio y la demanda. Lo segundo requiere de una inversión e incentivo con planes a largo plazo ya que depende de decisiones de manejo e inversión que, realizadas, no se expresan en menos de 5 años.

El desarrollo de estos sistemas de recría a pastoreo incluyendo al SSP para la producción de un animal más pesado tendría a su vez un rol central en mejorar la sustentabilidad ambiental en las regiones inundables por freática en el húmedo y subhúmedo templado. Se favorecería una mayor evaporación de agua (leguminosas y forrajeras de alto consumo), aporte de materia orgánica por excretas, sitio de repositorio de estiércol y efluentes, diversificación de productos, refugio de capital semilíquido (los animales se venden pero a su vez son capital que produce sobre sí mismo si consumo total del valor inicial), regulador de flujos financieros, aprovechamiento de lotes con dificultades o limitantes agrícolas, captura de C en materia orgánica edáfica, transformación de forrajes a carne y reducción de la demanda relativa de granos (uso estratégico de los granos para terminación). La producción del novillo pesado no solo aumentaría la producción de carne en el país sino que podría ser clave en una estrategia para dar sustentabilidad al sistema agropecuario. Esa producción exige de la recría pastoril y en muchas regiones sobre SSP.



Según el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), la ganadería responde por cerca del 40 % de las emisiones generadas por la agricultura. Considerando toda su cadena alimentaria, la ganadería en su conjunto a nivel mundial responde por el 18 % de las emisiones de gases de efecto invernadero. Es urgente mejorar la eficiencia del uso de los recursos de la producción pecuaria, así como reducir las externalidades ambientales negativas generadas por el sector.

El estudio de huellas ambientales (hídrica y de C) ha sido abordado más recientemente en el interés de conocer la dimensión de las mismas, la magnitud y composición relativa, desde la cría a la terminación (engorde) y la detección de los espacios de mejora. En Argentina la etapa de la cría tiene un espacio importante para la mejora de la eficiencia productiva y de su huella de C, le sigue la estrategia de incremento del ritmo de engorde asociado a un peso de faena mayor. El SSP jugaría un rol muy importante en la etapa de recría para lograr un mayor aumento de faena.

Los Sistemas silvopastoriles pueden servir para neutralizar emisiones de los sistemas de ganadería. Las actividades agrícolas son consideradas, luego del sector energético, el segundo mayor responsable de la emisión de gases de efecto invernadero del país. No obstante, a partir de un sistema de conteo de "secuestro de emisiones" el sector rural no sólo dejaría de ser uno de los culpables del cambio climático, sino que pasaría a ser parte de la solución. Si bien la ganadería es un importante emisor de carbono, el secuestro de este gas que producen pasturas, bosques, arbustos y pastizales lograría compensarlo. El balance es positivo, y compensa las emisiones generadas por otros sectores de la economía como la producción de energía, el transporte y la actividad industrial, aseguró el investigador. La cría de ganado en pastizales naturales y cultivos como el maíz y el sorgo, junto con los bosques y pastizales naturales, actúan como captadores. Si bien la ganadería en feedlots es generadora de GEI, su efecto puede compensarse o diluirse con buenas prácticas con la incorporación de pasturas y plantaciones forestales.

Los beneficios ambientales de los SSP son muy conocidos en América Latina, no siendo todavía muy valorados por la sociedad argentina. Cuanto mayor sea la vulnerabilidad ambiental mayor importancia adquirirá la implementación de SSP en contraste con las forestaciones puras o los desmontes para producir carne.

La posesión de ganado en muchas regiones del mundo y de nuestro país forma parte de la cultura de las poblaciones y también son un componente importante de economías de subsistencia.

Así por ejemplo en varios países africanos la ganadería (bovinos y pequeños rumiantes) se desarrolla sobre bosques especialmente naturales, sin embargo no componen un sistema silvopastoril. El objetivo del ganado en esas poblaciones no es obtener renta del ganado sino en algunas ocasiones lo importante culturalmente es poseer determinado número de animales, destinarlo para la subsistencia o utilizar los excrementos de la hacienda como energía.

Para que la tenencia de animales sobre bosques implantados o naturales se convierta en un sistema silvopastoril se deberán dar ciertas condiciones.

"Un sistema es un grupo de componentes que pueden funcionar recíprocamente para lograr un propósito común. Son capaces de reaccionar juntos al ser estimulados por influencias externas.



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

También se puede definir un sistema "el conjunto de recursos humanos, naturales, financieros y tecnológicos organizados desde el punto de vista normativo y metodológico para desarrollar las funciones necesarias, con el fin de lograr el objetivo propuesto".

Podemos tener animales pastando sobre bosques sin que esto sea un SSP. Los sistemas silvopastoril aportarían mayor rentabilidad al sistema no solo económica sino también social a través de aportar mayor sustentabilidad al sistema de producción.



SECUESTRO DE CARBONO EN SISTEMAS SILVOPASTORILES TEMPLADOS DE ARGENTINA

CARBON SEQUESTRATION IN TEMPERATE SILVOPASTORAL SYSTEMS, ARGENTINA

(Springer International Publishing AG. 2017. F. Montagnini (ed.), Integrating Landscapes: Agroforestry for Biodiversity Conservation and Food Sovereignty, Advances in Agroforestry)

Peri Pablo L., Natalia Banegas; Ignacio Gasparri; Carlos Carranza; Ma Belén Rossner; Guillermo Martínez Pastur; Laura Cavallero; Dardo R. López; Dante Loto; Pedro Fernández; Priscilla Powel; Marcela Ledesma; Raúl Pedraza; Ada Albanesi; Héctor Bahamonde; Roxana Ecclesia; Gervasio Piñeiro

El cambio climático global es uno de los principales problemas que enfrenta el mundo de hoy. Algunas manifestaciones de dicho cambio son el incremento de cerca de medio grado centígrado desde el siglo pasado, y cambios en los regímenes hídricos. La concentración de gases de efecto invernadero (GEI) como dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O) en la atmósfera, ha aumentado considerablemente, lo cual fortalece el efecto invernadero, con el consecuente sobrecalentamiento del planeta.

Se considera que los GEI podrían disminuir a través de dos procesos: reducción de emisiones antropogénicas de CO_2 , CH_4 y N_2O , o creación y/o mejoramiento de los sumideros de carbono en la biosfera.

Los sistemas silvopastoriles (SSP) proveen de múltiples productos (e.g. alimentos, madera, forraje) y servicios (e.g. fertilidad de suelo, control de erosión, biodiversidad, protección de cuenca). A su vez, estos sistemas podrían contribuir ambientalmente con la mitigación del calentamiento global mediante la conservación, el secuestro y almacenamiento y la sustitución de carbono. Ello ha ocasionado un aumento en el interés de la comunidad científica por mejorar la comprensión en el secuestro de C en los SSP. Mencionado interés también se encuentra impulsado por el artículo 3.4 del Protocolo de Kyoto del Marco de las Naciones Unidas La Convención sobre el Cambio Climático (CMNUCC), que permite a los países considerar el secuestro como una contribución para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero.

Teniendo como marco, el Protocolo de Kyoto (PK), las actividades de secuestro de carbono han sido apoyadas por los Mecanismos de Desarrollo Limpio (MDL) con enfoque en la forestación y reforestación, vistas como los medios más eficaces y fácilmente medibles para el secuestro de carbono en la biomasa encima del suelo y debajo de la superficie del mismo. De esta manera, los SSP podrían recibir pagos por ser mitigadores del calentamiento global y por otros servicios ambientales.

Argentina, como país en desarrollo y con aproximadamente el 0,6 % del total de las emisiones mundiales, no estaba obligada a cumplir las metas cuantitativas fijadas por el PK. Pese a ello ratificó el acuerdo, y en consecuencia, su condición de país adherente hace que deba comprometerse con la reducción de emisiones, o al menos, con su no incremento.



Dada la gran superficie destinada a producción ganadera en el país, y al compromiso asumido por el mismo, evaluar el potencial de contribución de los SSP a mitigar el cambio climático resulta de particular interés. Es destacable mencionar que el pago por servicios ambientales en los SPS puede ser un incentivo importante para contribuir y reforzar su adopción.

En este marco, los trabajos científicos que tiendan a estimaciones y determinaciones del almacenamiento de C en bosque nativo bajo diferentes prácticas de manejo, son requeridos para realizar un balance de C a nivel regional y nacional.

El secuestro de C en los agroecosistemas terrestres involucra la captura del CO₂ a través del proceso de fotosíntesis, y su conversión y almacenamiento en la biomasa (aérea y subterránea), materia orgánica del suelo (MOS) y carbonatos (Fig. 1), constituyendo los mismos compartimentos relativamente estables

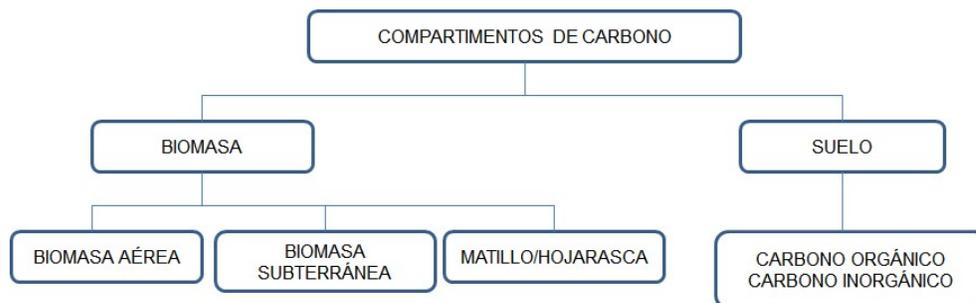


Figura 1. Esquema compartimentos de carbono

El monitoreo del secuestro de carbono a través de las estimaciones o determinaciones en los diferentes compartimentos es una herramienta fundamental en los proyectos de mitigación, estableciendo, en primera medida, una línea de base, que permita establecer y evaluar el cambio producido por la práctica de manejo.

Se considera que los SSP actualmente constituyen una modalidad de uso de la tierra ampliamente difundida en varias zonas del país, abarcando aproximadamente 34 millones de hectáreas.

Especialistas coinciden que existe una marcada tendencia en el avance de la ganadería sobre regiones originalmente ocupadas por bosque nativo, en especial la región Chaqueña y otras zonas en donde la actividad forestal constituye la base de la economía, como en Misiones, noroeste de Corrientes y el Delta bonaerense.

En este sentido los SSP presentan características particulares de acuerdo al tipo de formación forestal: nativa o exótica, a la región de que se trate y al estrato de productores que lo implemente, presentando ventajas comparativas a los sistemas ganaderos o forestales puros en el aspecto productivo, ambiental y social.



Es por ello que, generar información en modelos de sistemas silvopastoriles en las distintas regiones de Argentina, con sus oportunidades y problemáticas, constituye un objetivo de investigación y extensión.

Con ese propósito se reunió información generada por diferentes investigadores de distintas regiones del país: Chaco Semiárido, Mesopotamia y Patagonia, y de esta manera, comenzar a delinear el potencial de los SSP en el almacenamiento de C.

En el Chaco Semiárido, la zonificación del uso de bosques nativos (Ley 26.331) ha restringido 14 millones de hectáreas a usos que no modifiquen la cobertura boscosa. Surgen en el año 2015, consecuencia de un trabajo interdisciplinario llevado adelante por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable junto con el Ministerio de Agroindustria, zonas (Categoría II de la Ley 26.331) en las cuales es posible implementar Manejo de Bosque con Ganadería Integrada (MBGI), cuyo objetivo está asociado a un manejo sustentable del sistema, organizando las actividades productivas que se realizan en los bosques nativos, manteniendo la capacidad de los mismos para proveer de servicios al ambiente. Con esta finalidad, sólo una intervención menor está permitida, generalmente sobre el "matorral", logrando reducir el estrato arbustivo con un implemento mecánico (rolo), e implantando pasturas. Esta técnica es denominada "rolado de baja intensidad" (RBI), y se encuentra basado en una perturbación mecánica que mejora la productividad del sistema (al eliminar los matorrales, e incrementar la producción de las pasturas implantadas), preservando la biodiversas, las condiciones edáficas y la regeneración de los árboles.

En este marco para la región, se recopiló información generada a través de estimaciones y determinaciones en situaciones reales en diferentes alternativas productivas.

Si bien todavía no se encuentra disponible información sobre el almacenamiento de C en sistemas de Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI), es posible inferir la potencialidad de esta práctica de intervención por medio información publicada.

Se realizaron estimaciones de la capacidad de secuestro de C en bosque nativo bajo diferentes intervenciones. Se plantearon tres situaciones en las cuales se evaluó la cantidad de C en árboles, arbustos, estrato herbáceo y suelo (hasta 30 cm de profundidad). Se obtuvo que el bosque de *Aspidosperma* quebracho blanco almacenó 67,6 Mg C ha⁻¹, mientras que en un sistema con *Aspidosperma* quebracho blanco el cual fue sometido a las prácticas planteadas por el MBGI almacenó 56,1 Mg C ha⁻¹, es decir 17% menos que el bosque nativo. Ello está relacionado con la menor densidad de árboles y arbustos.

En la misma región, se determinó el carbono orgánico de suelo (COS) a 100 cm de profundidad en un sistema pastoril con *Chloris gayana* y en un SSP con *Prosopis alba* y *Chloris gayana*, encontrándose valores 64,6 Mg C ha⁻¹ y 84,7 Mg C ha⁻¹, respectivamente. Se observó que del total de COS almacenado en SSP el 33% correspondió a la profundidad 0-20 cm, 39% a 20-50 cm y 28% a 50-100 cm. En el sistema pastoril puro, la distribución fue de 32, 36 y 32% para 0-20, 20-50 y 50-100 cm de profundidad, respectivamente.

En otro ensayo, se determinó el contenido de C almacenado en los diferentes compartimentos (biomasa y suelo) en sistemas pastoriles con *Chloris gayana* cv Finecut, bajo distintos manejos (P-NF: pastoreo directo, sin fertilización nitrogenada; PF: pastoreo directo y fertilización nitrogenada;



R-NF: confección de rollo, sin fertilización nitrogenada; RF: confección de rollo y fertilización nitrogenada) y en la vegetación nativa (VN). La cantidad de C almacenado se encontró relacionada con el ecosistema evaluado, como así también con el manejo implementando. Se obtuvieron valores de 168,3; 119,5; 116,5; 115,26 y 110,32 Mg C ha⁻¹ para VN, PF, P-NF, RF y R-NF, respectivamente. En NV, se observó que la biomasa aérea representó un compartimento importante, almacenando 32,6% del C total. En *Chloris gayana* cv Finecut, este compartimento varió en función del manejo, encontrándose valores de 2,9% para tratamientos pastoreados (PF y P-NF), y de 2,8-3,1% para aquellos de confección de rollo (RF y R-NF).

El C de la biomasa subterránea en la vegetación nativa representó 8,4%; mientras que en *Chloris gayana* cv Finecut la biomasa de raíces acumuló 4,9-5,2% del C total.

El carbono orgánico del suelo (COS) fue el compartimento que almacenó mayor cantidad de C en pasturas con respecto al Monte. En la vegetación nativa se registró que el C acumulado en suelo representó 58,9%, mientras que en la pastura se encontraron valores de 91-92% del C total.

Con el propósito, de evaluar el impacto regional de la implementación de SSP en el Chaco Semiárido, se simuló modificaciones en la estructura boscosa de diferentes sistemas silvopastoriles, utilizando para ello, información generada en parcelas de bosques nativos a lo largo de un gradiente de precipitaciones.

Se plantearon tres escenarios: T1- en el cual se implementó un manejo silvícola conservando árboles con un diámetro a la altura del pecho (DAP) >20 cm; T2- se conservaron árboles con DAP >20 cm y 30% de individuos de DAP 10-15 cm (regeneración); T3- se simuló la remoción de todos los individuos de DAP <20 cm, y se cortó el 30% de individuos de DAP >20 cm para producción forestal. A su vez, las parcelas fueron diferenciadas en dos condiciones de acuerdo a la biomasa inicial: aquellas con <90 Mg ha⁻¹ se clasificaron como "pobres", mientras que cuando superaban ese valor se clasificaban como "buenas".

Se encontró que la condición inicial es un factor crítico para la sustentabilidad del sistema. En aquellos lugares, donde la condición inicial es buena, los productores tienen la oportunidad de mantener una buena estructura en sus SSP, conservando grandes cantidades de biomasa, y por ende C. Por el contrario, si la condición es pobre, las posibilidades de que los SSP presenten un número adecuado de árboles por hectárea son restringidas.

En estos escenarios, el contenido de C en biomasa decreció en relación a la decisión de manejo implementada desde 9% en T2 (condición inicial buena) a 47% en T3 (en condición inicial pobre).

En estas circunstancias, T2 emerge como una opción adecuada para conservar C (9 y 18% de pérdida de C en biomasa para buena y pobre condición inicial, respectivamente), sin embargo es poco factible de realizar en situaciones reales, con la tecnología disponible.

Una situación considerar en la región, es la regeneración de las especies en los SPS la cual requiere atención debido principalmente a la percepción de los productores como una problemática al impactar negativamente en la producción de forraje



En la Mesopotamia, se presentan datos de la dinámica de C en SPS, los cuales emergen como una alternativa promisoriosa para el almacenamiento de COS y producción de madera simultáneamente. Se observó que la plantación produce un descenso en el contenido de COS producto de los efectos de labranza realizados, pero que ello va acompañado de un incremento en el contenido de C en biomasa. Luego de cierto período de tiempo, los niveles de COS comienzan a incrementarse debido a un aumento en las entradas de C al sistema (mantillo, hojarasca, raíces). A su vez, la implantación de pasturas megatérmicas (C₄) contribuye a incrementar estos niveles, debido principalmente a la gran biomasa radicular.

Se reportan valores de COS de 56,56; 58,13 y 53,58 Mg ha⁻¹ a la profundidad de 0-20 cm para plantaciones, pasturas y SSP, respectivamente. A la profundidad 20-100 cm, los valores de COS fueron de 139,42; 135,52 y 136,51 Mg ha⁻¹ para plantaciones, pasturas y SSP, respectivamente.

En biomasa, se registraron diferencias entre plantaciones y SSP sólo cuando se comparan con plantaciones jóvenes, obteniéndose valores de 21,53 y 38,63 Mg C ha⁻¹, las cuales están asociadas a diferencias en la densidad de árboles y majeo silvícola en SSP. Entre plantaciones y SSP de 12 años, las diferencias fueron menores: 40.43 vs. 43.84 Mg of C ha⁻¹).

En la Patagonia, el total de C almacenado varió entre 108,4 a 182,2 Mg C ha⁻¹ para pastizales y bosques nativos, respectivamente. El C almacenado en SPS presentó un valor intermedio de 148,4 Mg C ha⁻¹, encontrándose el C distribuido de la siguiente manera: 85% en el suelo, 7% en biomasa radicular y 8% en biomasa aérea.

En el noroeste de la Patagonia, se estimó la cantidad de C en una plantación de Pino ponderosa con pastizales, encontrándose valores de 65 a 210 Mg C ha⁻¹ para áreas en un gradiente de precipitación de <600 y >1500 mm año⁻¹, respectivamente.

Durante algunos años, se fue generando información en SSP, sin embargo la cuantificación del rol de los mismos sobre la adaptación al cambio climático y a los mecanismos de mitigación (secuestro de carbono, emisión de gases de efecto invernadero, conservación de suelo) debe continuar desarrollándose. La implementación de los Mecanismos de Desarrollo Limpio dispuestos en el Protocolo de Kyoto permitirá ingresos adicionales a los productores al proporcionar el pago por almacenamiento de C en los SSP. El buen manejo de estos sistemas permitiría, por un lado, el incremento de C en suelo y biomasa, y por otro, el incremento de la producción ganadera, con los respectivos beneficios para la sociedad y el productor.



MANEJO DE BOSQUES CON GANADERÍA INTEGRADA (MBGI). LA VISIÓN DE FUNDACIÓN VIDA SILVESTRE ARGENTINA ⁶

MANAGEMENT OF FORESTS WITH INTEGRATED LIVESTOCK (MBGI). Aergentinian "Fundación Vida Silvestre"'s point of view.

Preliasco, Pablo (1); Fernando O. Miñarro (1)

⁽¹⁾ Fundación Vida Silvestre Argentina

Resumen

La Región Chaqueña es uno de los frentes de deforestación más importantes a nivel mundial, y una de las principales causas de ese cambio de uso es la siembra de pasturas para ganadería vacuna. La Ley de Bosques Nativos ha protegido el 69% de la ecorregión, el 14% corresponden a áreas estrictas para conservación y el resto para uso sustentable.

De implementarse y plasmarse en el territorio, permitiría cumplir con las recomendaciones internacionales de porcentajes protegidos por ecorregión. Los usos económicos posibles para el Gran Chaco son numerosos, pero dos de ellos sobresalen: la ganadería y el uso forestal. Éste último se realiza de forma tan informal que torna económicamente inviable el esfuerzo de algunos productores por hacerlo de manera sustentable. En el corto plazo, la ganadería sustentable para producir conservando la biodiversidad y los servicios ecosistémicos del bosque chaqueño que se propone bajo el nombre de Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (establecido entre los ministerios nacionales de agricultura y ambiente) es sin duda un muy buen inicio.

INTRODUCCIÓN

La ganadería en el bosque chaqueño, ¿amenaza y parte de la solución?

En el presente artículo haremos el ejercicio de analizar el complejo escenario que presenta la ganadería vacuna en la región chaqueña como una de las actividades responsables de la deforestación, y la posible solución que comenzó a construirse en el marco de la Ley de Bosques Nativos bajo el nombre de Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI).

¿Es posible pensar en una ganadería silvopastoril compatible con la conservación de los bosques chaqueños? ¿Estamos frente a una posibilidad de compatibilizar producción y conservación sin perder estructura y funciones clave ecosistémicas? o ¿debemos pensar en una segregación espacial de actividades bajo esquemas de ordenamiento ambiental del territorio? ¿El MBGI se presenta como una opción socioeconómica viable para los diversos actores sociales que hacen ganadería en esta región? ¿Es la solución que se espera para la Categoría II (Amarilla) de uso sustentable de la Ley 26331? Estas son algunas de las preguntas que buscaremos responder frente al enorme desafío que se está abordando a 8 años de la sanción de la Ley de Bosques Nativos.

El conflictivo escenario de la ganadería vacuna y la Ley de Bosques Nativos en la región chaqueña

La producción ganadera vacuna mostró un crecimiento considerable en la región chaqueña. Algunas estimaciones señalan un aumento de 1,8 millones de cabezas entre 2003 y 2013. Este

⁶ Ganadería en el bosque chaqueño ¿Amenaza o parte de la solución? INFORME AMBIENTAL ANUAL 2016 FARN



aumento está asociado a un reordenamiento territorial de la producción de ganadería vacuna, con una expansión de la actividad hacia áreas extrapampeanas como el Noroeste (NEA) y el Noroeste (NOA) (ver Figura 1). Las consecuencias de este reordenamiento han sido los desmontes por la aplicación de modelos intensivos pastoriles con introducción de forrajeras exóticas que solo dejan algunos pocos árboles en pie. Se trata de una tecnología muy difundida en los últimos años, probada, viable económicamente, sencilla y promocionada por las empresas semilleras y profesionales del campo, que consiste en reemplazar definitivamente el bosque por una pastura cultivada de *gatton panic* u otra especie de pasto exótico y domesticado, dejando algunos árboles aislados para sombra. Se calcula que cerca del 60% de la deforestación ocurrida en el chaco salteño y santiagueño fue debido a la instalación de estos proyectos ganaderos, mal llamados silvopastoriles⁴. Si bien este modelo productivo requiere una inversión inicial muy grande, razón por la cual no se difundió aún más rápidamente de lo que lo hizo en gran parte de la región chaqueña, en muchos casos esa inversión se recupera por el aumento del valor inmobiliario de la tierra una vez "habilitada" para la actividad.

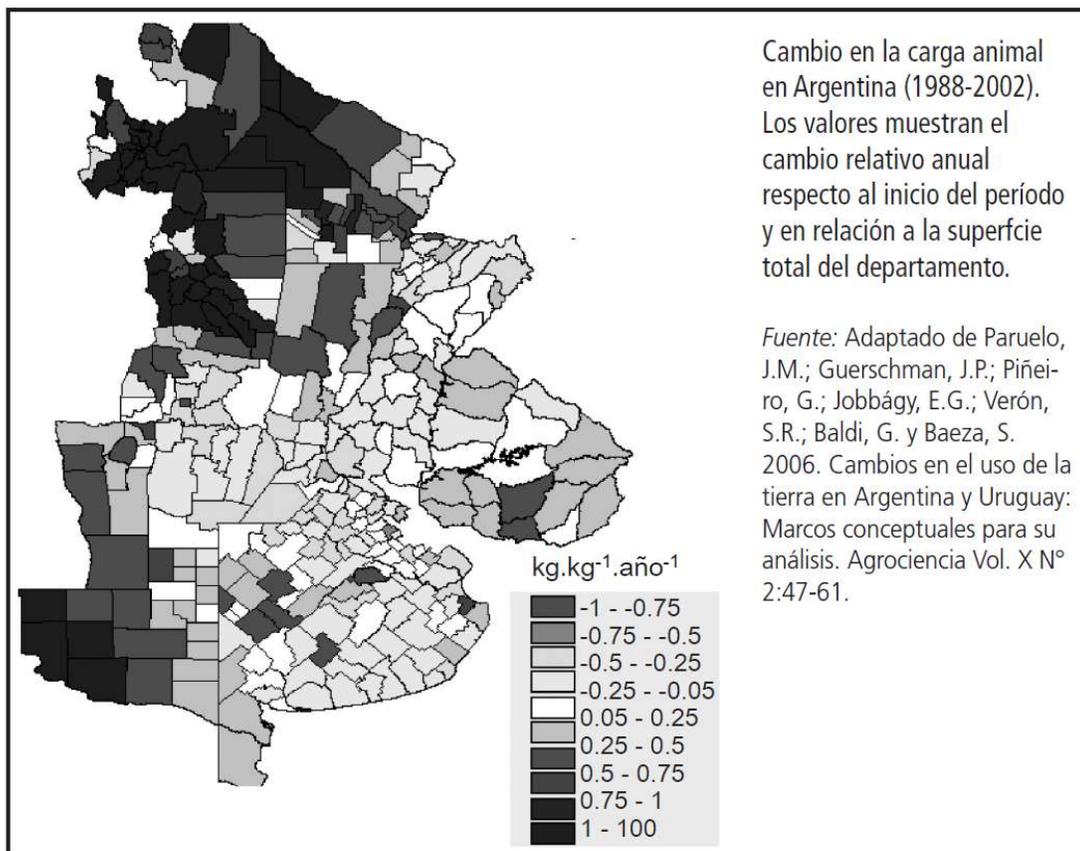


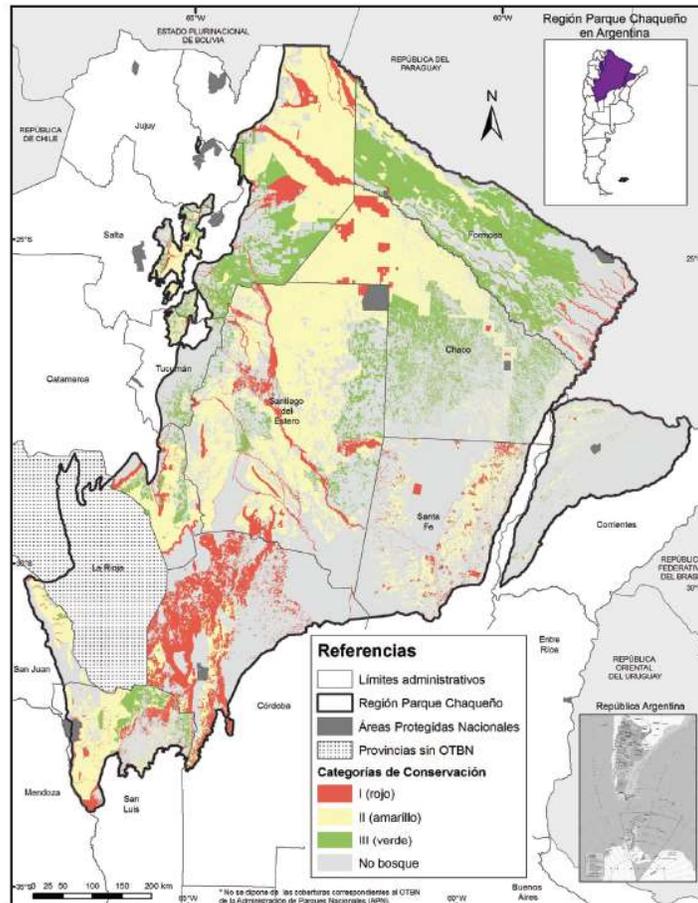
Figura 1. Reordenamiento de la ganadería

Cambio en la carga animal en Argentina (1988-2002). Los valores muestran el cambio relativo anual respecto al inicio del período y en relación a la superficie total del departamento

Con la aplicación de la Ley de Bosques Nativos se alcanzó para la Argentina una clasificación de los distintos tipos y estados de bosques para la conservación, uso sustentable o cambio de uso en



unas 54 millones de hectáreas. Para el caso de la región chaqueña las hectáreas de bosques clasificadas alcanzan las 31 millones de hectáreas, de las cuales 17.2 millones y 8 millones fueron clasificadas para uso sustentable (Categoría II Amarilla) o cambios de uso (Categoría III Verde), respectivamente (ver Figura 2).



Fuente: Griffiths N, Bono J, García Collazo MA y Taurian M. Situación de los ordenamientos territoriales de bosques nativos en la región chaqueña – Ley n° 26331. Primer Congreso Internacional de Gran Chaco Americano. Santiago del Estero. 6-8 de Noviembre 2014. Páginas 751-766)

Figura 2. OTB región Parque Chaqueño

De esta manera, la Ley de Bosques ha buscado –entre otras cosas– detener el proceso negativo antes descrito del avance de un modelo ganadero pastoril intensivo. El mismo tiene implicancias en la salida de la gente del campo, elimina la biodiversidad, no se sostiene ecológicamente, cambia el funcionamiento del ecosistema, altera radicalmente los ciclos del agua y los nutrientes, libera carbono a la atmósfera, entre otros aspectos productivo sustentable de los bosques⁷.

La Categoría II plantea el desafío de compatibilizar producción con conservación, siendo la ganadería la principal actividad que socioeconómicamente se presenta hoy como una opción viable, y muy importante para los campos que quedaron clasificados bajo esta categoría. Un reflejo de esto

⁷ Informe aún no publicado por la Dirección de Bosques del MAyDS (Coms. Pers.).



es que cerca del 60% de los planes de manejo financiados por la Ley de Bosques Nativos para la región, plantean la modalidad silvopastoril como una opción de uso.

¿Es el manejo de bosque con ganadería integrada un buen comienzo para abordar el conflicto?

Frente a este escenario de conflicto entre la actividad ganadera y la conservación de los bosques nativos, surgió a comienzos de 2015 el convenio de Articulación Institucional entre el entonces Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación (MAGyP, actualmente Ministerio de Agroindustria) y la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (SAyDS, actualmente Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable - MAAyDS), bajo el nombre de "*Acuerdo General sobre los Principios y Lineamientos Nacionales para el Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI) en Concordancia con la Ley N° 26331*". El conjunto de lineamientos allí definidos –que contó con la colaboración técnica del INTA en su formulación–, persiguen el objetivo de mantener o mejorar la capacidad productiva, la integridad y el bienestar de los diversos actores sociales asociados a los ecosistemas, y apunta a que la combinación de actividades ganaderas y forestales permitan el mantenimiento de los componentes estructurales y funcionales del bosque nativo y por ende, de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos.

La gran Ecorregión Chaqueña es compleja: casi cinco siglos de historia (Santiago del Estero se fundó en 1550), población rural y urbana, sociedades campesinas y pueblos originarios, actividades económicas heterogéneas y diverso ajuste con la conservación. Esto obliga a abordar el análisis de la inserción del MBGI en el marco de la Ley de Bosques Nativos como propuesta para resolver el conflicto entre ganadería y conservación, desglosándolo desde distintos puntos de vista:

- ✓ La vocación de uso de la ecorregión (pata ambiental de la sustentabilidad).
- ✓ El aspecto socioeconómico (escala de unidad productiva)
- ✓ La necesidad de una mayor protección del Gran Chaco (mínimo de 17% de superficie bajo áreas protegidas⁸).

Comencemos a poner estas cartas sobre la mesa para sacar algunas conclusiones respecto del valor del MBGI.

a-Vocación de uso productivo de la ecorregión (pata ambiental de la sustentabilidad)

Es claro que los ecosistemas de pastizal tienen una vocación de uso pastoril y los bosques tienen vocación silvícola (uso forestal). Sin embargo, entre la diversidad de tipos de bosques que encontramos en la ecorregión chaqueña muchos de ellos tienen naturalmente un estrato gramíneo y una gran resiliencia por lo que es posible diseñar estrategias de manejo del bosque que favorezcan la producción de pasto y admitan realizar ganadería manteniendo la estructura y las funciones más importantes de un bosque y así, conservar buena parte de su biodiversidad. Además, muchos de los ambientes chaqueños evolucionaron con fuego. Este disturbio recurrente generó adaptaciones de la flora herbácea a las fuertes pérdidas de área foliar que se producen por los incendios, lo que permite una mayor tolerancia al impacto del pastoreo. Por el contrario, ambientes como la selva paranaense serían incompatibles con un manejo ganadero por la complejidad de estratos del ecosistema selvático, que se verían afectados perdiendo estructura y funciones. En este último caso,

⁸ Según el Convenio sobre la Diversidad Biológica para el 2020, al menos el 17% de las zonas terrestres y de aguas continentales, y el 10% de las zonas marinas y costeras, deben conservarse por medio de sistemas de áreas protegidas (Meta 11). Disponible en: <https://www.cbd.int/doc/strategic-plan/targets/T11-quick-guide-es.pdf>



la estrategia debería pasar por ordenar ambientalmente el territorio intensificando la producción en aquellas áreas de selva ya reemplazadas, o muy degradadas

En definitiva, el bosque chaqueño admitiría tanto uso puramente forestal como ganadero –o una combinación de ambos– dentro de ciertos límites que no excedan su capacidad de resiliencia.

Por supuesto, es necesario entender el funcionamiento de los diversos sitios ecológicos que pueden encontrarse en los bosques chaqueños para comprender y ajustar los límites de la actividad ganadera en el monte bajo un esquema silvopastoril.

b- El aspecto socioeconómico (escala de unidad productiva)

Como lo contempla cualquier definición de uso sustentable, hay que equilibrar el aspecto ambiental con las otras dos patas, la dimensión social y la económica. ¿Es el MBGI una opción viable desde un punto de vista socioeconómico?

Analicemos dos grandes tipos de "productores ganaderos" que podrían hacer uso del MBGI desde nuestra mirada pero también, poniéndonos en sus zapatos. Estamos hablando de productores medianos y grandes propietarios de la tierra, y de productores chicos o campesinos con una realidad de minifundio y que en la mayoría de los casos no poseen la propiedad de la tierra.

Los propietarios de la tierra a escala de empresa familiar o mayor (medianos y grandes productores) tienen una lógica en la toma de decisiones muy atada a los mercados (precios de productos e insumos), cosa que difiere en el caso del campesino o pequeño productor de minifundio donde las actividades de subsistencia adquieren un rol muy importante a la hora de decidir qué hacer con el bosque. De esta manera, el nivel, tipo y escala del impacto de la actividad ganadera sobre el bosque varía entre ambos tipos de realidades y por lo tanto, es necesario analizar cómo puede aplicar la propuesta del MBGI para abordar el problema con el que se presenta la Ley de Bosques Nativos con la lógica ganadera de ambos casos

Los medianos y grandes productores buscan producir dinero en sus propiedades, y las opciones visibles económicamente para ellos en el marco de la Categoría II (Amarilla) de Ley de Bosques Nativos son producir madera o carne.

La producción de madera es técnicamente posible porque existe la tecnología de manejo sustentable de bosque nativo y los profesionales capaces de diseñar y administrar proyectos de este tipo en la Argentina. Pero la productividad de madera por unidad de superficie es baja comparada con las productividades de los montes cultivados en las zonas forestales (Corrientes, Misiones, Entre Ríos), y los precios no son suficientemente altos como para compensar esa baja productividad. No hay una valorización ni un negocio real actual rentable de madera de monte nativo bien manejado. Ante esta realidad, rápidamente, el productor busca otra opción, y la única que sería viable hoy, para su escala de unidad productiva, es la ganadería. Aquí es donde se presenta el desafío de mostrar que la ganadería que busca impulsar el MBGI es una opción viable y elegible por los medianos y grandes productores para que las fuerzas de los mercados (demanda mundial de carne) no operen en contra de la conservación del bosque, sino a favor de su conservación. El MBGI debe ser una alternativa viable para proponer como opción sustentable a los productores, si pretendemos que la Ley de Bosques Nativos no se tienda a incumplir. Esta ganadería compatible con la conservación de las funciones del bosque y su biodiversidad, busca también adaptarse y ser tecnológicamente posible para su incorporación a las actividades de los campesinos, mejorándoles



el estándar de vida. El MBGI debe convertirse en una actividad más para sumar a las diversas actividades económicas que realiza un pequeño productor.

El MBGI no debería ser la única opción socioeconómica, pero dada la realidad actual ganadera de la ecorregión chaqueña, es la que surge con mayor urgencia. Mientras tanto, es necesario que el uso puramente forestal sustentable del bosque nativo se desarrolle y convierta en una actividad económicamente viable

Para ambas realidades el MBGI tiene el desafío de mostrar rápidamente experiencias funcionando en terreno a nivel de unidades socioeconómicas reales. Lo que debe dejar tranquilos a los productores y campesinos, es que el MBGI se basa técnicamente en una experiencia de la Estación Experimental Agropecuaria (EEA) de Santiago del Estero del INTA. Allí, un equipo multidisciplinario (ingenieros forestales, agrónomos y biólogos) trabajan desde fines de los años 90 en una experiencia piloto de manejo silvícola y pastoril del bosque, buscando mejorar el negocio ganadero, conservando la estructura del monte, aumentando la productividad forestal, y conservando una serie de funciones ecológicas del bosque y elementos clave de la biodiversidad dentro de parámetros que indiquen que se está en el camino de la sustentabilidad.

c- La necesidad de una mayor protección del Gran Chaco (17% de superficie bajo áreas protegidas)

Sin regulaciones el ambiente es moldeado por las fuerzas del mercado y se van reemplazando ecosistemas naturales por agroecosistemas que buscan abastecer las demandas de productos primarios. A partir del Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (OTBN) impulsado por la Ley 26.331, podemos asimilar las zonas amarillas (Categoría II de uso sustentable) a una gran Reserva de Usos Múltiples (RUM10). Solo que en este caso, esta RUM se encuentra respaldada por una ley que no es de áreas protegidas pero que de todas formas, procura un uso de los recursos naturales con lineamientos que aseguren su conservación.

La posibilidad de consolidar y hacer real la implementación de esta gran RUM respaldada por la Ley de Bosques Nativos, que sumaría unas 17 millones de hectáreas de superficie "protegida" bajo uso sustentable al que se le suman como áreas núcleo las casi 6 millones de hectáreas en rojo, totalizando 23 millones (un importantísimo aporte al 17% de protección recomendado a nivel internacional), justifica el esfuerzo y compromiso del Estado Nacional, los estados provinciales y del sector de las organizaciones de la sociedad civil dada la dimensión del premio.

Si tomamos esta visión de una gran RUM con un incremento de zonas núcleo en rojo (áreas protegidas privadas, provinciales y nacionales que alcancen un 4% como mínimo), conectadas con corredores con objetivos más estrictos de conservación, y una matriz (amarilla) que aplica un modelo ganadero silvopastoril compatible con la conservación del bosque nativo, donde la gente no emigra del campo porque cubre sus necesidades en su lugar y las empresas no buscan destruir el bosque porque su negocio está precisamente en manejarlo bien, podemos asumir que el camino que nos propone el MBGI es un muy buen inicio. En paralelo, deben desarrollarse otras alternativas de negocios, de otros productos no maderables del bosque, y en especial, una industria a partir de maderas nativas que hoy es precaria e informal.

Si tomamos esta visión de una gran RUM con un incremento de zonas núcleo en rojo (áreas protegidas privadas, provinciales y nacionales que alcancen un 4% como mínimo), conectadas con corredores con objetivos más estrictos de conservación, y una matriz (amarilla) que aplica un modelo



ganadero silvopastoril compatible con la conservación del bosque nativo, podemos asumir que el camino que nos propone el MBGI es un muy buen inicio.

IV. Desafíos ¿Qué falta?

¿Es posible pensar en una ganadería silvopastoril compatible con la conservación de los bosques chaqueños? ¿Estamos frente a una posibilidad de compatibilizar producción y conservación sin perder estructura y funciones clave ecosistémicas? o ¿debemos pensar en una segregación espacial de actividades bajo esquemas de ordenamiento ambiental del territorio? ¿El MBGI se presenta como una opción socioeconómica viable para los diversos actores sociales que hacen ganadería en esta región? ¿Es la solución que se espera para la Categoría II Amarilla de uso sustentable de la Ley de Bosques Nativos?

Estas son las preguntas que nos hacíamos al comienzo del artículo y que buscamos responder durante su desarrollo. Luego de repasar algunos aspectos negativos y positivos que existen entre la ganadería y la conservación y el uso sustentable de los bosques promovido por la Ley 26331, podemos concluir que el MBGI es un muy buen comienzo para transitar este difícil camino de conciliar producción y conservación.

A modo de cierre, quisiéramos puntualizar algunas consideraciones fundamentales que creemos que hay que tener en cuenta o mejorar en este camino propuesto por el MBGI en el marco de la Ley de Bosques Nativos, en base a la experiencia que desde la Fundación Vida Silvestre Argentina venimos teniendo con la promoción de una ganadería sustentable en pastizales naturales de la región pampeana. Dicho en otras palabras, ¿qué valores presenta el MBGI? ¿Qué desafíos tiene por delante? ¿Qué falta por hacer?:

es clave mantener el espíritu que los Ministerios (Agroindustria y Ambiente) y el INTA han transmitido, hasta ahora, de implementar una estrategia de aplicación del MBGI interinstitucional, multidisciplinaria, participativa y de fortalecimiento de las capacidades locales;

el MBGI debe promover modelos de uso que se basen en un manejo adaptativo con bases ecológicas que considere la dinámica del ecosistema bajo manejo (estados y transiciones / disturbios que intervienen) y que priorice las tecnologías de procesos por sobre las tecnologías de insumos;

el MBGI debe ir validándose en diferentes tipos de bosques y escala de productores de las provincias de la ecorregión chaqueña, con campos piloto demostrativos que funcionen como escuela para la formación de profesionales (agrónomos y forestales, fundamentalmente) y productores, e ir desarrollando tecnologías específicas para disminuir su impacto ambiental y mejorar la rentabilidad. Entre estas tecnologías surgen como prioritarias la domesticación de especies forrajeras nativas, y el mejoramiento genético de especies forestales como el algarrobo, además de desarrollar el negocio de maderas de origen sustentable. Tal como lo señala el acuerdo del MBGI, más allá de que un productor ganadero tenga como negocio económico solo el objetivo de producir carne bajo el bosque nativo, es necesario igualmente manejar el bosque para asegurar su regeneración, aunque no se haga un uso económico de la madera (es decir, que el negocio solo sea el ganadero y no el silvícola);

la visión de la RUM que proponemos, creemos que entusiasma y potencia el valor de la Ley de Bosques Nativos. Pero el trabajo no se agota en el cumplimiento de la Ley (implementación de la RUM), sino que ésta debe seguir mejorando -como lo viene haciendo en algunos aspectos-



incorporando corredores y áreas protegidas estrictas en el diseño de los OTBN con una mirada de diversas escalas naturales (paisaje, cuenca, ecorregión) y no políticas (límites provinciales), y ajustes de manejo con objetivos específicos de conservación de algunas especies cuya conservación demande mayor atención. En este sentido, el acuerdo del MBGI acompaña esta necesidad diciendo *"(...) los planes de manejo a escala predial deberán responder a definiciones de escala supra-predial, como la de paisaje o regional (...); (...) evitar la fragmentación del Bosque Nativo, mantener la diversidad de ecosistemas existentes y no impedir la comunicación entre los mismos (...) un diseño espacial que contemple la conexión del bosque con otros ecosistemas"*. ¡Esto es clave! Asegurar conectividad a escala de paisaje y regional, y con otros ecosistemas (mosaico de ambientes interrelacionados), es un aspecto funcional indispensable para la conservación de la fauna. Es necesario incorporar de manera urgente en las instancias de revisión de los OTBN, una visión integral de las provincias que forman parte de la ecorregión del Gran Chaco para alcanzar conectividad ecosistémica a escala regional;

vinculado con el punto anterior, también es importante remarcar que los OTBN de las provincias chaqueñas han dejado muy desprotegido al Chaco Oriental o Húmedo. Es necesario rever esos OTBN con miras a incrementar su protección. Un aspecto a favor de la complejidad que siempre implica compatibilizar producción y conservación, es que en el Chaco Húmedo la ganadería sustentable es perfectamente viable sin afectar los bosques debido a la abundancia de pastizales y humedales que son los recursos forrajeros con los que se manejó la ganadería casi exclusivamente hasta hoy. Estos ambientes hoy están amenazados por el cambio de uso por arroz, agricultura y reemplazo por forrajes cultivados, y la ganadería sustentable se presenta como una aliada para su conservación;

para la consolidación de la RUM, los negocios sustentables deben ser cada vez más y mejores, con políticas de estado de largo plazo que posibiliten que la producción sustentable de maderas nativas se haga cada vez más rentable, al igual que los productos no maderables del bosque, si se quiere que los actores sociales usuarios de los recursos del bosque no busquen sacarse de encima lo que no les rinde como actividad económica (por ejemplo en el caso de un ganadero todo lo que no es forraje). En este sentido, el fortalecimiento de las cadenas productivas y de diferenciación de productos sustentables provenientes de las áreas amarillas de la Ley de Bosques Nativos, y el desarrollo de incentivos fiscales para la conservación en tierras privadas, son algunas de las políticas clave a desarrollar y/o aplicar con urgencia;

es necesario acompañar la Ley de Bosques Nativos y la implementación del MBGI con un fortalecimiento de las políticas de conservación de especies amenazadas, paraguas e indicadoras de bosques saludables. Identificar a las especies indicadoras para su monitoreo en los planes prediales y establecer paisajes de conservación de especies amenazadas para integrar a los análisis de conectividad a escalas regionales y de paisaje, permitiría monitorear el éxito o fracaso de los modelos sustentables silvopastoriles que se apliquen para aprender, corregir/reformular y volver a aplicar (manejo adaptativo).

Para finalizar, todos estos puntos señalados deben apuntalarse con compromisos políticos que exige la propia Ley de Bosques Nativos como ser: 1) constitución efectiva de los fondos previstos por la Ley; y 2) sanción social, económica y legal ejemplificadora sobre las ilegalidades de su aplicación, y remediación de daños.



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

La propuesta acercada a productores y profesionales del campo de la región de los pastizales templados de Argentina, Uruguay, Brasil y Paraguay, viene demostrando ser exitosa a través de un cambio de paradigma donde la conservación y la producción ganadera se dan la mano. Tenemos ahora el desafío de mostrar que esto también es posible en los bosques del Gran Chaco.

Bibliografía

Griffiths N, Bono J, García Collazo MA y Taurian M. Situación de los ordenamientos territoriales de bosques nativos en la región chaqueña – Ley nº 26331. Primer Congreso Internacional de Gran Chaco Americano. Santiago del Estero. 6-8 de Noviembre 2014. Páginas 751-766)136

WWF – World Wide Fund for Nature. 2015. WWF LIVING FORESTS REPORT: CHAPTER 5 SAVING FORESTS AT RISK. http://www.vidasilvestre.org.ar/sala_redaccion/?12760133



EMISIONES DE METANO DE SISTEMAS DE PRODUCCIÓN DE CARNE DE CICLO COMPLETO

METHANE EMISSIONS OF COMPLETE CYCLE MEAT PRODUCTION SYSTEMS

Ricci, Patricia (1,2*); Mario S. Aello (3); Mauro Loto (1), Olegario Hernández (1); José I. Arroquy (1,2)

⁽¹⁾ INTA,

⁽²⁾ CONICET,

⁽³⁾ FCA UNMdP

*E-mail: ricci.patricia@inta.gob.ar

INTRODUCCIÓN

La reducción de la "Huella de Carbono" de los productos agropecuarios representa hoy en día una preocupación para el mercado internacional. En nuestro país, el sector ganadero aporta el 39% de las emisiones de metano del sector agropecuario (Tercera Comunicación Nacional, 2015), por lo que reducir estas emisiones por unidad de producto no sólo cobra importancia ambiental, sino también comercial.

Experiencias previas han mencionado que aumentar la eficiencia de producción de los sistemas va de la mano con la reducción de la intensidad de emisiones de metano (Johnson y Johnson, 1995).

Las emisiones de metano (CH₄) representan una pérdida de eficiencia de utilización de la energía de sistemas de producción bovina y además constituye el principal gas de efecto invernadero (GEI) generado en la actividad pecuaria. Si bien a nivel mundial Argentina contribuye con el 0,8% de las emisiones mundiales, existe una preocupación por disminuir las emisiones de GEI del sector agropecuario debido a una demanda del comercio internacional por productos de baja Huella de Carbono (emisiones de GEI por unidad de producto). La cantidad de GEI que aporta el sector agropecuario es una estimación basada en ecuaciones internacionales. Por esta razón, es necesario conocer las emisiones de GEI de nuestros sistemas de producción mediante determinaciones a campo, e investigar cual es el potencial de mejora de la eficiencia de producción. Debido a la falta de información local, es importante la cuantificación de emisiones de GEI en las distintas etapas del sistema de producción sometido a diferentes alternativas de manejo.

El INTA, en sus distintas EEAs y en colaboración con otras Universidades Nacionales, ha llevado adelante una serie de determinaciones para cuantificar las emisiones de CH₄ de animales rumiantes de diferentes sistemas productivos, estados fisiológicos, tipos de alimentos, entre otros; con el fin de aportar información para mejorar los inventarios nacionales de GEI. A su vez se han llevado a cabo estudios de estimaciones de emisiones de CH₄ ante distintos planteos productivos para conocer el impacto a nivel de sistema de algunas decisiones. En el presente trabajo, se muestran los principales resultados observados y se comentan las líneas de trabajo vigentes en esta temática.



Por otro lado, es necesario remarcar la necesidad de continuar con investigaciones que generen información local sobre las principales acciones que conduzcan a una efectiva reducción de la Huella de C de los productos animales (carne, leche, fibra), no solamente con el objetivo de reducir las emisiones que estos generan, sino también de aportar información sobre alternativas de manejo de los sistemas productivos para aumentar la posibilidad de captura de C.

Alternativas de mitigación de Metano

En la bibliografía se mencionan un número de alternativas de manejo que contribuyen a la mejora de la eficiencia de producción para disminuir el aporte de CH₄ que los animales rumiantes hacen al agro-ecosistema y de esa manera se puedan lograr sistemas de producción de menor Huella de Carbono.

Las principales alternativas que apuntan a reducir estas pérdidas, rondan en torno a manejos del rodeo de cría para la mejora de su eficiencia reproductiva, alimentación de calidad acorde a los requerimientos energéticos particulares de cada categoría animal, manejo del pastoreo, uso de aditivos dietarios que mejoren la eficiencia de utilización del alimento y/o disminuyan puntualmente la producción de CH₄ entérico, selección genética por animales más eficientes, entre otras.

Sub-sistema cría

Para la mejora de la eficiencia de utilización del alimento en un sistema de producción de carne de ciclo completo, es importante tener en cuenta que no todas las categorías animales tienen los mismos requerimientos energéticos a lo largo del año o de su vida productiva. La importancia de esto puede observarse en el Cuadro 1, donde se puede observar que la vaca adulta es la categoría de mayor demanda anual de energía y alimento, y por ende la que mayor cantidad total de CH₄ produce (Aello y Ricci, 2016).

Los mismos autores mencionan que el manejo reproductivo del rodeo de cría, también tuvo impactos a la hora de evaluar la eficiencia de utilización de la energía (EE) e intensidad de emisiones de CH₄. El hecho de poder estacionar la parición dejó demostrado que el costo energético de destetar un ternero fue de 41 y 52 Mcal EM/kg TD en vacas adultas cabeza y cola de parición, respectivamente (Aello y Ricci, 2016). Este costo energético a nivel individual está dominado principalmente por el hecho de lograr un mayor peso del ternero al destete. A nivel del rodeo, los factores que más importancia tienen en determinar la EE al igual que las emisiones de CH₄, son lograr el mayor porcentaje de destete posible y aumentar la cabeza de la parición (Cuadro 2 y Figura 1). Por cada unidad de aumento en el porcentaje de destete, el costo energético disminuye en promedio 0,75 Mcal EM/kg TD ($R^2=0,986$). Con el aumento de la cabeza de parición se mejora la eficiencia entre 6 y 13% porque se desteta un ternero más pesado al alargarse la lactancia (Cuadro 2). Al mejorar la eficiencia reproductiva del rodeo la emisión de CH₄/kg TD disminuye entre 40 y 60%, según la distribución de las pariciones (Figura 1).



Cuadro 1. Demanda anual de energía y alimento, y emisión diaria de metano promedio de cada categoría de un rodeo de cría (*). Adaptado de Aello y Ricci (2016).

Categoría	Energía	Alimento	Metano
	(Mcal EM)	(kg MS)	(g/día)
Vaca adulta cabeza	7.394	3.574	210,5
Toro	6.463	2.826	166,5
Vaca primípara	6.464	2.816	165,9
Vaca adulta vacía y seca	5.259	2.610	153,7
Vaquillona reposición	4.525	1.968	115,9

(* en las vacas (primípara y adulta) se incluye la demanda de energía y alimento del ternero extra-leche.

Cuadro 2. Eficiencia energética (Mcal EM/kg TD) de un rodeo de cría según el porcentaje de destete y distribución de la parición. Adaptado de Aello y Ricci (2016).

Distribución de la parición	Porcentaje destete			
	60	70	80	90
70% cabeza	74,9	65,8	59,1	53,8
Homogénea	79,8	70,0	62,7	57,0
70% cola	85,8	75,2	67,2	61,1

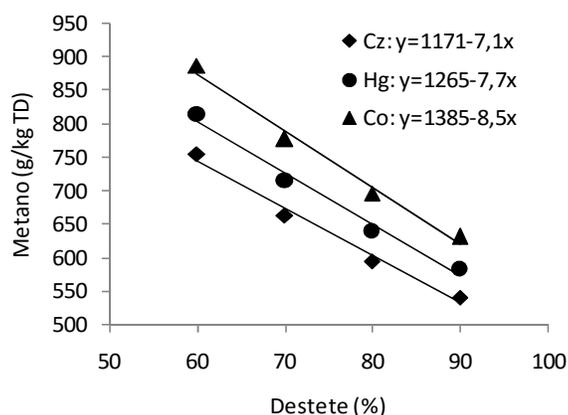


Figura 1. Intensidad de emisiones de metano (g/kg TD) de un rodeo de cría según el porcentaje de destete y distribución de la parición: 70% cabeza (Cz), distribución homogénea (Hg), y 70% cola (Co). Adaptado de Aello y Ricci (2016).



Sub-sistema invernada

En sistemas de recría y engorde, se han realizado determinaciones *in situ* durante la recría pastoril para estudiar el impacto sobre emisiones de CH₄ del cambio estacional en la calidad de la pastura y tipo de suplemento utilizado.

Las emisiones de CH₄ fueron cuantificadas en novillos de recría pastoril y terminación a corral durante todo su ciclo productivo, en conjunto con la evolución del PV y características de la res. En un ensayo realizado en el año 2015 se observó que las emisiones de CH₄ entérico variaron en respuesta a los cambios de la calidad nutricional de la pastura. En dicho experimento, la digestibilidad *in vitro* de materia seca de una pastura consociada de *Festuca arundinacea* y *Medicago sativa* disminuyó entre primavera y verano de 78,4 a 67,9%, y la proteína bruta de 14,4 a 11,5%, respectivamente. Esta disminución en la calidad del forraje provocó un aumento en la intensidad de emisiones de CH₄ de un 39% (de 195,7 a 322,4 g/kg ADPV, respectivamente). La utilización de una dieta de corral basada en grano de maíz (70%) en la etapa de terminación a corral generó una disminución del 50% en promedio (131,6 g/kg ADPV) respecto a la intensidad de emisiones de CH₄ durante la recría pastoril (Loto, 2018).

Varios autores han mencionado que aquellas alternativas de manejo que apunten a mejorar la eficiencia de producción, contribuyen a aumentar la oferta de carne y reducir la emisión de GEIs por unidad de producto logrado ("intensidad de emisiones"). Para cuantificar cual es el potencial de mitigación de la intensidad de emisiones de CH₄, en condiciones locales de producción, se determinó la producción de CH₄, respuesta productiva y conformación de la res de animales Con o Sin suplementación energética con grano de maíz molido al 1% PV durante la recría pastoril. La emisión de CH₄ entérico y la cantidad de CH₄ por kilogramo de PV no difirieron ($P > 0,05$) entre tratamientos. Sin embargo, dado que los animales con suplementación tuvieron un mayor ADPV, la intensidad de emisiones de CH₄ fue menor ($P < 0,001$) en animales Con suplementación (296,6 g/kg ADPV) respecto a animales que no recibieron suplementación durante la recría (402,9 g/kg ADPV). Es decir, que la suplementación energética permitió aumentar en un 45% las ganancias de peso individual y reducir la intensidad de emisiones de CH₄ en un 26%, sin afectar las emisiones absolutas de CH₄ y los parámetros de conformación del animal (Ricci *et al.*, 2018a).

Dentro de las alternativas de alimentación, se conoce que el suministro de granos que aportan almidón permite aumentar la proporción de propionato, mientras que la utilización de granos con alto contenido de lípidos podría favorecer la biohidrogenación de ácidos grasos a nivel ruminal y así reducir la producción total de CH₄ a nivel individual. En un ensayo de suplementación invernal en pastoreo de novillos se comparó el efecto de la suplementación fibrosa y energética (con diferente aporte de lípidos) sobre las emisiones de CH₄, respuesta productiva, y conformación de la res, en una recría pastoril. En este trabajo se observó que el tipo de suplemento utilizado (fibroso vs. energético) tuvo un efecto significativo sobre las emisiones de CH₄ total de los animales ($P = 0,001$). Además, se observó que la producción diaria de CH₄, expresada por kilogramo de PV, fue un 13% menor ($P = 0,002$) en aquellos animales suplementados con grano de maíz (1,01 g/kg PV) que con ensilaje de planta entera de maíz (1,16 g/kg PV), y a su vez ésta fue 16% menor ($P = 0,04$) en animales suplementados con grano de maíz con alto contenido de lípidos (ProAve®, 0,85 g/kg PV) que con grano de maíz convencional. Estos resultados, indican que reemplazar la suplementación fibrosa por energética, y el grano de maíz convencional por grano de maíz con alto contenido de aceite en



animales en pastoreo, permite reducir las emisiones totales e intensidad de emisiones de CH₄ sin modificar la respuesta productiva y conformación la res de los animales (Ricci et al., 2018).

El ADPV observado en todo el ciclo (recría-engorde) se consideró lineal ($R^2=0,97$) y promedió 570 (L) y 615 (P) g/día ($P<0,05$). Para alcanzar 400 y 450 kg de terminación, los novillos L acumularon 14 y 17% más de peso ($P<0,05$), necesitaron 101 y 77 días más ($P<0,05$) y requirieron 18 y 8% más alimento ($P<0,05$), respectivamente, que los novillos P (Cuadro 3). El CMS promedio del ciclo productivo fue 2,3% PV, y la energía consumida se distribuyó 63% para mantenimiento y 37% para producción. La EE no estuvo afectada ($P>0,05$) por el peso inicial, pero fue diferente ($P<0,05$) entre pesos de terminación (Cuadro 3).

Cuadro 3. Media y error estándar de la media (EEM) del aumento diario de peso vivo (ADPV), peso vivo (PV) ganado, requerimientos totales de energía metabolizable (EM), consumo de materia seca (CMS) y eficiencia energética (EE) durante el período de recría e internada pastoril de novillos livianos (144 kg PV) y pesados (181 kg PV) al inicio de la recría a dos pesos de faena (400 y 450 kg PV).

Variables	Livianos		Pesados		EEM	P-valor	
	400 kg	450 kg	400 kg	450 kg		L vs. P	400 vs. 450
ADPV (g/día)	566 b	579 ab	630 a	601 ab	16,50	0,011	0,628
PV ganado (kg)	256 c	306 a	219 d	269 b	2,02	<0,0001	<0,0001
Duración (días)	460 b	534 a	359 c	457 b	12,33	<0,0001	<0,0001
Req. energético (Mcal EM)	6.609 c	8.225 a	5.604 d	7.555 b	118,36	<0,0001	<0,0001
Mantenimiento (%)	64,3 b	63,3 ab	61,2 a	62,6 ab	0,72	0,011	0,729
Producción (%)	35,7 b	36,7 ab	38,8 a	37,4 ab	0,72	0,011	0,729
CMS total (kg)	2.801 c	3.482 a	2.382 d	3.223 b	50,00	<0,0001	<0,0001
CMS (% PV)	2,26	2,25	2,32	2,25	0,025	0,223	0,099
EE (Mcal EM/kg carne)	25,8 b	26,9 ab	25,6 b	28,1 a	0,39	0,180	<0,0001

Letras distintas indican diferencias significativas ($p<0,05$)

Las emisiones de CH₄ por animal y por día (Figura 2a) fueron diferentes ($P<0,05$) entre tratamientos, mientras que cuando fueron expresadas por kg PV ganado (Figura 2b) fueron similares ($p>0,05$) entre L y P (240 y 245 g CH₄/kg carne), pero diferentes ($P<0,05$) entre pesos de terminación (234 y 251 g CH₄/kg carne para 400 y 450 kg, respectivamente). Las emisiones totales de CH₄ estuvieron afectadas ($P<0,05$) por los dos factores en estudio; fueron 12% mayores el L que en P ($P<0,05$), y 29% más altas cuando el peso de terminación fue de 450 kg ($P <0,05$; Figura 2c). Finalmente, la emisión total de CH₄ por kg PV faenado fueron diferentes ($P<0,05$) entre tratamientos, siendo menor para novillos P faenados a los 400 kg PV (Figura 2d).

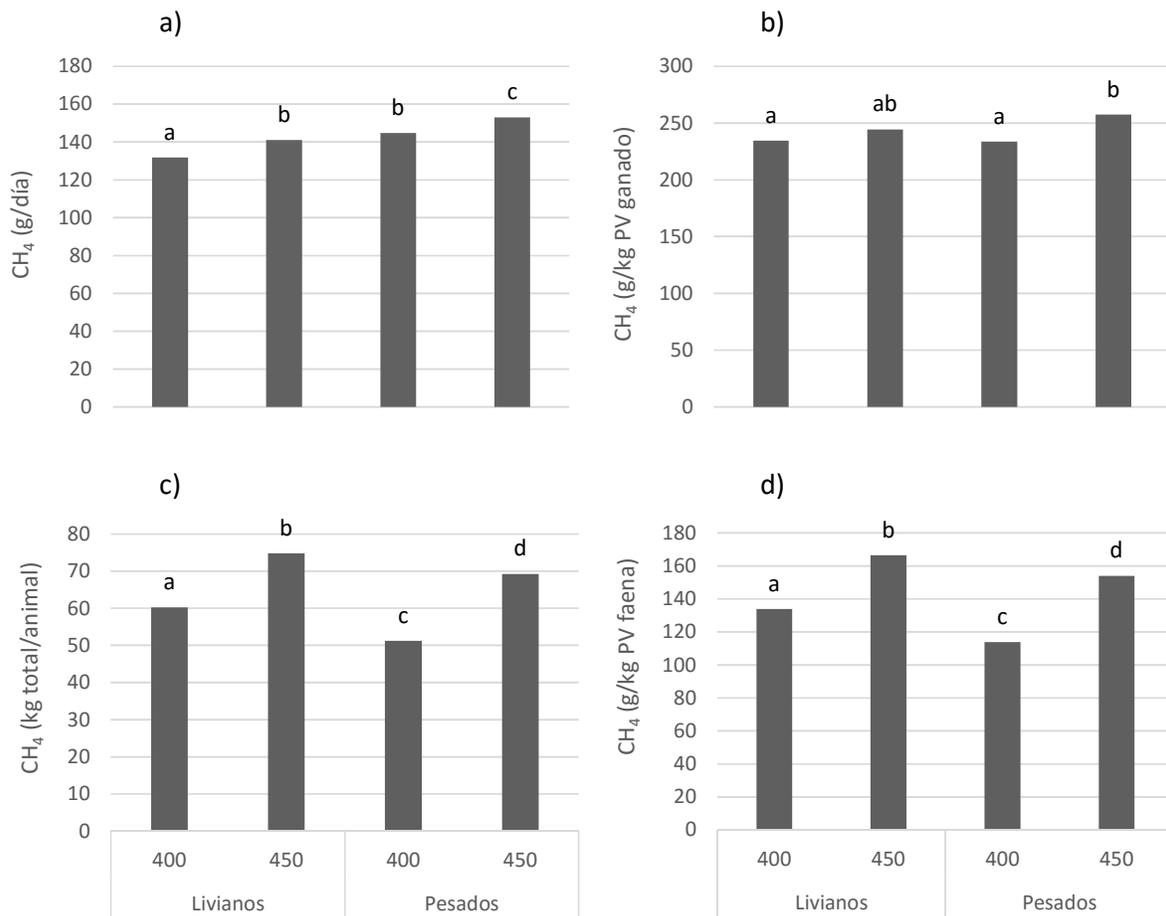


Figura 2. Emisiones de metano (CH₄) durante la invernada pastoril de novillos livianos (144 kg PV) y pesados (181 kg PV) al inicio de la recría, terminados a dos pesos de faena (400 y 450 kg PV), expresadas (a) por día, (b) por kg PV ganado, (c) totales, y (d) por kg PV a la faena.

Es importante destacar que el impacto de los factores en estudio sobre las emisiones de CH₄ fue variable dependiendo de las unidades utilizadas para su expresión. El aumento del peso de faena es una alternativa de manejo propuesta para aumentar la producción de carne a nivel nacional y disminuir la intensidad de emisiones de CH₄. Sin embargo, esta decisión tendrá implicancias negativas sobre las emisiones de metano total, o por unidad de kg faenado, si no se acompaña con una alternativa de manejo que mejore la eficiencia de producción. En este trabajo se observó que el aumento del peso al inicio de la recría generó menos metano por kg de PV faenado, pudiendo existir otras alternativas de manejo que también permitan acortar la duración de la invernada y aportar una mejora en la eficiencia. La inclusión del corral de terminación, el aumento del tamaño corporal (frame), o de las ganancias individuales en pastoreo, son algunas de las alternativas que deben estudiarse a nivel de sistema, teniendo en cuenta potenciales interacciones con las emisiones de otros gases de efecto invernadero como óxido nítrico y dióxido de carbono.



Hernández *et al.*, 2016. Suplementación con granos de maíz secos de destilería. Efecto sobre la producción de metano de terneras recriadas a base de heno de *Panicum máximum* (cv. Gatton panic) de baja calidad.

En los sistemas ganaderos a base de pasturas tropicales la baja calidad invernal de forraje limita la productividad animal e incrementa la intensidad de emisión de metano. Una práctica común para mejorar la ganancia de peso (GDP) invernal es la suplementación energético-proteica. Debido a esto surge la necesidad de evaluar el uso de suplementos no solo para mejorar la productividad animal sino también para disminuir las emisiones gaseosas. En Argentina, es incipiente la producción de granos secos de destilería (DDG). Este producto por su contenido de proteína y energía (fibra altamente digestible y grasa), constituye una opción para la suplementación de forrajes de baja calidad. En este sentido los DDG permitirían corregir las deficiencias que limitan la productividad animal invernal, a su vez, por sus moderados a altos niveles de extracto etéreo (EE), puede alterar la respuesta productiva y modular la fermentación ruminal impactando sobre la metanogénesis. El objetivo de este experimento fue evaluar el efecto de la suplementación con DDG con solubles (DDGS) sobre la producción de metano. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la suplementación de *Panicum máximum* (cv. Gatton panic) con DDGS sobre la performance animal y la emisión de metano. Se utilizaron 30 terneras Braford, en 6 grupos de 5 animales por corral (unidad experimental, 2 por tratamiento). Se aplicaron los mismos tratamientos utilizados para el Experimento I. El consumo de materia seca total aumentó (Cuadrático; $P < 0,01$) con la suplementación, mientras que el consumo de forraje disminuyó linealmente ($P < 0,01$). El consumo de PB y EE aumentaron linealmente ($P < 0,01$), mientras que los consumos FDN y FDA lo hicieron de forma exponencial ($P < 0,01$). Por su parte, la ganancia media diaria (g/d) se incrementó (Lineal, $P = 0,02$) con la suplementación. No hubo diferencias entre tratamientos en cuanto a producción de metano tanto en g CH₄/d como en g CH₄/kg CMS, aunque la intensidad de metano disminuyó al incrementar la producción animal por la suplementación. La suplementación con DDGS se presenta como una alternativa para mitigar la producción de metano. Resulta interesante evaluar impacto de mayores niveles de DDGS en la dieta, tanto sobre la ganancia de peso como en la producción de CH₄.



Cuadro 4. Performance y producción de metano de terneras de recría alimentadas con heno de *Panicum máximo* y suplementadas con diferentes cantidades de granos de maíz secos de destilería con solubles (DDGS)

Item	Tratamientos ¹		EEM ²	P-value
	0DDGS	6DDGS		
Peso vivo, kg				
Inicial	150,90	150,60	-	-
Final	146,00	173,70	6,88	0,01
ADG, g PV/d	-65,33	308,00	36,92	<0,01
Consumo, kg MS/d				
Total	3,09	3,21	0,07	0,35
Forraje	3,10	2,40	0,07	0,02
Producción de metano (CH₄)				
CH ₄ , g/d	45,73	65,51	8,23	0,13
CH ₄ , g/kg CMS	16,64	23,07	3,07	0,18
CH ₄ , g/g AMD**	45,73	0,29	7,56	<0,01

¹ 0DDGS = Heno de *Panicum máximo* sin suplementación; 6DDGS = Heno de *Panicum máximo* + suplementación con 6 g DDGS/kg PV

² n = 2 observaciones por tratamiento. SEM. Error estándar de la media.

Arroquy *et al.*, 2016. Efecto de la performance durante la recría invernal sobre la emisión de metano estival de vaquillonas pastoreando una pastura tropical.

Las estrategias de alimentación que impactan sobre distintas etapas de la recría influyen sobre la productividad del sistema y la intensidad de emisiones gaseosas. Trabajos previos – en base a experimentación de campo y modelización de emisiones – sugieren que tasas decrecimiento óptimas durante la etapa invernal maximizan la performance y reducen la intensidad de emisión de metano en los ciclos de recría en sistemas pastoriles subtropicales (Arroquy *et al.*, 2015). El objetivo de este experimento fue evaluar *in situ* el efecto de la performance invernal de vaquillonas de recría sobre la producción de metano bajo pastoreo estival de *Panicum maximum* (cv. Gatton panic) en sistema silvopastoril. En base a los resultados parciales obtenidos en este estudio, una mejora en la ganancia de peso durante la etapa crítica invernal (-65 vs 308 g PV/d control vs. Suplementado, respectivamente) no se correlacionó con una reducción de la intensidad de emisión de metano en la etapa de pastoreo estival.



Cuadro 5. Efecto de la suplementación invernal con DDGS sobre la performance y producción de metano durante la recría de verano.

Ítem	Tratamientos ¹		EEM ²	P-value
	0DDGS	6DDGS		
Peso vivo, kg				
Inicial	176	200	10,0	0,11
Final	204	232	11,1	0,09
AMD, g PV/d	673	769	62	0,29
Producción de metano (CH₄)				
CH ₄ , g/d	126,10	149	9,9	0,13
CH ₄ , g/kg AMD	195,4	203,6	21,2	0,30

¹0DDGS = Pastoreo de *Panicum máximum* sin suplementación invernal; 6DDGS = Pastoreo de *Panicum máximum* + suplementación invernal con 6 g DDGS/kg PV.

² EEM: error estándar de la media.

CONSIDERACIONES FINALES

El análisis de la intensidad de emisiones de metano permite observar el impacto de determinadas prácticas de manejo sobre la reducción de las emisiones, sin afectar la productividad del sistema. Las prácticas planteadas en el presente trabajo para la mejora de la eficiencia de producción y reducción de la intensidad de emisiones de CH₄, se basan en tecnologías de proceso. Los resultados indican que la mejora de los índices reproductivos y del peso del ternero al destete son las alternativas de manejo que más impacto tienen en mejorar la eficiencia energética y reducir las emisiones de CH₄. Existen evidencias que indican que las enfermedades de transmisión sexual (Tricomoniasis y Campylobacteriosis) ocasionan pérdidas de alrededor del 15% al 30%, o más, en los porcentajes de preñez en Argentina, según se presenten como enfermedades únicas o asociadas, afectando negativamente los índices de destete de las diferentes zonas de cría (Campero, 2002; 2005). A su vez, dichas enfermedades causan alteraciones en la distribución de las pariciones al ocasionar que las vacas aborten y luego se preñen al final del período de servicio. Esto sugiere que mejorar el manejo sanitario del rodeo también puede tener un efecto beneficioso en la reducción de las emisiones de metano.

Al aumentar el porcentaje de destete en un rodeo de cría se mejora la eficiencia energética y se reducen las emisiones de metano por unidad de producto obtenido (ternero destetado). La mejora se acentúa si la parición se concentra al inicio del período de partos. Esta última práctica trae aparejado el aumento del peso del ternero destetado, beneficio que se traslada al subsistema invernada. La prolongación del ciclo productivo para obtener mayor peso por animal es una alternativa para aumentar la oferta de carne para el comercio. Sin embargo, puede no tener un efecto de dilución de las emisiones por unidad de producto obtenido en un sistema pastoril con tasas moderadas de ADPV. La importancia relativa que tiene la mejora de los índices reproductivos



en la etapa de cría indica que el potencial de reducción de metano a nivel regional rondaría el 50% de las emisiones actuales.

Alternativas de fijación de Carbono

Por otra parte, la reducción de la Huella de Carbono de un producto puede lograrse por medio del incremento en las fuentes de fijación o sumidero de Carbono (C). En un sistema de producción de carne, que puede ser puro o mixto con agricultura, estas alternativas se encuentran relacionadas a la mejora de la programación forrajera que permita maximizar la productividad primaria neta de los cultivos, captura de radiación solar durante mayor cantidad de días al año, evitando degradación de pasturas, manteniendo las mismas en activo crecimiento y evitando suelos desnudos. En este sentido, los sistemas silvopastoriles (SSP) como alternativa de manejo de sistemas de producción de carne, logran mayor captura de Carbono (principalmente por el estrato arbóreo) y fijación de Nitrógeno atmosférico que en sistemas de pastura pura (Nair *et al.*, 2009). Si bien muchos trabajos muestran que la producción forrajera disminuye con la introducción de árboles en el sistema silvopastoril, las modificaciones en el ambiente tienden a generar un incremento en la calidad del forraje ofrecido al animal (Kreuzer y Hindrichen, 2006; Souza *et al.*, 2007), principalmente en términos de mayor contenido de proteína (Ribaski y Menezes, 2002; Paciullo *et al.*, 2007; Soares *et al.*, 2009; Chiossone y Vicini, 2012). Otros autores comparando SSP con sistemas de pastura a pleno sol reportaron mayores niveles de proteína bruta, lípidos, menores niveles de fibras y en consecuencia mayor digestibilidad en SSP durante el período seco (Frota *et al.*, 2017).

Por otro lado, estos cambios brindan mayor confort térmico para el animal, mejorando la termorregulación y, en consecuencia, aumenta el consumo y digestión del forraje, permitiendo una menor producción y liberación de gases por el rumen (Berbigier, 1989; Santos *et al.*, 2006).

Los SSP proveen una mejora en la calidad de la pastura, principalmente durante el período seco, lo cual puede mejorar la performance animal, reduciendo así las emisiones de metano por kg de carne producido.

Bibliografía

- Aello, M.S. y Ricci, P. 2016. Eficiencia energética y emisión de metano en rodeos de cría vacuna del sudeste de la provincia de Buenos Aires. 39º Congreso de la Asoc. Argentina de Producción Animal – Revista Argentina de Producción Animal Vol. 36 Supl. 1:80.
- Arroquy, J.I., Hernández, O., López, A., Fissolo, H.M., Imaz, A., Saravia, J.J., Juliarena, P., Guzmán, S., Gonda, H. 2016. Efecto de la performance durante la recría invernal sobre la emisión de metano estival de vaquillonas pastoreando una pastura tropical. Comunicación. Revista Argentina de Producción Animal Vol. 36 Supl. 1: 252.
- Berbigier, P. 1989. Effect of heat on intensive meat production in the tropics: cattle, sheep and goats, pigs. In: Ciclo Internacional de Palestras Sobre Bioclimatología Animal, 1. Anais Jaboticabal: FMVZ/UNESP/FUNEP, p. 7-44.
- Campero, C.M. 2002. Enfermedades venéreas de los bovinos. Eficiencia productiva del rodeo de cría. *Idia* 21:127-131.
- Campero, C.M. 2005. Consideraciones sobre la Tricomoniasis y Campylobacteriosis bovina. *Rev. Col. Vet. Prov. Bs. As.* 32: 47-51.
- Chiossone, J. y Vicini, R.A. 2012. Producción de materia seca de gatton panic en el dpto. Almirante Brown en diferentes sistemas de manejo. Artículo de divulgación INTA.
- Frota, M.N.L.D., Carneiro, M.S.D.S., Pereira, E.S., Berndt, A., Frighetto, R.T.S., Sakamoto, L.S., Moreira, M.A.F., Alves, J.A.C.J., y Carvalho, G.M.C. 2017. Enteric methane in grazing beef cattle under full sun, and in a silvopastoral system in the Amazon. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 52(11), 1099-1108.



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

Hernández, O., López, A., Fissolo, H.M., Juliarena, M.P., Guzmán, S.A., Gonda, H.L., Arroquy, J.I. 2016. Suplementación de *Panicum maximum* (cv. Gatton panic) de baja calidad con granos secos de destilería II: Efecto sobre la producción de metano en terneras durante la recría invernal. *Revista Argentina de Producción Animal* Vol. 36 Supl. 1: 243.

IPCC. 2006. Intergovernmental Panel on Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>.

Johnson, K.A. and Johnson, D.E. 1995. Methane emissions from cattle. *J. Anim. Sci.* 73:2483-2492.

Kreuzer, M.; Hindrichen, I.K. 2006. Methane mitigation in ruminants by dietary means: The role of their methane emission from manure. *International Congress Series*, v.1293, p.199– 208.

NRC. 2000. Nutrient requirements of beef cattle. 7th edition, National Academies Press, Washington D. C.

Paciullo, D.S.C.; Campos, N.R.; Gomide, C.A.M.; Castro, C.R.T. de; Tavela, R.C.; Rossiello, R.O.P. 2008. Crescimento de capim-braquiária influenciado pelo grau de sombreamento e pela estação do ano. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.43, p.917-923.

Ribaski, J.; Menezes, E. 2002. Disponibilidad y calidad del pasto buffel (*Cenchrus ciliaris*) en un sistema silvopastoril con algarrobo (*Prosopis juliflora*) en la región semiárida Brasileña. *Agroforestería en las Américas*, vol. 9, no 33-34, p. 8-18.

Santos, J.R.S., Souza, B.B., Souza, W.H., Cezar, M.F., Tavares, G.P. 2006. Physiologic responses and thermal variation of Santa Inês, Morada Nova sheep and their Vcrossbreed with Dorper breed to the semi-arid northeastern of Brazil, *Ciênc. agrotec, Lavras*, v. 30, n. 5, p. 995-1001.

Soares, A.B.; Sartor, L.R.; Adami, P.F.; Varella, A.C.; Fonseca, L.; Mezzalira, J.C. 2009. Influência da luminosidade no comportamento de onze espécies forrageiras perenes de verão. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v.38, p.443-451.

Souza, L. F.; Naurício, R. M.; Gonçalves, L. C.; Saliba, E.O.E.; Moreira, G.R. 2007. Produtividade e valor nutritivo da *Brachiaria brizantha* cv. Marandu em um sistema silvopastoril. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, v.59, p.1029-1037.

Tercera Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. 2015. *Inventario de Gases de Efecto Invernadero de la República Argentina*. 417 p.



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

TRABAJOS CIENTÍFICO- TÉCNICOS



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

ASPECTOS PRODUCTIVOS



EFFECTO DEL RALEO MANUAL SOBRE LA REGENERACIÓN EN UN BOSQUE DE *Prosopis caldenia*

EFFECT OF MANUAL THINNING ON TREE REGENERATION IN A FOREST OF *Prosopis caldenia*

Alvarez Redondo, Mónica P. (1,2); Axel K. Nazaruk (2); Gisela E. López (1); Mariano Viana (2); Ernesto Morici (1,2).

⁽¹⁾ Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa

⁽²⁾ Facultad de Cs. Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa

monialvarezredondo@gmail.com - Ruta 35 Km 335 (6300). Tel: (02954) 451600 Int. 5903. Santa Rosa, La Pampa. Argentina.

Resumen

Los bosques de *Prosopis caldenia* en la provincia de La Pampa son formaciones nativas que presentan una importante diversidad de fisonomías producto de factores ambientales que influyen y modelan el paisaje boscoso de la región. A estos se suman acciones antrópicas realizadas desde hace décadas como el sobrepastoreo, la tala selectiva y los incendios forestales. Esta combinación de elementos ha generado un efecto degradativo de estos bosques nativos, transformándolos en áreas fuertemente arbustizadas donde el avance generalizado de especies leñosas afecta negativamente la calidad y consecuente productividad de los pastizales naturales y del bosque. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del raleo selectivo manual realizado en 2011 sobre la regeneración arbórea en un bosque de caldén en el establecimiento Bajo Verde, Facultad de Agronomía (UNLPam). El muestreo se realizó en marzo y abril de 2018, aproximadamente 7 años después de la intervención. Sobre parcelas de 10x25m ubicadas al azar se midió regeneración, DAP, cobertura de copa y total. Si bien no se encontraron diferencias en la regeneración por efecto del raleo, se observó una tendencia al incremento de individuos menores de 5 años de edad establecidos. Las prácticas de manejo de los bosques nativos no solo deben apuntar a mejorar la productividad del sistema sino también garantizar la permanencia del recurso a través de la regeneración como perspectiva de sustentabilidad.

Palabras clave: bosque nativo; manejo; degradación; arbustización, intervención.

Abstract

The forests of *Prosopis caldenia* (caldén) in the province of La Pampa are native formations that present an important diversity of physiognomies resulting from ecological factors that influence and shape the forest landscape of the region. Anthropic actions carried out since decades such as overgrazing, selective logging and forest fires have also modified them. This combination of factors has generated a degrading effect of these native forests, transforming them into shrubby areas where the generalized advance of woody species negatively affects the quality and consequent productivity of natural pastures and forests. As extensive livestock farming is the dominant economic activity of the caldén forest, it is necessary to count on scientific results of the implementation of forest management practices in order to analyse their sustainability. The objective of this work was to evaluate the effect of manual selective thinning carried out in 2011 on tree regeneration in a caldén forest in the Bajo Verde establishment, School of Agronomy (UNLPam). Sampling was carried out in March and April 2018, approximately 7 years after the intervention. On 10x25m plots located at random, regeneration, DAP, cup coverage and total were measured. Although there were no differences in regeneration due to thinning, there was a tendency to increase the number of individuals



younger than 5 years of age. Management practices of native forests should not only aim to improve the productivity of the system but also ensure the permanence of the resource through regeneration as a sustainability perspective.

Keywords: native forest; management; degradation; shrub, intervention

INTRODUCCIÓN

Una importante proporción del territorio pampeano está ocupado por bosques nativos de *Prosopis caldenia* (caldén), ubicados sobre la franja central de la provincia, lo que corresponde al Distrito del Caldén dentro de la Región Fitogeográfica del Espinal. A lo largo de toda la región, se presentan importantes variantes en cuanto a la composición y fisonomía de estos bosques como resultado de una combinación de factores ambientales (clima, suelo, relieve) y antrópicos (tala selectiva, sobrepastoreo, incendios) que provocan cambios estructurales y florísticos de gran magnitud incrementando la heterogeneidad de la vegetación (Anderson *et al.*, 1970; Boyero, 1985; Cano *et al.*, 1988; Lerner, 2004; Roberto *et al.*, 2005; Estelrich *et al.* 2005; Adema, 2006). En este sentido, existe una tendencia degradativa de los bosques hacia formaciones tipo "fachinal" (Vasquez *et al.*, 2015), con una fuerte expansión de leñosas en pastizales de médanos y de planicies (Morici *et al.* 1996, 1997), generándose nuevos estados relativamente estables de la vegetación del caldenal (Llorens, 1995; Distel & Boo, 1995). Estos fachinales presentan una dominancia de arbustos y renuevos de *Prosopis sp.* determinando una fuerte presión competitiva con las gramíneas por agua, nutrientes y luz en favor de las leñosas aumentando, en consecuencia, su cobertura y densidad.

La actividad económica dominante en estas áreas es la ganadería extensiva sustentada por los pastizales naturales del bosque. En general las cargas animales son inadecuadas existiendo en muchas zonas sobrepastoreo todo el año afectando fuertemente la calidad y productividad de los pastizales. El aprovechamiento forestal está centrado principalmente en la obtención de leña para calefacción y postes para la construcción y mejoramiento de infraestructura interna de los establecimientos rurales. En lo que respecta a madera de calidad para la industria, prácticamente no existen sitios donde se puedan encontrar rollizos de caldén de calidad (SAyDS, 2007).

En este contexto, las estrategias de manejo están orientadas principalmente a la disminución parcial de la cobertura y densidad de arbustos y leñosas con el objetivo de aumentar la proporción de suelo expuesto a la entrada de luz y precipitación para favorecer el desarrollo y productividad de los pastizales naturales. Sumado a esto, se está generando un ambiente favorable para el desarrollo y crecimiento de la regeneración natural del bosque, teniendo en cuenta esta variable como un factor clave en la recuperación de ambientes degradados y permanencia del bosque. Existen evidencias científicas que demuestran un mejoramiento de la productividad del sistema luego de la aplicación del tratamiento de raleo selectivo manual. Bregaglio *et al.*, (2001), midieron un aumento de la biomasa forrajera del estrato herbáceo del 300%, una disminución del área desaprovechada por el ganado del 17,7% y un aumento de la regeneración de especies forestales del 500% en un área afectada por desmonte selectivo manual en un bosque del Chaco Árido.

La problemática se plantea como la falta de herramientas técnicas de manejo de bosques nativos semiáridos con eficiencia comprobada, orientadas a rehabilitar áreas degradadas, potencializando las cualidades ecológicas y productivas que ofrecen los bosques de caldén. Actualmente, las quemadas



controladas y el rolo mecánico se difunden como las prácticas más comunes utilizadas para el control de arbustos y mejoramiento del pastizal natural en la región del Caldenal y Monte Occidental. Otras de las herramientas menos utilizadas es el raleo selectivo manual. La extracción de raíz de los individuos es una de las ventajas más importantes de este método ya que garantiza la ausencia de rebrote basal pos extracción, caso contrario al rolo mecánico y las quemadas controladas. Se plantea como hipótesis que la disminución de la cobertura aérea del dosel permitirá un mayor reclutamiento de individuos de *Prosopis caldenia*. El objetivo general del presente trabajo fue evaluar el efecto del raleo selectivo manual sobre la regeneración arbórea en un caldenal de la provincia La Pampa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó adelante en el establecimiento agropecuario, propiedad de la Facultad de Agronomía (UNLPam) ubicado aproximadamente a 35 km al NO de Santa Rosa, provincia de La Pampa. Desde el punto de vista fitogeográfico se encuentra inserto en el Distrito del Caldén, formación boscosa característica de la Región Central Semiárida templada de Argentina, perteneciente a la Provincia Fitogeográfica del Espinal (Cabrera, 1976). La especie arbórea dominante es el caldén (*Prosopis caldenia* Burk) que forma bosques xerófilos más o menos densos, sabanas con gramíneas, áreas medanosas con vegetación psammófila y matorrales o estepas halófilas (Cabrera, 1976). El área de estudio se encuentra ubicada en el Establecimiento "Bajo Verde", Departamento Toay, provincia de La Pampa (NE: Lat. 36°29'18,0" Long. 64°37'03,4"; NO: Lat. 36°29'20,5" Long. 64°37'29,1"; SE: Lat. 36°29'42,4" Long. 64°37'03,7"; SO: Lat. 36°29'42,2" Long. 64°37'28,9", a 235msnm). La precipitación media anual tiene un valor promedio de 600 mm, distribuidas en primavera y otoño, con inviernos generalmente secos.

La superficie actual del predio es de 1964 ha, de las cuales 1639 corresponden a una cobertura boscosa de diversas fisonomías, el resto está destinado a actividades agrícola-ganaderas (325ha). Como práctica experimental se planteó un raleo selectivo manual realizado por cuadrilla de hacheros con el fin de mejorar la producción forestal y aumentar la productividad del pastizal natural. El raleo se realizó en octubre y noviembre de 2011 y se afectó aproximadamente el 30% de la cobertura total, extrayendo tanto árboles como arbustos. Respecto a los individuos arbóreos, se tuvo en cuenta características como porte de los árboles, densidad, distribución en el espacio, sanidad y presencia de renuevos, eliminando los individuos menos deseados o que no cumplieran con las características mencionadas. Se intervinieron 2 ha de bosque nativo dentro de la misma fisonomía ubicadas al NE del predio, distantes entre sí 750m aproximadamente y con una superficie de 1ha cada parcela intervenida. La fisonomía dominante en el sitio es un bosque irregular de caldén (*Prosopis caldenia*) de más de 80 años de edad con una cobertura total del 80%, entre árboles más arbustos. Se destaca la presencia individuos arbóreos de muy buen porte, mayores a 10m de altura, con alto potencial de productos forestales madereros. Un estrato arbustivo muy denso, cerrado, existiendo sobrecobertura en algunos puntos, dominado por piquillín (*Condalia microphylla*), molle (*Schinus fasciculatos*) y en menor grado llaollín (*Lycium chilense*) y piquillín de víbora (*Lycium*



gilliesianum). El estrato graminoso-herbáceo está dominado por especies no forrajeras de los géneros *Nassella*, *Jaraba* y *Amelichloa*.

Diseño de muestreo

Para evaluar el efecto de la práctica de raleo sobre la regeneración, las mediciones se realizaron en marzo y abril de 2018, aproximadamente 7 años posterior a la intervención. Sobre las dos áreas intervenidas de 1 ha cada una y sus testigos ubicadas dentro del mismo entorno, se determinaron al azar ocho parcelas de 10x25m. A todos los árboles dentro de las mismas se les midió el DAP (diámetro altura pecho, a 1.3m desde el suelo) y diámetro de copa con el fin de determinar área basal y porcentaje de cobertura, respectivamente. También se determinó cobertura total (árboles más arbustos) promedio por estimación visual. La regeneración arbórea se midió en subparcelas de 10x10m, según SAyDS (2007) y se clasificaron en Clase 1 (renovales menores a 1.3m de altura); Clase 2 (renovales mayores a 1.3m de altura y menores de 5cm de DAP) y Clase 3 (renovales mayores de 1.3m con un DAP mayor a 5 y menor a 10cm).

Los datos fueron analizados mediante ANOVA con el fin de determinar si existen diferencias significativas por efecto del raleo selectivo manual sobre la regeneración arbórea y demás variables descriptoras de la vegetación entre las áreas intervenidas y las testigo.

RESULTADOS y DISCUSIÓN

Cobertura, Área Basal y Densidad

En cuanto a las variables descriptoras de la vegetación, solo se encontraron diferencias significativas en la cobertura total de árboles más arbustos ($p < 0,05$), siendo esta menor en el área intervenida por acción del raleo. Las demás variables: área basal, cobertura de copa y densidad, no presentaron diferencias estadísticas, aunque se observa en todos los casos mayores valores de cada variable en el área testigo respecto al área raleada (Tabla 1).

Tabla 1. Resultados promedio de las variables medidas en cada tratamiento

TRATAMIENTO	ÁREA BASAL (m ² .ha ⁻¹)	COBERTURA DE COPA (m ² .ha ⁻¹)	COBERTURA TOTAL (% árb + arb)	DENSIDAD (ind.ha ⁻¹)
Testigo	28,0 _a	9852,00 _a	82,0 _a	290 _a
Raleo	14,6 _a	6075,00 _a	54,0 _b	210 _a

Los datos son valores promedio de ocho parcelas por tratamiento. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre valores de una misma columna.

La disminución de la cobertura total por acción del raleo, permitiría una activación del banco de semillas por mayor entrada de luz a la superficie (Morici, 2006; Morici *et al.*, 2009). Por otra parte,



a altas densidades de árboles existe una baja proporción de especies forrajeras y no forrajeras (Estelrich *et al.*, 2005), afectando la calidad del pastizal natural. Atanasio (2014) en su trabajo sobre raleo selectivo en una plantación de *Prosopis alba* detectó incrementos significativos en el diámetro medio de los individuos arbóreos debido a la apertura del dosel a distintos niveles de intervención de área basal. Este resultado indica que la intervención selectiva del bosque genera efectos no solo a nivel regenerativo sino también en los individuos arbóreos remanentes dejados en pie.

Regeneración

Respecto a la regeneración de la masa arbórea, no se encontraron diferencias significativas en la densidad de individuos entre el área raleada y el testigo ($p > 0,05$). En cuanto a la composición de la regeneración, en el área raleada el mayor porcentaje corresponde a individuos menores de Clase 1 con un 51%. Le siguen en orden decreciente Clase 2 y 3 con 38 y 11%, respectivamente. En el testigo, la mayor proporción se compone de individuos juveniles de Clase 2 con un 50%, en segundo lugar Clase 1 con 30% y por último Clase 3 con 20% (Fig. 1).

Bregaglio *et al.* (2001) detectaron un aumento significativo de renovales (hasta 1,5m de altura) de *Aspidosperma quebracho blanco* en la región del Chaco Argentino, en la provincia de Córdoba después de 10 años de un raleo de similares características, mientras que en nuestro estudio no existieron diferencias estadísticas entre las clases de regeneración en el área intervenida y el testigo. En líneas generales, en estos bosques semiáridos se puede esperar un incremento de la regeneración por disminución de la cobertura del estrato arbustivo generándose un ambiente propicio de entrada de luz solar y mayor disponibilidad de nutrientes en beneficio del desarrollo regenerativo del bosque. La ausencia de diferencias en el resultado podría deberse a que la intensidad de raleo no fue suficiente, dejando una cobertura pos tratamiento muy alta.

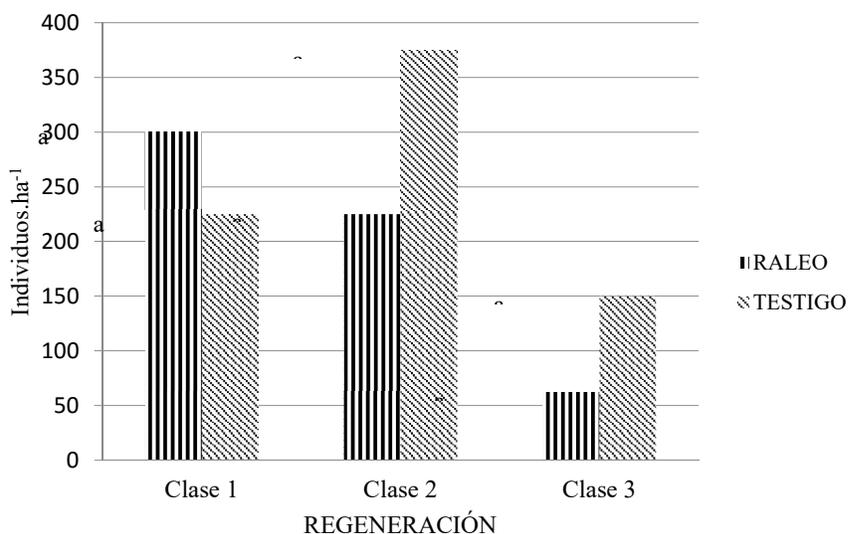


Figura 1. Valores promedio de individuos por hectárea de renovales Clase 1 (<1,3m de altura), Clase 2 (>1.3m de altura y diámetro <5cm) y Clase 3 (>1,3m de altura y diámetro >5 y <10cm) en área raleada y testigo. El análisis ANOVA detectó que no hubo diferencias significativas en cada clase de regeneración entre tratamiento y testigo (letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos $p < 0,05$).



CONCLUSIÓN

La implementación del raleo manual como práctica de manejo de áreas boscosas semiáridas, como la estudiada en este trabajo, generó una disminución significativa en la cobertura total de árboles más arbustos. Este efecto no fue suficiente ya que, si bien se observó una tendencia en aumento de la regeneración pos raleo, el cambio no fue significativo.

La disminución parcial de la cobertura de material leñoso como medida de intervención de bosques degradados puede resultar una estrategia de recuperación ecológica-productiva en estos sistemas naturales con enfoque silvopastoril.

Bibliografía

Adema, E.O. 2006. Recuperación de pastizales mediante rolo en el Caldenal y en el Monte Occidental. Publ.Técnica N° 65. Ed. INTA Anguil. 52 pp.

Anderson, D.L.; Del Águila, J.A. & Bernardón, A.E. 1970. Las formaciones vegetales en la provincia de San Luis. Rev. Inv. Agrop. (INTA) S.2 (Biología y Prod. vegetal) Vol. VII (3): 153-183.

Atanasio, M.A. 2014. Influencia de raleos selectivos sobre el crecimiento de *Prosopis alba Griseb.* INTA. Estacion Experimental Colonia Benitez. Disponible en: https://inta.gov.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_-_influencia_de_raleos_selectivos_sobre_el_creci.pdf

Bregaglio, M.; Karlin, U. & Coirini, R. 2001. Efecto del desmonte selectivo sobre la regeneración de la masa forestal y la producción de pasturas, en el chaco árido de la provincia de Córdoba, Argentina. Multequina, 10, 17-24.

Boyero, M.A. 1985. "Prosopis caldenia Burk, en Argentina". Segundo Encuentro Regional CIID América Latina y el Caribe. Forestación en zonas áridas y Semiáridas, pag 270–323. Santiago de Chile.

Cabrera AL. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. En: Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Tomo II, fascículo 1. 85 pp.

Cano, E. 1988. Pastizales naturales de La Pampa. Tomos I: Descripción de las especies mas importantes. Convenio AACREA – Gob. De La Pampa. Buenos Aires. pp. 425.

Distel, R.A. & Boó, R.M. 1995. Vegetation states y transitions in temperate semiarid rangelands of Argentina. Presented at the Fifth International Rangeland Congress (Salt Lake City, Utah, July 1995). pp. 118-119.

Estelrich, H.D.; Chirino, C.C.; Morici, E.A. & Fernández, B. 2005. Dinámica de áreas naturales cubiertas por bosque y pastizal en la región semiárida central de Argentina - Modelo Conceptual. En: Heterogeneidad de la Vegetación. Libro homenaje a Rolando Leon (PARUELO J., M. OESTERHELD y M. AGUIAR Eds.).

Lerner, P. 2004. El Caldenar: dinámica de poblaciones de caldén y procesos de expansión de leñosas en pastizales", en: Arturi, M. F., J. L. Frangi y J. F. Goya (eds.), Ecología y manejo de los bosques de Argentina, La Plata, Editorial de la Universidad Nacional de La Plata.

Llorens, E.M. 1995. Viewpoint: the state and transition model applied to the herbaceous layer of Argentina's caldén forest. Journal of Range Management, 48: 442–447.

Morici, E.F.; Chirino, C.; Fernandez, B. & Estelrich, H.D. 1996. Aplicación del modelo de estados y transiciones en los pastizales de la Región Semiárida Pampeana. In: Actas de la VI Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales. pp:167-172.

Morici, E.F.; Fernandez, B.; Chirino, C.; Estelrich, H.D. & Berrueta A.. 1997. El pastizal samófilo de la región semiárida pampeana. Estado actual y propuestas para su recuperación. In: Actas de la XVIII Reunión Argentina de Ecología. pp. 92.

Morici, E.F. 2006. Efecto de la estructura del pastizal sobre el banco de semillas de gramíneas en el bosque de Caldén (*Prosopis caldenia*) de la Provincia de La Pampa (Argentina). Tesis doctoral defendida el 25/09/2006, Córdoba (España).

Morici, E.F.; Doménech García, V.; Gómez Castro, G.; Kin, A.; Saenz, A. & Rabotnikof, C. 2009 Diferencias estructurales entre parches del pastizal del Caldenal y su influencia sobre el banco de semillas. Agrociencia 43: 529-537.

Secretaría de Ambiente y desarrollo Sustentable de la Nación. 2007. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos (PINBN) 1998-2001 Disponible en:



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

http://www.drn.lapampa.gov.ar/images/Archivos/Bosque_Calden/inventario_Forestal_del_Espinal.pdf Roberto, Z.; Adema, E. & Rucci, T. 2005. Relevamiento fisonómico de la vegetación del área del caldenal. INTA Anguil. Publicación Técnica N° 60.

Vázquez, P.E.; Llorens, E.; Poey, M.S. & Stefanazzi, I. 2015. Proceso de lignificación en la provincia de La Pampa. Argentina. Identificación a partir de sensores remotos. In 3° Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, VIII Congreso Internacional de Sistemas Agroforestales. INTA. Argentina. pp. 554-559.



PRODUCTIVIDAD MADERERA Y FORRAJERA DE UN SISTEMA SILVOPASTORIL DE *Prosopis alba* DE VARIABLE DENSIDAD DE ÁRBOLES Y RADIACIÓN

TIMBER AND FORAGE PRODUCTIVITY UNDER *Prosopis alba* SILVOPASTORAL SYSTEM OF DIFFERENTS STAND DENSITY AND RADIATION

Atanasio, Marcos A. (1); Aurelia L. S. Pernochi (1); José G. Chiossone (1).

⁽¹⁾ INTA-EEA Saenz Peña, Presidencia Roque Saenz Peña, Chaco, Argentina.

Dirección de contacto: atanasio.marcos@inta.gob.ar; Ruta 95 km 1108, (3700), Pcia. Roque Saenz Peña, Chaco, Argentina

Resumen

Se evaluó el crecimiento de un rodal implantado de algarrobo blanco (*Prosopis alba*), la intensidad de luz que ingresa bajo el dosel y su relación con la producción de pastura. El estudio se llevó a cabo en una forestación comercial de algarrobo blanco de 18 años de edad, con manejo silvopastoril en base a pastura implantada (*Panicum máximum cv Gatton panic*), ubicada en la Localidad de Concepción del Bermejo, Chaco Argentina. Se estudiaron 6 parcelas permanentes en diferentes condiciones de densidades de árboles generadas por dos raleos que tuvo el rodal. Mediciones dasométricas y de radiación fotosintéticamente activa (RFA) fueron realizadas durante los años 2015, 2016 y 2017 y mediciones de producción de pastura en jaulas de exclusión durante los años 2014 a 2017. Se observó que el crecimiento anual del diámetro de los árboles es menor a mayor densidad con valores de 1,2 a 0,3cm para densidades de 150 a 270 árboles/ha, respectivamente. El porcentaje de RFA que atraviesa el dosel fue de 62% en densidad de 150 árboles/ha, y de 33% en densidad de 270 árboles/ha, estos niveles de radiación y densidades arbóreas hacen variar la producción de pastura de 8000 a 3300 kgMS/ha/año respectivamente. La conducción silvícola con raleos oportunos y con intensidades adecuadas permite maximizar la producción maderable y forrajera para obtener mayores beneficios del sistema. Se recomienda manejar el rodal a los 18 años con una densidad de 150 árboles/ha para el sitio en estudio.

Palabras clave: algarrobo blanco; *Panicum maximum*; forestación; luz

Abstract

The growth of an implanted stand of algarrobo blanco (*Prosopis alba*), the intensity of light entering under the canopy and its relationship with pasture production was evaluated. In a 18 year old commercial plantation of algarrobo blanco, with silvopastoral management based on implanted pasture (*Panicum maximum cv Gatton panic*), in Concepción del Bermejo, Chaco Argentina. 6 sampling plots were studied in different stand density trees conditions generated by two thinning. Photosynthetically active radiation (PAR) measurements was made during years 2015, 2016 and 2017 y measurements of pasture production in cages of exclusion during the years 2014 to 2017. The diameter annual growth of the trees was observed that is lower to higher density with values of 1.2 to 0.3cm for densities of 150 to 270 trees / ha. The percentage of PAR that crosses the canopy was 62% in density of 150 trees / ha, and 33% in density of 270 trees / ha, these levels of radiation and tree densities vary the production of pasture from 8000 to 3300 kgMS / ha / year respectively.



Silvicultural management with timely thinnings and with adequate intensities allows to maximize the timber and forage production to obtain greater benefits from the system. It is recommended to manage the stand at 18 years of age with a density of 150 trees per hectare for the site under study.
Keywords: *algarrobo blanco; Panicum maximum; afforestation; light.*

INTRODUCCIÓN

El algarrobo blanco (*Prosopis alba*) es una de las especies nativas de mayor importancia económica de la provincia del Chaco. Además de ser la más aprovechada en la industria de la madera, es una especie considerada multipropósito por proveer frutos comestibles, aportar forraje para ganadería, y néctar para la actividad apícola. Representa una buena alternativa como componente arbóreo en sistemas silvopastoriles y agroforestales. Los Sistemas Silvopastoriles (SSP), son sistemas de uso de la tierra donde coexisten en la misma unidad productiva la ganadería y la actividad forestal, aprovechando las interacciones positivas y minimizando las negativas que se establecen entre los componentes animal, vegetal y suelo (Carranza y Ledesma 2009). Casi la totalidad de las forestaciones en la provincia corresponden a esta especie (alrededor de 4000 has). En general la mayoría de las plantaciones presentan deficiencias en el manejo silvícola es decir con podas y raleos tardíos o ausencia de raleos, situación que atrasa de manera significativa el crecimiento de las mismas.

Existen estudios que evalúan crecimiento de los árboles en distintas densidades y respuesta al raleo en plantaciones jóvenes (Delvalle et. al. 2008, Atanasio et al., 2014). Otros trabajos que estudian la producción de pastura bajo del dosel arbóreo en plantaciones de algarrobo Chiossone et. al., 2014). Para realizar un manejo óptimo del sistema silvopastoril se requiere conocer como inciden sobre la producción de sus componentes (madera y forraje), las variaciones en la densidad de árboles cuando se aplican raleos de la plantación. El crecimiento y producción en los sistemas mixtos se ve influenciado por interacción y competencia de los elementos componentes (árbol-pastura) dado que compiten por luz agua y nutrientes. Los estudios de las relaciones de ciertas variables entre estos componentes permiten ajustar el manejo para hacer más eficiente la producción del sistema.

El presente trabajo tiene por objeto evaluar el crecimiento de un rodal implantado de algarrobo blanco en combinación con Gatton panic, la intensidad de luz que ingresa bajo el dosel y su relación con la producción de pastura.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en una forestación comercial de algarrobo blanco (*Prosopis alba*) con manejo silvopastoril en base a pastura implantada (*Panicum máximum cv Gatton panic*), ubicada en la Localidad de Concepción del Bermejo, a 26°35'55,93" de Latitud Sur y 60°58'29,92" longitud Oeste, con una precipitación media anual de 800 mm. Los suelos predominantes son de aptitud



agrícola, con textura media a pesada, degradados por la agricultura convencional y con problemas de encharcamiento.

En un rodal de 18 años de edad, en cuanto al manejo silvícola recibió 2 raleos suaves (30 % de la densidad de árboles iniciales) y se evidencia prácticas de poda tardía, por las cicatrices de corte en ramas gruesas (más de 10cm de diámetro). Se estudiaron 6 parcelas permanentes, de tamaño rectangular con una superficie de 1000 m². sobre el mismo lugar donde se efectuaron mediciones periódicas de producción de pastura durante los años 2014 a 2017, en jaulas de exclusión de 1,5 m de altura y 1 m² de superficie, donde se realizaron cortes del material acumulado, por encima de los 15 cm de altura, en marco de 0,25 m², secado en estufa a 65°C con ventilación forzada hasta obtener peso seco. Las variables dasométricas medidas fueron: DAP (diámetro a la altura del pecho), altura de fuste, altura total y radios de copa. Las mediciones dasométricas se llevaron a cabo en los años 2015, 2016 y 2017, para lo cual se numeraron los árboles y se marcó el punto donde se midió el DAP. La altura total se midió con clinómetro SUNNTO, altura de fuste con vara telescópica y el DAP con cinta dendrométrica de acero. La variable área basal (G), se calculó de la siguiente manera: $G (m^2/ha) = [\sum gi(m^2)].10000/sp(m^2)$, donde gi (sección individual) = $\pi/4.DAP^2$ y sp = superficie de parcela. Se efectuaron mediciones de RFA (radiación fotosintéticamente activa, longitud de onda 400 a 700 nanómetros) con septómetro, en unidades de ($\mu mol m^{-2} s^{-1}$). En cada parcela se tomaron tres repeticiones de series de 10 lecturas sobre línea de plantas y 3 repeticiones de series de 10 lecturas entre las líneas de plantas más 30 lecturas a cielo abierto, en puntos cada 3 m de distancia entre sí. La densidad de árboles (N), que expresa la cantidad de árboles por hectárea se calculó mediante la expresión: $N = n.10000/sp(m^2)$, donde n es el número árboles de la parcela.

Con los datos medidos se realizó un análisis descriptivo del rodal, y un estudio comparativo entre parcelas permanentes, empleando las distintas variables dendrométricas: DAP, altura total, AB, estimaciones de producción maderable en términos de volumen de fuste y volumen total. Se Calculó el incremento corriente anual de diámetro (ICA) a través de las mediciones sucesivas del DAP. Mediante el análisis de varianza (ANAVA) y la prueba de LSD de Fisher, se evaluó RFA para detectar si existen diferencias significativas entre puntos de medición (sobre líneas & entre líneas de plantación). Se analizó de manera gráfica la relación entre las variables de densidad y área basal con RFA, porcentaje de RFA bajo dosel con respecto cielo abierto y producción de pastura.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características del rodal

En la Tabla 1 se observa que la densidad media del rodal es de 202 plantas/has y varía de 150 a 270 plantas/ha, el diámetro medio del rodal es de 22,9 cm, variando de 20,2 a 25,3 cm entre las parcelas de distintas densidades con valores más altos en las parcelas de densidades bajas. El volumen total es superior en las parcelas con mayor densidad por la cantidad de individuos por hectárea, pero presentan diámetros inferiores (Tabla:1)



Crecimiento del diámetro.

El crecimiento del diámetro observado a través de las mediciones consecutivas muestra que hay incremento corriente anual superior a 1 cm solo en las parcelas con 150 plantas por hectárea.

Tabla 1. Características de las parcelas a los 18 años de edad del rodal.

Parcela	Densidad (Arb/ha)	DAP (cm)	Altura total (m)	AB (m ² /ha)	Vol. Fuste (m ³ /ha)	Vol. Total (m ³ /ha)
2	150	24,5	8,9	6,9	17,5	29,4
3	150	25,3	8,3	7,2	17,3	30,6
6	190	23,1	8,2	8	17,7	33,6
4	210	23,2	10,1	9,3	20,5	39,1
1	240	20,2	8,3	8	19,4	32,5
5	270	20,8	8,5	9,5	18,2	39,4
promedio	202	22,9	8,7	8,2	18,4	34,1

Para densidades de 240 y 270 plantas/hectárea los incrementos fueron de 5,3 mm y 2,9 mm respectivamente, lo cual indica un estancamiento del crecimiento por el efecto de la competencia en las parcelas con mayor densidad. Esta tendencia se observa en la figura 1; tanto para el ICA (incremento corriente anual, barras) como para el diámetro medio, (DAP en cm, gráfico de línea). Dos de las parcelas tuvieron un raleo en el año 2016, pasando de tener 250 a 210 pl/ha y de 160 a 150 pl/ha. En concordancia con otros estudios sobre algarrobo blanco, el crecimiento en diámetro se duplica en las densidades bajas (Zárate, 2006; Delvalle et. al. 200; Atanasio et. al 2014).

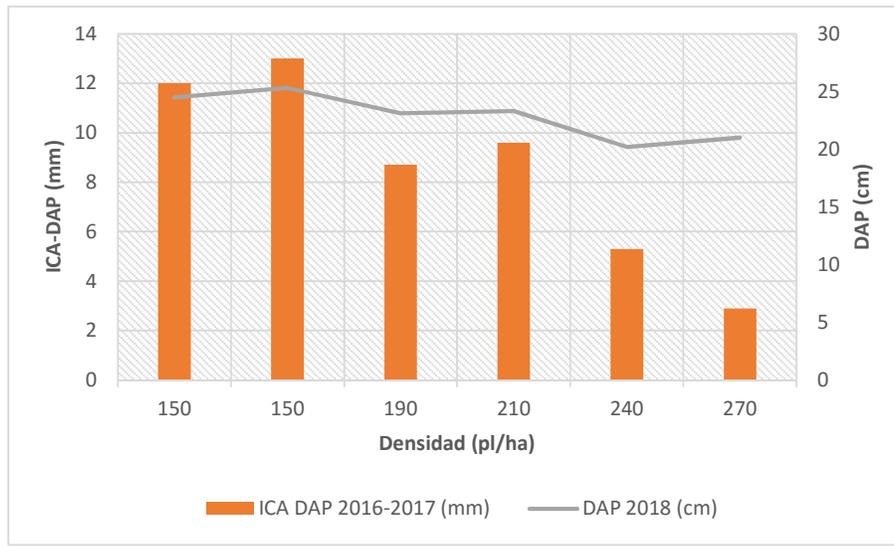


Figura 1. ICA (incremento corriente anual en mm) y diámetro medio en cm.

Radiación fotosintéticamente activa (RFA)

La radiación que es interceptada por la copa de los árboles para la fotosíntesis, varía principalmente con la variación de la cobertura determinada por las diferentes densidades de árboles. Es de suma importancia conocer los niveles RFA que atraviesan el dosel para ser aprovechados por la pastura. El porcentaje de la RFA bajo el dosel arbóreo respecto de cielo abierto tiende a ser menor cuanto mayor es la cobertura arbórea. Los valores de porcentajes de RFA encontrados para diferentes densidades de árboles en dos épocas del año (junio y enero de 2017) se muestran en la figura 2. Con la densidad de 150 árboles, el porcentaje de RFA que atraviesa el dosel fue de 54% en junio y 70% en diciembre. Para densidades que van de 160 a 270 plantas por hectárea el porcentaje de RFA varió entre 30 y 50%. Estudios realizados en especies del género *Pinus* relacionan disponibilidad de RFA con longitud de copa viva citando valores de 50% o más, para longitudes de copa viva de 1,2 a 1,8 km.ha⁻¹ (Colcombet et. al 2009).

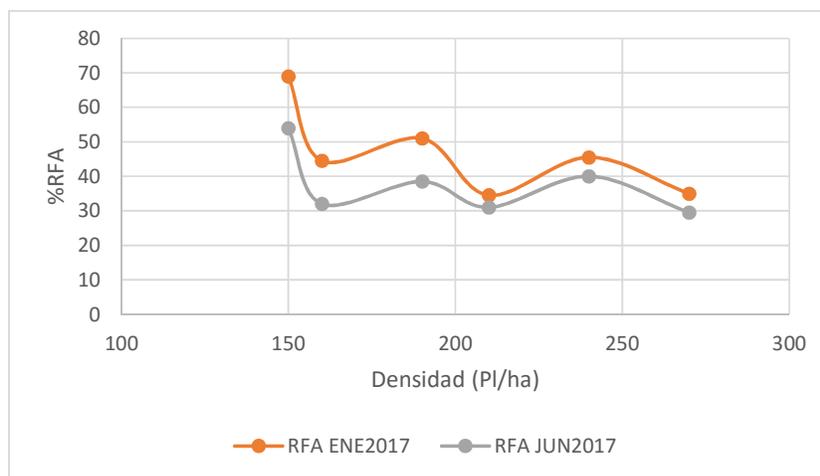
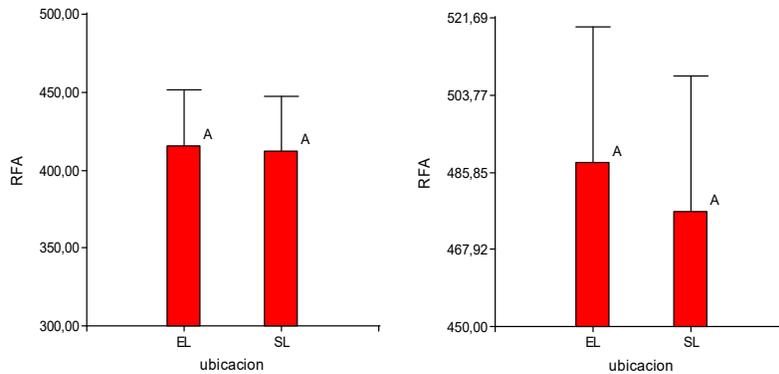


Figura 2. Porcentajes de RFA respecto a cielo abierto.



Respecto a la variación de RFA según la posición de las mediciones (entre líneas de plantación o sobre línea), no hubo diferencias estadísticas significativas (figuras 3 y 4). Esto puede ser atribuido a que la distancia entre los árboles perdió la regularidad con los raleos y además porque áreas donde no se raleó el sombreado es similar en ambas posiciones de medición por la escasa diferencia entre líneas o árboles como para afectar el sombreado. Se observaron valores muy bajos de RFA cerca del tronco de cada árbol (sombreado alto) y valores muy altos de radiación en los espacios dejados por el raleo (plena luz).



Figuras 3 y 4. Valores de RFA según posición, EL (entre línea) SL (sobre línea). Letras distintas sobre las barras del gráfico indican diferencias significativas.

Se encontró una disminución del porcentaje RFA bajo el dosel respecto a cielo abierto, a medida que es mayor el área basal (figura 5). Si bien el ajuste hallado es bueno es recomendable un análisis más minucioso con mayor volumen de datos y la evaluación de diferentes modelos para hallar una ecuación con mayor capacidad predictiva. El área basal se emplea como un indicador de cobertura, se calcula a partir de diámetro de los árboles e interviene en el cálculo de volumen de madera. El valor de área basal varía en proporción a la intensidad de las intervenciones de raleo, por lo tanto, es importante el conocimiento de la relación del área basal con la RFA para ajustar las decisiones de manejo del rodal.

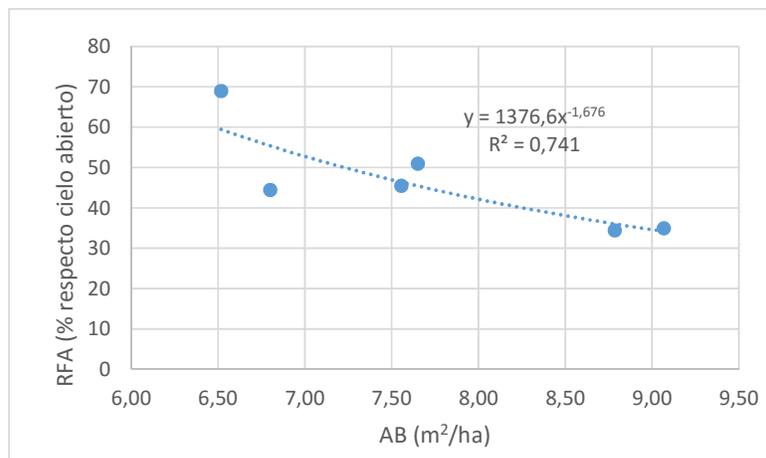


Figura 5. Relación entre área basal y % de RFA (enero de 2017).



Producción de pastura

En la figura 6 se muestran los valores de producción promedio anual de la pastura (barras azules), medido en las jaulas situadas en las parcelas de distintas densidades de árboles y los porcentajes de radiación medido en las distintas parcelas (línea amarilla). Se observa una tendencia donde la cantidad de materia seca producida en la pastura cae considerablemente en las parcelas con mayor densidad de árboles y menor porcentaje de RFA, aunque con algunas variaciones que pueden estar asociadas a la calidad del suelo y a la intercepción de precipitaciones por el dosel. La intercepción de la radiación fotosintéticamente activa por parte de las copas de los árboles, es mayor en las parcelas con mayores densidades, lo cual limita la producción de la pastura bajo el dosel porque recibe bajos porcentajes de radiación. La producción promedio para la zona, según Chiossone et. al (2014), es de 8276 KgMS/ha.año, entre las Localidades de Avia Terai, Concepción del Bermejo y Pampa del Infierno, presentando un amplio rango de variabilidad asociado a las variaciones de precipitaciones, calidad de suelo, incidencia de luz. La incidencia de la cobertura arbórea sobre la producción de forrajera de pasturas y pastizales fue estudiada por diversos autores en diferentes regiones del mundo, coincidiendo la gran mayoría que hay una disminución significativa de la producción forrajera en la medida que aumenta la cobertura. (De Andrade et. al 2004; Ledesma et. al 2012; Peri P. 2011).

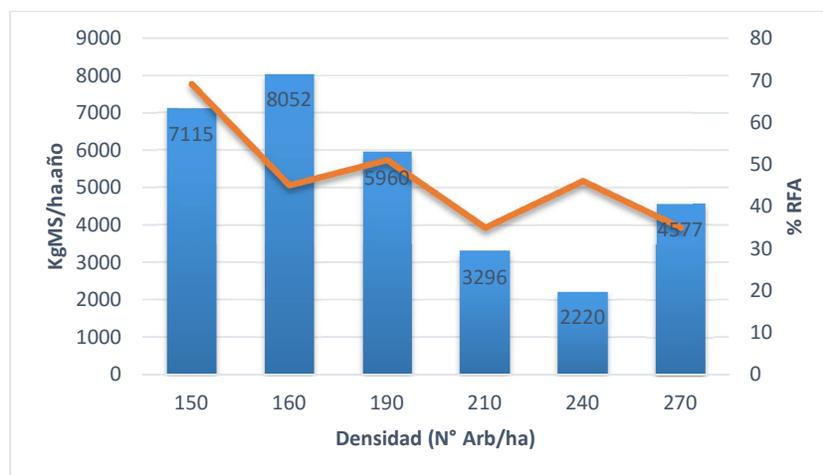


Figura 6. Producción de pastura (promedio anual) en barras azules y % de RFA según parcelas de densidades de árboles en línea amarilla.

Estimación de la producción maderable

Analizando el crecimiento medido en las parcelas de distintas densidades se estimó la producción maderable al turno de corta en 25 años para las distintas densidades de parcela. En caso de que no se practique un raleo, el diámetro medio y volumen serán afectados negativamente por la disminución del crecimiento como consecuencia de la competencia. En las parcelas de densidades más altas, (240 a 270 árb/ha), el diámetro medio se ubica entre 20 y 25 cm, y el volumen de fuste va de 21 a 26 m³/ha. Las parcelas que tienen menor densidad se ven favorecidas en el crecimiento llegando a producir mayor volumen de fuste (30 a 35 m³/ha), con árboles más gruesos de 30 a 35 cm de diámetro.

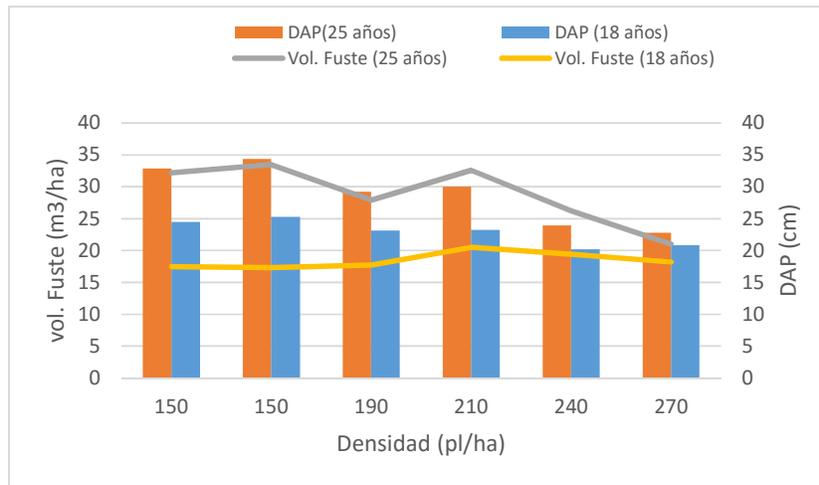


Figura 7. DAP medio y volumen de fuste a los 18 y 25 años.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El rodal evaluado presenta áreas con alta densidad (210 a 270 árboles por ha) lo que influye negativamente en el crecimiento de los árboles por efecto de la competencia, además afecta la producción forrajera por la reducción del porcentaje de radiación fotosintéticamente activa que ingresa disponible para la pastura.

La conducción silvícola con raleos oportunos y con intensidades adecuadas es fundamental para aprovechar al máximo el potencial del sitio para la producción maderable. En este caso, con el uso silvopastoril, se precisa ajustar el manejo de la densidad arbórea para favorecer también la producción de pastura y obtener mayores beneficios del sistema.

Se recomienda ajustar la densidad de este rodal mediante raleo, de manera que la misma sea de 150 árboles por hectárea, que se visualiza como óptima para la edad y condición de sitio en que se encuentra.

Agradecimientos

A la familia Arriartúa por permitir realizar las mediciones y a la buena predisposición en colaboración con las investigaciones del INTA.



Imagen 1. Parcela con alta densidad

Bibliografía

Atanasio, M.A. 2014. Influencia de raleos selectivos sobre el crecimiento de *Prosopis alba Griseb.*. XXVIII Jornadas Forestales de Entre Ríos, Argentina. 11ª edición ISSN 1667-9253. A.I.A.N.E.R.-INTA Concordia. Poster (595.16-P-Atanasio) y trabajo extendido (595.15-TE-Atanasio).

Carranza, C.A. y Ledesma, M., 2009. Bases para el manejo de sistemas silvopastoriles. XIII Congreso Forestal Mundial, Buenos Aires, Argentina, 18-23 octubre.

Chiossone, J., Vicini, R., Jacquet, J.A., Ondo Misi, S., 2014. Comportamiento de *Gatton Panic* en Chaco (Argentina), mejoramiento en la utilización con suplementación y confinamiento en autoconsumo de silajes. XXII Congreso Internacional de Transferencia de Tecnología Agropecuaria. Praderas y Forrajes. CEA Praderas y forrajes. Asunción, Paraguay. Pp 13 a 39.

Colcombet, L., Pachas, A.N.A., Fassola H.E., 2009. Sistemas silvopastoriles de *Pinus elliottii* var. *elliottii* x *caribaea* var. *hondurensis* (F2), *Brachiaria brizantha* (Hoschst) Stapf y *Axonopus catariensis* Valls, a diferentes densidades arbóreas en el NO de Misiones. 1er Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Aspectos relacionados al comportamiento forestal arbóreo, forestales. Posadas Misiones, Argentina.

De Andrade Soares, C., M., Valentin Ferreira, J., Da Costa Carneiro, J. y Vaz, F.A., 2004. Crecimiento de gramíneas e leguminosas forrageiras tropicais so sombreamento. Pesquisa Agropecuaria Brasileira, 39, (3), 263-27.

Delvalle P. 2008. Raleos selectivos en forestación joven de algarrobo blanco *Prosopis alba*. http://www.inta.gov.ar/benitez/info/documentos/forest/art/forest06_1.htm



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

Kees, S.M., Chiossone, J.L., Michela, J.F., Viccini, R., Skoko, J.J., 2015. Contribución al conocimiento del ingreso bruto de un sistema silvopastoril en la provincia del Chaco. 3° Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles y VIII Congreso Internacional de Sistemas Agroforestales. Iguazú Misiones. Pp 403 a 407.

Ledesma, R., Kunst, C., Radriazani, A., Godoy, J., 2012. Crecimiento y productividad de dos gramíneas bajo la cobertura de *Prosopis nigra* Griseb. 2° Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Interacciones ecológicas entre componentes de los SSP. Santiago del Estero Argentina. Pp 259-264.

Peri, P. 2011. Sistemas silvopastoriles en bosques de *Nothofagus antarctica*, revisión del conocimiento actual en Patagonia Sur, Argentina. Ciencia e Investigación Forestal - Instituto Forestal Chile. Volumen 17 N° 2.

Zárate, M.H., 2006. Efecto de la poda, el distanciamiento y su interrelación sobre el crecimiento y la calidad forestal de plantas de *Prosopis alba* Griseb. en la zona de riego de Santiago del Estero. Tesis presentada para optar al título de Magister de la Universidad de Buenos Aires. Área Recursos Naturales. Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano Facultad de Agronomía.



EFFECTO DEL MARCO DE PLANTACIÓN DE *Eucalyptus globulus* SOBRE LA PRODUCCIÓN DE MADERA Y FORRAJE EN EL ESTE DE URUGUAY

EFFECT OF *Eucalyptus globulus* PLANTATION ARRANGEMENT ON THE PRODUCTION OF WOOD AND FORAGE IN THE EAST AREA OF URUGUAY

Boscana Goires, Mariana R. (1); Adriana T. Bussoni Guitart (1); Carolina Munka (2); Fabián Varela Casadey (1); Oscar Bentacur (3).

⁽¹⁾ Departamento de Ciencias Sociales, Facultad de Agronomía, UdelaR, Montevideo, Uruguay. mboscana@fagro.edu.uy

⁽²⁾ Departamento de Sistemas Ambientales, Facultad de Agronomía, UdelaR, Montevideo, Uruguay.

⁽³⁾ Departamento de Biometría, Estadística y Computación, Facultad de Agronomía, UdelaR, Paysandú, Uruguay.

Resumen

El aumento de la demanda de materia prima por parte del sector forestal en Uruguay conlleva a que los sistemas silvopastoriles presenten gran potencial de expansión, con la posibilidad de incorporar la producción forestal a otras producciones agropecuarias. A pesar de esto, es escasa la información en el Uruguay de resultados productivos en estos sistemas. El trabajo tuvo como objetivo evaluar la producción de madera y forraje en dos marcos de plantación y densidades de *Eucalyptus globulus* en el Este del Uruguay: **SPC**: 3,5 x 2,7(1.258 árb/ha) y **SSFC**: (2 x 2) + 8(1.000 árb/ha). Se relevaron: diámetro a la altura del pecho (DAP), Altura total (Ht) y sobrevivencia de los árboles a los 36, 41, 45, 51 y 68 meses de edad del cultivo. Cada 60 días se midió producción de forraje (kg MS/ha/estación) mediante jaulas móviles y calidad forrajera; finalmente se evaluó la interceptación de luz bajo dosel. Los resultados indican que el marco de plantación no tiene efecto significativo ($p > 0,05$) sobre los valores individuales (árbol) para DAP y Ht en los meses evaluados. Se constatan diferencias significativas en producción de madera (m^3/ha) entre los sistemas a partir de los 41 meses de edad ($p < 0,05$), dado que la densidad entre los mismos comienza a registrar diferencias. Para producción de forraje, el sistema de mayor densidad (3,5 x 2,27) presentó una menor producción, posiblemente influenciado por un incremento del sombreado que afecta la producción de materia seca. En todas las estaciones del año evaluadas se observa una menor transmitancia de radiación PAR en el sistema más denso (**SPC**). En términos promedios la producción de materia seca fue un 42% mayor para el sistema de menor densidad (**SSFC**), por lo que el mismo permite una mayor presencia de ganado durante el ciclo forestal. Los resultados aportan información primaria para el sector agropecuario y mejora la toma de decisiones en la elección del marco de plantación a adoptar.

Palabras claves: *Eucalyptus globulus*; silvopastoreo; marco de plantación; densidad arbórea.

Abstract

The increase in the demand of raw material by the forestry sector in Uruguay leads to the silvopastoral systems have great potential for expansion, with the possibility of incorporating forestry production to other agricultural productions. Despite this, there is little information in Uruguay about productive results in these systems. The objective of the work was to evaluate the production of wood and forage in two planting arrangements and densities of *Eucalyptus globulus* in the East of Uruguay: **SPC**: 3.5 x 2.7 (1.258 trees / ha) and **SSFC**: (2x2) + 8 (1,000 trees / ha). They were surveyed: diameter at breast height (DBH), total height (Ht) and survival of the trees at 36, 41, 45, 51 and 68 months of age of the crop. Forage production was measured every 60 days (kg MS / ha / station) through mobile cages and forage quality, and the interception of light under a canopy was also evaluated. The results indicate that the plantation frame has no significant effect ($p > 0.05$) on the tree individual values of DBH and HT in the months evaluated. There are significant differences in wood production (m^3 / ha) between the systems after 41 months of age ($p < 0.05$), given that



the density between them begins to register an influence. For forage production, the higher density system (3.5 x 2.27) showed the lowest production, possibly influenced by an increase in shading that affects dry matter production. In all the evaluated seasons, a lower transmittance of PAR radiation is observed in the densest system (SPC). In average terms, dry matter production was 42% higher for the lower density system (SSFC), so it allows a greater presence of livestock during the forest cycle. The results provide primary information for the agricultural sector and improve decision making in the choice of the plantation frame to be adopted.

Keywords: *Eucalyptus globulus*; silvopastoral; plantation arrangement; plantation density

INTRODUCCIÓN

En los sistemas silvopastoriles se establecen interacciones productivas-económicas, ambientales y sociales que deben ser conocidas para poder proyectar su viabilidad en el mediano a largo plazo. Los mismos posibilitan un modelo de integración que en una adecuada combinación de sus componentes, podrían mejorar la producción de los sistemas ganaderos y forestales tradicionales, el retorno económico de los productores rurales, así como el uso más eficiente de los recursos naturales.

Algunas de las variables del componente arbóreo que cobran importancia en la asociación son la especie forestal, edad del cultivo, la densidad inicial, el espaciamiento y la distribución de los árboles en la plantación. Los mismos determinan no sólo la producción de madera del sistema, sino también, la producción de forraje bajo dosel. En sistemas silvopastoriles en general, los árboles son dispuestos en una o varias filas separados por callejones amplios para maximizar la producción total de forraje y madera, así como también una gestión más eficiente del ganado (Brauer y Ares, 2005).

Existen numerosos estudios a nivel regional e internacional que se centran en comparar el crecimiento mediante algunas de estas variables: altura, diámetro, área basal, volumen, biomasa y sobrevivencia, para distintas especies de *Eucalyptus sp.*, con diversos espaciamientos y densidades iniciales. El estudio de estas características permite definir el arreglo más adecuado según los objetivos de producción, siendo la elección de un determinado espaciamiento y densidad de los árboles en la plantación determinantes en el crecimiento individual de los mismos.

Bernardo et al. (1998) evaluaron el crecimiento en diámetro y altura para las especies *Eucalyptus camaldulensis*, *E. urophylla* y *E. pellita* para tres arreglos: 3x1.5 m, 3x3 m y 4x3 m y para tres edades 15, 31 y 41 meses, en la región central de Minas Gerais, Brasil. Algunos de los resultados demostraron que el espaciamiento tuvo poco efecto sobre el crecimiento en altura para las especies en los periodos evaluados, sin embargo, tuvo efecto en el crecimiento en diámetro a partir de los 41 meses de edad. Es decir, que árboles creciendo en un arreglo de 4x3 m presentaron una menor competencia, registrando un crecimiento individual en diámetro superior. Sin embargo, estos incrementos de crecimiento en diámetro de los árboles individuales no fueron suficientes para compensar el efecto a nivel poblacional, siendo los que presentaron más bajos valores en área basal por unidad de superficie. Por lo tanto, los valores más altos de área basal fueron registrados cuando hubo una mayor densidad de árboles por superficie (arreglo 3x1,5 m) para cada especie y a los 41 meses de edad.



Otros autores como Alves et al. (2014), evaluando clones de *E. urophylla* x *E. grandis* en diferentes arreglos espaciales (3x1 m; 3x1,5 m; 3x2 m y 3x2,5 m) para el tercer y el sexto año de edad en Avare, San Pablo, encontraron que a un mayor espaciamiento de los árboles el crecimiento en diámetro aumenta por un aumento de la disponibilidad de espacio y de los recursos ambientales. En cuanto a la altura, los árboles de 3x1 m de espaciamiento mostraron el valor promedio mínimo, mientras que las otras separaciones, tendieron a ser mayores y próximos. En relación a la supervivencia a los 6 años de edad, se observó que el arreglo de 3x1 m obtuvo menores porcentajes, lo que evidencia una mayor competencia entre las plantas por menor superficie disponible para el crecimiento.

Oliveira et al. (2009) evaluaron la dinámica de crecimiento y productividad de una plantación clonal de *E. camaldulensis* x *E. urophylla* bajo 11 diferentes arreglos espaciales en un sistema agroforestal en 4 momentos del ciclo forestal (18, 27, 38, 51 meses de edad) en Minas de Gerais, Brasil. Los arreglos espaciales fueron de filas simples de 3,33x2 m, 3,33x3 m, 5x2 m, 10x2 m, 10x3 m, 10x4 m y filas dobles de (3x4) +7 m, (3x3) +10 m, (3x4)+10 m, (3x3)+15 m, y filas dobles y simple de (3x4)+7+10 m. Algunos de los resultados señalan que aquellos árboles con mayor área útil por planta (m²) presentaron mayor crecimiento en diámetro y volumen por árbol, registrándose un crecimiento diferenciado en líneas simples cuando eran comparados con filas dobles. A su vez, la tasa de crecimiento disminuyó a lo largo del tiempo en arreglos más densos, tanto para el DAP como en altura. Sin embargo, a nivel de población, tanto el área basal como el volumen por unidad de superficie (ha) registraron mayores valores dado el efecto de una mayor cantidad de árboles por hectárea.

Resultados similares fueron obtenidos por Ranieri et al. (2013), evaluando plantaciones clonales de *E. camaldulensis* desarrollados en sistemas de monocultivo y silvopastoril, ambos sobre pasturas de *B. brizantha* en el estado de Minas Gerais, Brasil. El primero refiere a espaciamientos de 3,6x2,5 m y 3,3x3,3 m (1111 y 918 árboles por ha. respectivamente), mientras que los segundos con arreglos de filas dobles y callejones siendo de 2x2+10 m y 3x3+9 m (833 y 556 árboles por ha., respectivamente) y filas simples de 9x3 m (370 árboles por ha.). Los resultados revelaron que el arreglo de línea simple 9x3 m alcanzó el mayor diámetro y volumen individual, cuyo rendimiento fue muy similar al de línea doble 3x3+9 m. Sin embargo, los rendimientos más altos fueron obtenidos con las tres densidades iniciales más altas y con el arreglo de filas dobles de 2x2+10m, aunque con menores diámetros. Dado que estos últimos alcanzaron los mismos rendimientos, el estudio recomendó la utilización de este último arreglo dado que permitiría una mayor transmisión de luz y producción de pasto bajo dosel para uso ganadero.

En síntesis, una mayor área útil por planta (pl/m²) en general se traduce en un mayor crecimiento en diámetro y volumen por árbol. Esto se constata también para la disposición de los árboles: el diámetro y el volumen en filas de plantación simples son mayores en relación a árboles creciendo en filas dobles. A nivel de población, el volumen por hectárea puede registrar mayores valores en plantaciones de alta densidad dado el efecto de una mayor cantidad de árboles por hectárea (Alves et al., 2014; Henskens et al., 2001; Bernardo et al., 1998).

A su vez, se establece en general que una menor intensidad de luz hacia el estrato herbáceo por efecto de los árboles (copa, densidad, edad) puede determinar un menor potencial de crecimiento de este último y modificar la composición botánica; sin embargo esto dependerá de la tolerancia de las especies al sombreado, de las características de los árboles y de la fertilidad del suelo (Gallo,



2006; Bernardino y García, 2009). Algunos de los aspectos positivos de los árboles hacia las pasturas son la protección frente a variaciones de temperatura y vientos, favoreciendo la sobrevivencia y permanencia del tapiz, mayor disponibilidad de humedad del suelo lo que permite prolongar el periodo de crecimiento, transferencia de nutrientes, etc. (Belsky, 1994; Fassola, 2004; Gallo, 2006; Polla, 2011). El resultado de estas interacciones estará determinando la capacidad de carga animal de las pasturas. Si bien, el sombreado de los árboles puede contribuir al confort térmico del ganado, estos pueden afectar la producción de pasto al seleccionar áreas de pastoreo y contribuir a la compactación del suelo bajo dosel dada la mayor concentración de animales en las zonas de sombra (Nilsen et al. 2009; Paciullo et al., 2010). En consecuencia pueden existir diferentes grados de consumo, de desgaste por pisoteo y otros daños físicos y de deposición de orina y heces en distintas áreas del sistema (Rusch, 2009).

Algunas de las preguntas que se buscan responder con la investigación son: ¿Cuánto varía la producción de madera para los marcos de plantación establecidos?, ¿Cuánto puede interferir en el rendimiento del componente forrajero la variación de distribución espacial del componente forestal?, ¿Cuál es la mejor combinación productiva de forestación y ganadería que mejora la productividad del sistema?

Objetivos

Como objetivo general se planteó evaluar el efecto del marco de plantación en términos productivos comparando sistemas de producción convencional y sistemas silvopastoriles en la región Este de Uruguay para la especie *Eucalyptus globulus*.

METODOLOGÍA

Los estudios de caso corresponden a plantaciones comerciales de *Eucalyptus globulus* pertenecientes a una empresa forestal en la zona Este del país, en el departamento de Rocha - Uruguay (34°03'28,82" S - 54°05'1,76" W). El estudio se desarrolló sobre una superficie efectiva de plantación de 112 ha. de *E. globulus* (origen semilla de Jeeralang), plantados en la primavera del año 2011. La superficie bajo estudio se dividió en dos zonas: sistema de producción convencional (**SPC** 26,3 ha) y sistema silvopastoril con callejones y filas dobles sin mejoramiento (**SSFC** 85,93 ha.).

Estos sistemas difieren únicamente en el marco de plantación y densidad inicial. Para el **SPC**, el marco de plantación corresponde a una distancia entre filas y de los árboles dentro de la fila de 3,5 m y 2,27 m, respectivamente, lo que equivale a una densidad inicial teórica de 1.258 arb/ha, siendo éste un espaciamiento que es utilizado habitualmente en plantaciones forestales comerciales. Para el segundo arreglo, **SSFC**, el marco de plantación corresponde a filas dobles separadas por callejones de 8 m, cuya distancia entre filas y dentro de las filas es de 2 m por 2 m, lo que se traduce a una densidad inicial teórica de 1.000 arb/ha (Figura 1). La actividad ganadera se desarrolla en ambos sistemas, tanto en áreas de forestación como en zonas no afectadas por el cultivo (como zonas bajas y cortafuegos). La especialización es la recría e invernada. En términos generales, la entrada al sistema son novillos de 1 a 2 años de edad con aprox. 240 kg permaneciendo de 2 a 3 años hasta lograr un peso final de 480-490 kg (novillos de más de 3 años), con un sistema de pastoreo rotativo.



Los turnos de corta en producción forestal son de aproximadamente 12 años, siendo el destino industrial el chipeado de la madera.



Figura 1. Sistemas productivos en evaluación, a la izquierda **SPC** y a la derecha **SSFC**

A priori, se estratificó la población a evaluar según la altitud del terreno (metros sobre nivel del mar, m.s.n.m), dado que es un factor que puede interferir en las variables forestales a estudiar, estableciéndose 3 sitios: menor a 70 m.s.n.m (Sitio 1, bajo), entre 70 a 90 m.s.n.m (Sitio 2, medio) y mayor a 90 m.s.n.m. (Sitio 3, alto). Con esto se busca contrarrestar la varianza dentro de cada Sitio a los efectos de realizar un tamaño de muestra menor (Sorrentino, 1997).

Las características de los suelos difieren en las zonas de estudio, por lo que las diferencias de crecimiento y rendimientos por sitios para el componente arbóreo pueden explicarse por tales efectos. Existen diferencias en propiedades edáficas, materiales parentales y posición topográfica local. Estos son elementos del paisaje que en diferente grado inciden en el rendimiento de madera y productividad del pastizal. La zona se ubica en un relieve general pronunciado, con sierras, lomadas fuertes y colinas, que contienen zonas de interfluvio (parte alta), laderas medias y bajos, principalmente próximo a las vías de escurrimiento. Los bajos rendimientos en el Sitio bajo se pueden explicar porque la principal limitante de esos suelos es el hidromorfismo (moteados y concreciones de Hierro y Manganese) dado su estado permanente o temporal de saturación de agua, que a su vez, recibe el agua de las laderas medias e interfluvios; lo que condiciona la vegetación herbácea y arbórea (número de árboles y producción de madera). El Sitio medio presenta un relieve de laderas medias entre cotas de 70 y 90 m.s.n.m., con laderas convexas en rango de pendientes fuertes, y por lo tanto, predomina el fenómeno de erosión hídrica natural lo que resulta en suelos más superficiales. Estas fuertes pendientes y texturas medias y livianas inciden en que no haya problemas de mal drenaje. En el Sitio alto se registraron los mayores rendimientos, dado que en su mayoría del interfluvio tiene recubrimientos de escaso espesor de lodolita (arcilla) de escasa potencia (espesor). El basamento cristalino bajo lodolita se vio más alterado y por lo tanto se infiere mayor desarrollo radical por mayor profundidad del suelo.

En todos los sitios estudiados prevalece un pH ácido, en torno al 5%. En algunos perfiles edáficos a mayor profundidad aumenta el pH, asociándose a la incidencia de agua subterránea. Los suelos contienen muy bajos valores de P (entre 2 y 3 ppm) a excepción de un sitio donde el contenido fue de 19 ppm. El contenido de materia orgánica es entre moderadamente rico a muy rico, superiores a 4%, con máximos de 5,8% y mínimos de 4,2%. En algunos sitios a pesar de tener altos contenidos



de materia orgánica, horizonte A profundos se registraron bajas producciones debidas al hidromorfismo.

En relación al número de parcelas se planteó un nivel de precisión o error de muestreo admisible que se ubica entre el 5 y 10%. En este sentido, se determinó previamente el coeficiente de variación de la población para calcular el número de parcelas requeridas y lograr el error de muestreo establecido. En relación al tamaño y forma de las parcelas permanentes, se estableció una forma rectangular que varía según cada sistema en 216 m² (**SPC**) y 400 m² (**SSFC**).

Se establecieron en total 30 parcelas para evaluar el crecimiento forestal, 15 correspondientes al sistema de Producción Convencional (**SPC**) y 15 al sistema silvopastoril con filas doble y callejones (**SSFC**). En cada una de las mismas, se cuantificaron las siguientes variables de mensura forestal: DAP (diámetro a la altura del pecho), Altura total (Ht), sobrevivencia y diámetro de copa. Se realizaron mediciones en el período 2014-2016, correspondiente a los 36, 41, 45, 51 y 68 meses de edad del cultivo. El diseño corresponde a un muestreo aleatorio estratificado, donde se establecieron parcelas al azar en cada Sitio con igual número de repeticiones en cada sistema.

Para evaluar la producción de forraje se identificaron dos sistemas según marco de plantación arbóreo y manejo forrajero en el sitio bajo y medio: **SPC** y **SSFC**, ambos sin mejoramiento forrajero bajo dosel. Se evaluó la cantidad de forraje en kilos de materia seca por hectárea por estación (kg MS/ha/estación). A los efectos se instalaron jaulas de exclusión móviles de 1 m² de superficie, las que consisten en pirámides de hierro, cuyas dimensiones son de 1 m por 1 m de base, cubiertas por alambre para evitar el pastoreo de animales en el área de muestreo. En las parcelas seleccionadas se ubicaron en las entre filas de plantación (2 repeticiones por parcela), totalizando 8 jaulas por sistema. También se incorporaron 8 jaulas testigo en zonas no afectadas por el cultivo. La superficie efectiva de corte es de 0,4 m² dentro de las jaulas (4 rectángulos de 0,20 m x 0,5 m), con una altura de corte a partir de los 1,5 cm desde el suelo y frecuencia de corte cada 60 días. En las parcelas de evaluación de cantidad de forraje se cuantificó, complementariamente, el porcentaje de luz transmitido bajo dosel a los 45, 51, 61 y 65 meses de edad de cultivo. Se realizaron medidas de la radiación fotosintéticamente activa (radiación PAR, $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) debajo de dosel (Auclair y Dupraz 1999) con ceptómetro AccuPAR -modelo LP-80 (Decagon Devices, Inc). Las condiciones de medición de cielo en los momentos de observación fueron de máxima luminosidad y cielo despejado.

Todos los análisis estadísticos se realizaron con el software R 3.2.1 (2012). Para comparar las medias de los efectos significativos se usó la prueba de Tukey al 5%.

RESULTADOS

1 Producción de madera

La densidad inicial promedio por unidad de superficie (arb/ha) fue de 1.021 arb/ha y de 1.318 arb/ha para **SSFC** y **SPC**, respectivamente. Para la última medición realizada a los 68 meses de edad, la densidad promedio resultó en 715 arb/ha y 974 arb/ha para **SSFC** y **SPC**, respectivamente, lo que equivale a una sobrevivencia promedio del orden del 70% y 74%. Si bien los porcentajes de pérdida de árboles por hectárea no reflejan diferencias considerables entre los mismos, en términos



promedios, existen diferencias por Sitio dentro de cada sistema. En este sentido, a los 68 meses de edad, el Sitio 1 presenta un 49% y 36% de pérdida para **SSFC** y **SPC**, respectivamente con respecto a la densidad inicial. En contraposición el Sitio 3 presenta menores porcentajes de pérdida de densidad respecto a la inicial, siendo para el sistema **SSFC** del orden del 15% y para **SPC** del 17% (Tabla 1).

Tabla 1. Densidades iniciales y al momento de cada medición (árboles/ha) según sistema y sitios

Sitios	Densidad inicial (arb/ha)	Densidad al momento de medición (arb/ha)				
		36	41	45	51	68
SSFC						
1	987	551	543	518	518	502
2	1042	820	820	798	788	766
3	1034	903	903	883	883	877
SPC						
1	1240	s/d	842	812	799	799
2	1317	1015	978	972	965	965
3	1397	1203	1194	1186	1186	1157

Según el análisis de varianza, no se pueden establecer diferencias significativas en crecimiento individual para las variables dependientes DAP y Ht entre sistemas (**SPC** y **SSFC**), así como tampoco hubo interacción Sistema×Sitio ($p > 0,05$) para cada uno de los meses evaluados. Sin embargo, se pueden establecer diferencias significativas para crecimiento en DAP individual por el efecto Sitio, siendo altamente significativo para los 36 y 41 meses ($p < 0,01$) y los 45 meses de edad ($p < 0,05$; Tabla 2), perdiéndose esta diferenciación hacia los 51 meses ($p > 0,05$). Como es de esperarse en función de la influencia de la calidad de sitio sobre la altura de los árboles, para esta variable (Ht), se pueden establecer diferencias altamente significativas por el efecto Sitio ($p < 0,01$) para todos los meses evaluados (Tabla 2).

Para ambas variables, el Sitio 3 es el que presenta las mayores medias en cada mes de evaluación, mientras que el Sitio 1 presenta los valores inferiores.



Tabla 2. Interacción Mes/Sistema/Sitio para DAP y Ht

Mes	Sitios	Media DAP (cm)		Media Ht (m)	
		Error estándar (cm) ±		Error estándar (m) ±	
		SPC	SSFC	SPC	SSFC
36	2	7,85 ± 0,39 ^a	7,96 ± 0,33 ^a	7,04 ± 0,47 ^a	7,39 ± 0,42 ^a
	3	9,56 ± 0,41 ^b	9,49 ± 0,39 ^b	8,92 ± 0,51 ^b	9,40 ± 0,50 ^b
41	1	8,34 ± 0,59 ^b	8,12 ± 0,54 ^b	7,02 ± 0,37 ^c	6,73 ± 0,34 ^c
	2	9,10 ± 0,38 ^{ab}	8,54 ± 0,32 ^b	8,13 ± 0,24 ^b	8,54 ± 0,20 ^b
45	3	10,18 ± 0,43 ^a	9,92 ± 0,37 ^a	10,34 ± 0,27 ^a	10,16 ± 0,23 ^a
	1	9,17 ± 0,60 ^a	8,76 ± 0,55 ^a	7,78 ± 0,38 ^c	7,14 ± 0,35 ^c
51	2	9,61 ± 0,39 ^a	9,21 ± 0,32 ^a	9,49 ± 0,24 ^b	9,04 ± 0,20 ^b
	3	10,43 ± 0,44 ^a	10,31 ± 0,37 ^a	11,01 ± 0,27 ^a	11,04 ± 0,23 ^a
68	1	10,49 ± 0,61 ^a	9,60 ± 0,37 ^b	8,13 ± 0,39 ^c	8,57 ± 0,35 ^c
	2	10,82 ± 0,37 ^a	10,33 ± 0,32 ^{ab}	10,36 ± 0,24 ^b	10,45 ± 0,20 ^b
	3	11,36 ± 0,44 ^a	11,44 ± 0,37 ^a	12,32 ± 0,27 ^a	11,69 ± 0,23 ^a
	1	13,18 ± 0,61 ^a	13,78 ± 0,54 ^a	10,36 ± 0,38 ^c	9,99 ± 0,34 ^c
	2	12,98 ± 0,39 ^a	12,48 ± 0,32 ^a	12,11 ± 0,24 ^b	12,20 ± 0,20 ^b
	3	13,02 ± 0,44 ^a	13,20 ± 0,37 ^a	13,56 ± 0,27 ^a	13,91 ± 0,23 ^a

Nota: Medias sin letras en común difieren significativamente ($p < 0,05$) dentro de cada mes y sistema.

Según el análisis de varianza, a partir de los 36 meses de edad del cultivo se pueden establecer diferencias altamente significativas ($p < 0,0001$) para volumen total por unidad de superficie (m^3/ha) considerando el efecto del Sitio (Tabla 3).

Tabla 3. Interacción Mes/Sitio/Sistema para la variable volumen por hectárea

Mes	Sitios	Media (m^3/ha)	
		Error estándar (m^3/ha) ±	
		SPC	SSFC
36	2	21,26 ± 3,56 ^a	18,58 ± 3,30 ^a
	3	42,05 ± 3,90 ^b	31,28 ± 3,90 ^b
41	1	19,03 ± 7,59 ^b	11,49 ± 7,59 ^b
	2	29,98 ± 4,97 ^b	23,93 ± 4,97 ^{ab}
45	3	53,18 ± 5,87 ^a	37,71 ± 5,88 ^a
	1	24,47 ± 7,59 ^b	13,24 ± 7,59 ^b
51	2	38,59 ± 4,97 ^b	29,05 ± 4,97 ^{ab}
	3	59,10 ± 5,88 ^a	43,65 ± 5,88 ^a
68	1	31,59 ± 7,59 ^b	18,08 ± 7,59 ^b
	2	53,01 ± 4,97 ^b	39,79 ± 4,97 ^{ab}
	3	75,86 ± 5,88 ^a	55,48 ± 5,88 ^a
	1	60,90 ± 7,59 ^c	39,60 ± 7,59 ^c
	2	84,42 ± 4,97 ^b	63,61 ± 4,97 ^b
	3	105,88 ± 5,88 ^a	84,82 ± 5,88 ^a

Nota: Medias sin letras en común difieren significativamente ($p < 0,05$) dentro de cada mes y sistema



2 Producción de forraje

La media de producción para el **SPC** fue de 334,5 kg Ms/ha ($\pm 39,1$), seguido del **testigo** con 378,1 kg Ms/ha ($\pm 39,1$) y por último el **SSFC** de 587,5 kg Ms/ha ($\pm 39,1$). El estrato bajo tuvo una media de 462,7 kg Ms/ha ($\pm 31,9$) y el medio 404,0 kg Ms/ha ($\pm 31,9$), pero sin diferencias significativas ($p > 0,05$). Para el **SSFC** el estrato bajo y medio tuvo una producción promedio de materia seca de 586,8 kg Ms/ha ($\pm 55,3$) y 588,1 kg Ms/ha ($\pm 55,3$) respectivamente. El estrato bajo y medio del **SPC** tuvo una producción promedio de materia seca de 380,1 kg Ms/ha ($\pm 55,3$) y 288,8 kg Ms/ha ($\pm 55,3$) respectivamente. En el **testigo** el estrato bajo y medio tuvo una producción promedio de materia seca de 421,2 kg Ms/ha ($\pm 55,3$) y 335,1 kg Ms/ha ($\pm 55,3$) respectivamente.

En términos promedios la producción de materia seca para el período evaluado fue un 42% más de producción para el **SSFC** respecto al **SPC**. En general e independientemente del sistema, el Sitio bajo tuvo una producción promedio mayor que el Sitio medio. Independientemente del sistema, las estaciones de otoño y primavera fueron de mayor crecimiento, lo que coincide con los picos de producción estacional para nuestro país.

Tabla 4. Interacción Estación por Sistema, según estación

Estación	Testigo	SPC	SSFC
	Media (Kg MS/ha/estación) Error estándar \pm	Media (Kg MS/ha/estación) Error estándar \pm	Media (Kg MS/ha/estación) Error estándar \pm
Otoño 2015	465,1 \pm 80,5 a	493,1 \pm 80,5 a	692,2 \pm 80,5 a
Invierno	340,9 \pm 78,4 b	395,0 \pm 78,4 ab	580,3 \pm 78,4 a
Primavera	526,9 \pm 78,0 b	489,2 \pm 78,0 b	822,4 \pm 78,0 a
Verano 2016	496,7 \pm 78,0 a	336,5 \pm 78,0 ab	651,7 \pm 78,0 a
Otoño	432,3 \pm 78,0 a	210,1 \pm 78,0 b	599,0 \pm 78,0 a
Invierno	218,0 \pm 78,0 a	256,6 \pm 78,0 a	413,8 \pm 78,0 a
Primavera	211,1 \pm 78,0 b	572,5 \pm 78,0 a	578,7 \pm 78,0 a
Verano 2017	283,1 \pm 78,4 a	157,2 \pm 78,4 b	440,5 \pm 78,4 a
Otoño	428,3 \pm 80,5 a	100,1 \pm 80,5 b	508,4 \pm 80,5 a

Nota: Medias sin letras en común difieren significativamente ($p < 0,05$) dentro de cada fila por estación de corte.

Según los resultados, para todas las estaciones la producción de pastos bajo dosel fue superior en el **SSFC** en relación al **SPC** y al **testigo**. Para el otoño 2015, el **SSFC** tuvo un 28,7% más de producción bajo dosel en relación al **SPC**, incrementándose la diferencia promedio al 65% y 80% en el otoño 2016 y 2017, respectivamente. Para la estación de invierno del año 2015, el **SSFC** presentó diferencias promedio significativas respecto al **SPC**, lo que se tradujo en un incremento del 32% respecto a este último. Para la estación de primavera del año 2016, no se encuentran diferencias significativas en cuanto a producción promedio de materia seca por hectárea entre sistemas, sin embargo, la primavera del año 2015 tuvo en promedio una alta producción (822,4 y 489,2 Kg MS/ha para **SSFC** y **SPC**, respectivamente). Tanto para el verano 2016 como el del año 2017, se encontraron



diferencias significativas en la producción promedio por estación, donde el **SPC** produjo un 51% y 36% menos, respectivamente (Tabla 4)

Los resultados de la tabla 5 dan cuenta de los valores de radiación PAR registradas bajo dosel en ambas situaciones de estudio, sistemas **SPC** y **SSFC**. En todas las estaciones del año evaluadas se observa una menor transmitancia de radiación PAR en los sistemas con marco de plantación SPC. Esta reducción fue del orden de 21, 14, 8 y 7% menos en **SPC** vs **SSFC** a los 45, 51, 61 y 65 meses de edad del cultivo, respectivamente. En el marco de plantación **SSFC** se observó una disminución progresiva de la radiación PAR recibida bajo dosel transcurridas dos estaciones de crecimiento desde el mes 45 al mes 65 de edad del cultivo.

Tabla 5. Porcentaje (%) de luz que llega bajo dosel de árboles en los marcos de plantación evaluados: sistema de producción convencional (**SPC**) y sistema silvopastoril con callejones y filas dobles sin mejoramiento (**SSFC**) en plantaciones comerciales de *Eucalyptus globulus* en el departamento de Rocha-Uruguay (34°03'28,82" S – 54°05'1,76" W). Valores correspondientes a los 45, 51, 61 y 65 meses de edad de cultivo.

Meses (edad del cultivo)	SPC	SSFC
45 (Invierno/15)	30±11	51±3,2
51 (Verano/15-16)	35±3,3	49±7
61 (Primavera/16)	37±6,7	45±11,1
65 (Verano/16-17)	36±4	43±11,4

DISCUSIÓN

Los resultados para producción de madera señalan que el marco de plantación (**SPC** y **SSFC**) no tuvo efecto significativo sobre el crecimiento individual en DAP y HT ($p > 0,05$) en cada uno de los meses en evaluación. Para estas variables, no existe interacción entre sitios y sistemas ($p > 0,05$) para cada uno de los meses, por lo que el crecimiento tanto en DAP como en Ht registra menores valores en el Sitio 1 y mayores en el Sitio 3 en ambos sistemas. La variable sobrevivencia de árboles, tampoco mostró diferencias significativas entre sistemas, así como tampoco que exista interacción Sistema×Sitio ($p > 0,05$) para cada uno de los meses.

Según estimaciones de crecimiento para *E. globulus* bajo las mismas condiciones de crecimiento y altas densidades por hectárea (densidad promedio de 1100 arb/ha), la altura total promedio puede registrar 10,4 m y un DAP medio de 10,7 cm a una edad de 51 meses (Methol, 2006). Los resultados promedios obtenidos tanto en el marco de producción convencional como en el sistema silvopastoril evaluados a la misma edad, tuvieron valores promedios similares entre ellos y apenas superiores al simulado del entorno de los 11 m de altura y 11 cm de DAP.



Los espaciamientos evaluados se traducen en un área útil por árbol (m^2 /planta) de $8 m^2$ y $10 m^2$ para **SPC** y **SSFC**, respectivamente. Los trabajos de Alves et al. (2014); Henskens et al. (2001) y Bernardo et al., (1998), señalan que árboles con mayor área útil resultan en mayor crecimiento individual en DAP, sin embargo, en los sistemas en evaluación no existen tales diferencias, posiblemente debido a que las diferencias en área útil por árbol entre sistemas no fueron suficientes para generar ambientales contrastantes en el ambiente evaluado.

Para el caso de la estratificación, se pueden establecer diferencias significativas en DAP para todos los meses ($p < 0,05$) excepto a los 51 meses de edad ($p > 0,05$), mientras que para HT presenta diferencias altamente significativas por dicho efecto ($p < 0,01$) para todos los meses evaluados. La sobrevivencia también difirió significativamente a partir de los 41 meses de edad del cultivo ($p < 0,01$) entre sitios. Estos resultados reflejan cierta heterogeneidad entre los mismos en calidad de sitio. En términos promedios, se registran mayores crecimientos tanto en **SPC** y **SSFC** para DAP y Ht en el Sitio 3, seguido por el 2 y finalmente con menores valores en el Sitio 1 en cada mes.

Si se analizan resultados poblacionales, para la variable Volumen total (m^3 /ha) existen diferencias significativas por efecto sistema (**SPC** y **SSFC**) y sitios ($p < 0,05$), para cada uno de los meses evaluados. El único mes donde no se pudo establecer diferencias significativas ($p > 0,05$) para volumen por unidad de superficie por efecto sistema fue a los 36 meses, dado que los niveles de sobrevivencia registrados por sistema tienen poca significancia.

Por lo tanto y dado que no hay efectos de marco de plantación sobre DAP y HT en el crecimiento individual, la diferencia de producción de madera por unidad de superficie (m^3 /ha) entre los **SPC** y **SSFC** podrían explicarse por el efecto de la densidad de plantación por unidad de superficie (arb/ha). Según Alves et al. (2014), Henskens et al. (2001) y Bernardo et al. (1998), el volumen por hectárea puede registrar mayores valores en plantaciones de alta densidad dado el efecto de una mayor cantidad de árboles por hectárea. De todas maneras, las densidades evaluadas en el presente trabajo no difieren en gran medida, más bien, difieren en el arreglo espacial.

Considerando el componente herbáceo, otros trabajos demuestran diferencias marcadas para materia seca entre algunas gramíneas debido a factores como la época, precipitaciones, la calidad y cantidad de radiación solar incidente al estrato herbáceo, a la implementación de especies mejoradas o la asociación con especies leñosas o leguminosas (Paciullo *et al.* 2010, Rakocevic *et al.* 2010, Serrano *et al.* 2014). En nuestro caso, el sistema **SPC** presentó una menor producción de forraje posiblemente influenciado por el arreglo espacial de los árboles y/o la densidad de árboles que generaron un incremento en el sombreado afectando la producción de materia seca (Baruch y Guenni, 2007). En términos promedios la producción de materia seca para el período evaluado fue de $587,5 (\pm 39,1)$ kg MS/ha, $378,1 (\pm 39,1)$ kg MS/ha y de $334,5 (\pm 39,1)$ kg Ms/ha para **SSFC**, **testigo** y **SPC** respectivamente, lo que equivale a un 42% más de producción para el primer sistema respecto al otro. Independientemente del sistema, el Sitio bajo tuvo una producción promedio mayor que el Sitio medio, siendo de $462,7$ kg Ms/ha ($\pm 31,9$) y $404,0$ kg Ms/ha ($\pm 31,9$) respectivamente. Si lo comparamos con la producción de madera, en términos promedios, se registran menores crecimientos tanto en **SPC** y **SSFC** en el Sitio bajo en cada mes de evaluación, es decir, las condiciones ambientales en la zona baja del paisaje es más favorable para las especies de pastizal, evidentemente adaptadas a la zona, que para la especie arbórea introducida. Se destaca que *Eucalyptus globulus* es una especie forestal con una copa poco densa y escaso follaje lo cual se



traduce en un menor sombreado bajo dosel en comparación a otras especies forestales utilizadas, lo que favorece el crecimiento del tapiz herbáceo. A su vez, en el sistema **SSFC** la producción de materia seca fue mayor que los testigos y se constató una menor interceptación de radiación solar por el dosel de árboles, traduciéndose en un mayor pasaje de radiación PAR bajo dosel en comparación con el sistema **SPC**. Esto podría indicar que los sistemas con producción de sombra moderada contribuyen a mejorar los rendimientos productivos en las pasturas.

Estos resultados nos permiten reflexionar sobre las ventajas de diseñar plantaciones que optimicen el uso del espacio y mejoren el aprovechamiento de los recursos para una mejor integración con la producción pecuaria.

CONCLUSIONES

Los sistemas de producción **SSFC** nos permiten tener ventajas tanto en cantidad como en calidad de pasturas, traduciéndose en beneficios para el componente ganadero en relación a los **SPC**. Sin embargo, para el componente forestal no se observaron variaciones en el crecimiento individual de los árboles entre ambos, siendo la producción de madera por unidad de superficie mayor en los **SPC** por el efecto densidad.

La información generada permitirá proyectar resultados productivos para diferentes combinaciones de producción ganado-madera en los sistemas evaluados, lo que se espera mejore la toma de decisiones, principalmente de productores ganaderos familiares no integrados a la cadena forestal. Esto permitirá mejorar sus ingresos y ampliar la base productiva, reduciendo riesgos de mercado, lo que debería tener efectos sobre una mayor base de la producción familiar en el medio.

Si bien estos resultados podrán ser utilizados para integrar a la producción forestal productores rurales de rubros tradicionales, y aportar elementos para la elaboración de políticas en el sector, se requiere más investigación que permita tener sistemas validados en diferentes combinaciones y productos madereros para el sector ganadero.

Agradecimientos

Se agradece el financiamiento brindado por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria de Uruguay a través del Proyecto FPTA 300 "Producción Ganadera y Forestal: Modelos de Integración Económico Ambiental" y a la empresa forestal REDALCO por permitirnos realizar el trabajo de campo y brindarnos información valiosa para lograr los objetivos propuestos.

Bibliografía

Alves, D.H.A; Leles, P. S.; Cabrera, E.; Marques, A.; Abilio, F. 2014. Crecimiento de clone de *Eucalyptus urophylla* x *E. grandis* em diferentes espaçamentos. Floresta, Curitiba, PR, v. 44, n. 3, pp 431 - 440.

Auclair, D., Dupraz, Ch. 1999. Agroforestry for Sustainable Land-Use. Fundamental Research and Modelling with Emphasis on Temperate and Mediterranean Applications. In: Agroforestry for Sustainable Land-use. Forestry Sciences. Volume 60. Ed. Auclair, D., Dupraz, Ch. Kluwer Academic Publisher. 1999. Netherlands. Reprinted from Agroforestry Systems, Volume 43, Nos. 1-3 (1998/1999).



- Belsky, J., 1994. Influences of trees on savanna productivity: tests of shade, nutrients, and tree-grass competition. *Ecological Society of America*. Vol. 75, N° 4, pp. 922–932.
- Bernardo, A.L.; Reis, M.G.F.; Reis, G.G.; Harrison, R.B.; Firme, D.J. 1998. Effect of spacing on growth and biomass distribution in *Eucalyptus camaldulensis*, *E. pellita* and *E. urophylla* plantations in southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management* 104: 1–13
- Bernardino, F.S.; Garcia, R., 2009. Sistemas Silvopastoris. *Pesquisa Florestal Brasileira, Brazilian Journal of Forestry Research*, v. 29, n. 60. *Sistemas Agrossilvopastoris (Edição Especial)*, pp 77-87.
- Brauer, D.; Ares, A. 2005. Aboveground biomass partitioning in loblolly pine silvopastoral stands: Spatial configuration and pruning effects. *Forest Ecology and Management*. Volume 219: 176–184.
- Fassola, H.E.; Lacorte, S.M.; Esquivel, J.; Colcombet, L.; Moscovich, F.; Crechi, E.; Pachas, N.; Keller, A., 2004. Sistemas silvopastoriles en Misiones y NE de Corrientes y su Entorno de Negocios. EEA Montecarlo, INTA. Disponible en: <http://64.76.123.202/new/0-0/forestacion/archivos/biblioteca/235%20Silvopastoril%20-%20Fassola.PDF>
- Henskens, F.; Battaglia, M.; CHerry, M. Beadle, C. 2001. Physiological basis of spacing effects on tree growth and form in *Eucalyptus globulus*. University of Tasmania, Australia. *Trees*. 15: 365–377.
- Gallo, L., 2006. Sistemas Silvopastoriles. *Revista Plan Agropecuario*.
- Methol, R. 2006. "SAG globulus": Sistema de Apoyo a la Gestión de Plantaciones de *Eucalyptus globulus*. INIA. Serie Técnica N° 158.
- Nilsen, A.R; Skarpe, C.; Moe, S.R., 2009. La conducta del ganado con respecto a la distancia a los árboles en Muy Muy, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas* No. 47, pp 61-67.
- Oliveira, T.K.; Macedo, R.L.G.; Venturin, N.; Higashikawa, E.M. 2009. Desempenho silvicultural e produtivo de eucalipto sob diferentes arranjos espaciais em Sistema Agrossilvopastoril. *Pesquisa Florestal Brasileira*. N. 60:01-09.
- Paciullo, D. S. C.; Castro, C. R. T. D.; Gomide, C. A. D. M.; Fernandes, P. B.; Rocha, W. S. D. D.; Müller, M. D.; Rossiello, R. O. P., 2010. Soil bulk density and biomass partitioning of *Brachiaria decumbens* in a silvopastoral system. *Scientia Agricola*, 67(5), 598-603.
- Polla, C., 2011. Silvopastoreo con ovinos. Uruguay 9p. Artículos Técnicos
- Rakocevic, M.; Lavoranti, O. J.; De Oliveira, F. C.; Medrado, M.J.S., 2002. Avaliação amostral de componente forrageiro em sistemas silvipastoris, pp 1–3.
- Ranieri R. P.; Reis, G.G; Reis, M.G.F; Oliveira Neto, S. ; Leite, H.G.; Melido, R.C.N.; Lopes H.N.S.; Souza, F.C. 2013. Eucalypt growth in monoculture and silvopastoral systems with varied tree initial densities and spatial arrangements. *Agroforest System* 87: 1295–1307.
- R Core Team. Version 0.99.447. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>
- Rusch, G.; Skarpe, C., 2009. Procesos ecológicos asociados con el pastoreo y su aplicación en sistemas silvopastoriles. *Agroforestería en las Américas*. ISSN 1022-7482. N°47. Disponible en: www.catie.ac.cr/revistas/
- Sorrentino, A. 1997. Manual para Diseño y ejecución de Inventarios Forestales. Montevideo, Uruguay. Hemisferio Sur. pp 3-13.



FUENTES NITROGENADAS Y SU EFECTO EN EL DESEMPEÑO AGRONÓMICO DE *Brachiaria brizantha* EN UN SISTEMA SILVOPASTORIL

NITROGEN SOURCES AND THEIR EFFECT ON THE AGRONOMIC PERFORMANCE OF *Brachiaria brizantha* IN A SILVOPASTORAL SYSTEM

Caballero Mascheroni, Jorge D. (1); Alba L. González (1); Luis A. Alonzo Griffith (1); Javier González Cabañas (1); María L. Quevedo Fernández (1)

⁽¹⁾ Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción, San Lorenzo, Paraguay.

Dirección de contacto: daniel.caballero@agr.una.py; Mcal. Estigarribia Km 10,5. Campus Universitario, Paraguay

Resumen

La investigación fue llevada a cabo en el Departamento de Caaguazú, Paraguay. El objetivo del trabajo fue determinar el efecto de la aplicación de diferentes fuentes de fertilizantes nitrogenados sobre la altura de la planta y la producción forrajera de *Brachiaria brizantha* cv. MG4 en un sistema silvopastoril. El periodo de evaluación fue de 12 meses, abarcando las estaciones de otoño, invierno y primavera de 2016 y verano de 2017. El diseño experimental utilizado fue el de Bloques Completamente al Azar (DBCA) con cuatro tratamientos y tres repeticiones. Los tratamientos utilizados fueron: T1: Fertilización química (urea); T2: Fertilización orgánica con estiércol bovino; T3: Fertilización orgánica con estiércol ovino; T4: Sin fertilización (Testigo). Se realizaron 12 cortes con intervalos de 30 días. Las variables evaluadas fueron: altura de planta (cm) y producción forrajera en materia seca ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Los resultados indican que se encontraron diferencias significativas para la variable altura de planta, donde el T1 fue superior, el T2 y T3 tuvieron valores intermedios y el T4 fue el de menor altura. La misma tendencia fue encontrada en la variable producción forrajera, con diferencias significativas a favor de la fertilización química, sin diferencias estadísticas en los demás tratamientos. Sin embargo, en promedio, los tratamientos con fuentes orgánicas fueron 10% superior al testigo. Por lo tanto, se puede inferir que el uso de fertilizantes nitrogenados (ya sea químico u orgánico) tiene un efecto positivo en la altura y producción de materia seca, sobre todo si son aplicados cuando las condiciones ambientales son favorables para el crecimiento del forraje.

Palabras Clave: estiércol bovino; estiércol ovino; rendimiento de forraje; urea.

Abstract

The research was conducted in the Department of Caaguazú, Paraguay. The objective of the study was to determine the effect of the application of different sources of nitrogen fertilizers on the height of the plant and the forage production of *Brachiaria brizantha* cv. MG4 in a silvopastoral system. The evaluation period was 12 months, covering the fall, winter and spring of 2016 and the summer of 2017. The experiment used the Randomized Complete Blocks design (RCBD) with four treatments and three repetitions. The treatments used were: T1: Chemical fertilization (urea); T2: Organic fertilization with bovine manure; T3: Organic fertilization with sheep manure; T4: Without fertilization (the witness). The plants were cuts 12 times at 30-day intervals. The variables evaluated were: plant height (cm) and forage production in dry matter ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). The results indicate that significant differences were found for the plant height variable, where T1 was the highest, T2 and T3 had intermediate values and T4 was the lowest. The same tendency was found in the forage production variable, with significant differences in favor of chemical fertilization and without statistical differences among the other three treatments. However, on average, treatments with organic sources were 10% higher than the witness. Therefore, it can be inferred that the use of nitrogen fertilizers (either chemical or organic) has a positive effect on the height and on the production of dry matter, especially if they are applied under favorable environmental conditions for the forage growth.

Keywords: bovine manure; sheep manure; forage yield; urea.



INTRODUCCIÓN

El sistema silvopastoril permite la conjunción de especies forestales y pastizales, y al mismo tiempo promueve una mejoría en el bienestar animal durante periodos extremos de calor o la aparición de heladas. Una alternativa para sistemas silvopastoriles en los trópicos es la *Brachiaria brizantha* (Valarezo 2014) entre ellas, una opción válida podría ser la *Brachiaria brizantha* cv. MG4, ya que dicha especie se adapta fácilmente a diferentes tipos de suelo, es resistente a la sequía y tolerante al sombreado moderado, además posee un rápido crecimiento y un sistema radicular vigoroso.

Una de las principales limitantes con que se encuentra la producción pecuaria es la variación estacional de materia seca a lo largo del año, ocasionada principalmente por la distribución irregular de las temperaturas, precipitaciones y radiación solar. Además, la baja disponibilidad de nutrientes a nivel de suelo, el uso de especies no adaptadas y el desconocimiento de las pasturas adecuadas para cada región y sistema de producción son factores que afectan la producción forrajera, ocasionando una disminución en el rendimiento de las pasturas.

Para lograr altos rendimientos forrajeros y mejorar la rentabilidad de la actividad agropecuaria los cultivos requieren de un adecuado suministro de nitrógeno (N). Si el suelo no es capaz de aportar todo el N que demanda el cultivo, se debe suministrar parte de éste como fertilizante químico o abono orgánico. Los fertilizantes pueden originarse en procesos de síntesis química (sintetizados por el hombre) o provenir de fuentes orgánicas como, por ejemplo, el estiércol.

El N promueve una mayor velocidad de crecimiento de la vegetación. Una planta con buena provisión de nitrógeno brota rápidamente, adquiere una buena cobertura, y resulta normalmente en una intensa actividad asimiladora, es decir, un crecimiento activo y una mayor producción forrajera. Por ello, el nitrógeno es uno de los principales factores que hace que los rendimientos aumenten y es considerada como la base de la fertilización.

El estiércol es una opción que se debe considerar, ya que puede pasar de ser un simple desecho de los establecimientos a ser una fuente de fertilización importante, la cual ayuda a reducir los costos en comparación con el químico, además, aporta otros nutrientes y favorece la recuperación física y biológica del suelo.

La importancia de esta investigación se encuentra relacionada con la escasa información que se encuentra sobre la fertilización de pasturas en sistemas integrados, motivo por el cual es de suma importancia generar datos que ayuden a aumentar la productividad de dichos sistemas.

El trabajo tuvo por objetivo determinar el efecto de las diferentes fuentes de fertilizantes nitrogenados sobre el comportamiento agronómico de la *Brachiaria brizantha* cv. MG4, para ello se evaluó la aplicación de urea como fertilizante químico y estiércol bovino y ovino como fertilizante orgánico.



MATERIALES Y MÉTODOS

Localización de la investigación

La investigación fue realizada en el establecimiento "PROCER S.A." ubicada en el distrito de Repatriación, Departamento de Caaguazú, las coordenadas del lugar son 25°36'45.85" S 55°57'17.61" O, distante a 200 km de Asunción. El periodo de evaluación fue de 12 meses, abarcando así las estaciones de otoño, invierno y primavera del 2016 y verano del 2017.

El ensayo se realizó sobre un suelo que presenta textura arenosa de color marrón rojizo opaco, con pH ligeramente ácido, materia orgánica baja, niveles de P, Ca, K y Na bajos, y Mg elevado, resultados obtenidos del análisis de suelo realizado en el departamento de Suelos y Ordenamiento Territorial (DeSOT) de la Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción (FCA-UNA) (Tabla 1).

Tabla 1. Análisis de suelo de la parcela experimental previo al inicio del ensayo, Caaguazú, 2016.

pH	M.O	P	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	Al ³⁺ + H ⁺
	%	mg/kg		cmolc/kg	
5,9	0,14	8,32	0,57	0,17	0,08	0,02	0

Fuente: DeSOT, FCA-UNA.

Condiciones edafoclimáticas

La parcela experimental tiene una altitud de 132 msnm, se encuentra dentro de una región de clima subtropical, con un promedio anual de lluvia de 1500 mm, las temperaturas máximas pueden alcanzar los 40° C en la estación de verano y las temperaturas mínimas pueden llegar hasta 0 °C en invierno. En la Figura 1 se puede observar los datos de precipitación y temperatura promedio obtenidos durante el periodo del ensayo. Las columnas 1, 2 y 3 corresponden a los meses de enero, febrero y marzo del año 2017 (final del periodo experimental), desde la columna 4 a la 12 corresponde a los meses de abril (inicio del periodo experimental) a diciembre del año 2016.

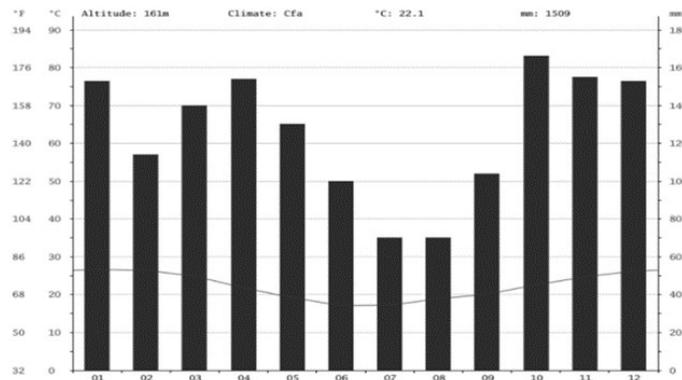


Figura 1. Datos de precipitación y temperatura promedio registradas durante el periodo experimental. Fuente: Dirección de Meteorología e Hidrología, Paraguay.



Unidades tratamiento y unidades experimentales

El experimento consistió en la aplicación de diferentes fuentes de fertilizantes nitrogenados en una pastura ya implantada de *Brachiaria brizantha* cv. MG4 bajo un sistema silvopastoril, las cuales fueron evaluadas durante un año, con cortes cada 30 días, resultando en 3 cortes por cada estación del año. Los niveles aplicados fueron definidos de acuerdo a los análisis de laboratorio (análisis de suelo y análisis de fertilizante orgánico), cuyo resultado arrojó la recomendación para la aplicación de 200 kg/ha de urea y 10.000 kgMS/ha de cada estiércol (bovino y ovino), todos con un mismo equivalente de nitrógeno (90 kg de N). Los estiércoles utilizados poseían 30% de materia seca. En la tabla 2 se presenta el resultado del análisis de laboratorio realizado para los estiércoles (Los valores están expresados en materia seca).

Tabla 2. Análisis de estiércol bovino y ovino.

Estiércol	pH	N	Mat. Org	P	Ca ⁺²	Mg ⁺²	k ⁺	Na
E. Bovino	8,10	4,14	10,18	0,28	0,52	0,19	0,29	0,16
E. Ovino	9,50	4,26	37,34	0,42	1,14	0,42	1,68	0,16

La aplicación de los fertilizantes se realizó al voleo. En el caso de la urea, se realizó fraccionando en 4 aplicaciones equitativas, las cuales fueron colocados al inicio de cada estación, en el caso de los orgánicos, ambos fueron colocados en dos aplicaciones equitativas, la primera al inicio de otoño y la segunda al inicio de primavera (inicio y mitad del ensayo). Los cortes se realizaron cada 30 días.

Los tratamientos en estudio estuvieron dispuestos en un diseño experimental de bloques completamente al azar, con cuatro tratamientos y tres repeticiones. Siendo así: T1 = Urea (200 kg/ha/año); T2 = Estiércol bovino (10.000 kg/ha/año); T3 = Estiércol ovino (10.000 kg/ha/año) y T4 = Testigo (sin aplicación de fertilizante).

Instalación de la parcela experimental

La parcela experimental fue delimitada sobre una superficie homogénea de un potrero cubierto de *Brachiaria brizantha* cv. MG4 bajo un sistema silvopastoril de tres años de implantación. Los árboles poseían una altura promedio de 6,7 m y un promedio de copa de 3,2 m con relación a la altura del árbol (nivel de sombra bajo). La misma fue cercada, utilizando una franja del área total, que fue sub-dividida para cada tratamiento y repeticiones. Para el inicio del experimento se realizó el corte de uniformización de la pastura a 10 cm de altura de residuo de la planta, se aplicaron los diferentes tratamientos que fueron identificados según el mismo. Cada sub-parcela poseía una dimensión de 7 x 3 m (21 m²), que fue sub-dividida en cuatro partes, a los costados (más cerca de la línea de los árboles) con una sub-parcela de 3 x 2 m y en el centro dos sub-parcelas de 3 x 1,5 m respectivamente, completando un total de 48 unidades experimentales (figura 2). Las subdivisiones fueron realizadas con el objetivo de uniformizar el sitio de muestreo del material vegetal (una muestra de cada subdivisión). La totalidad de la superficie experimental se cortaba y uniformizaba a 10 cm de suelo cada 30 días (luego de cada corte).

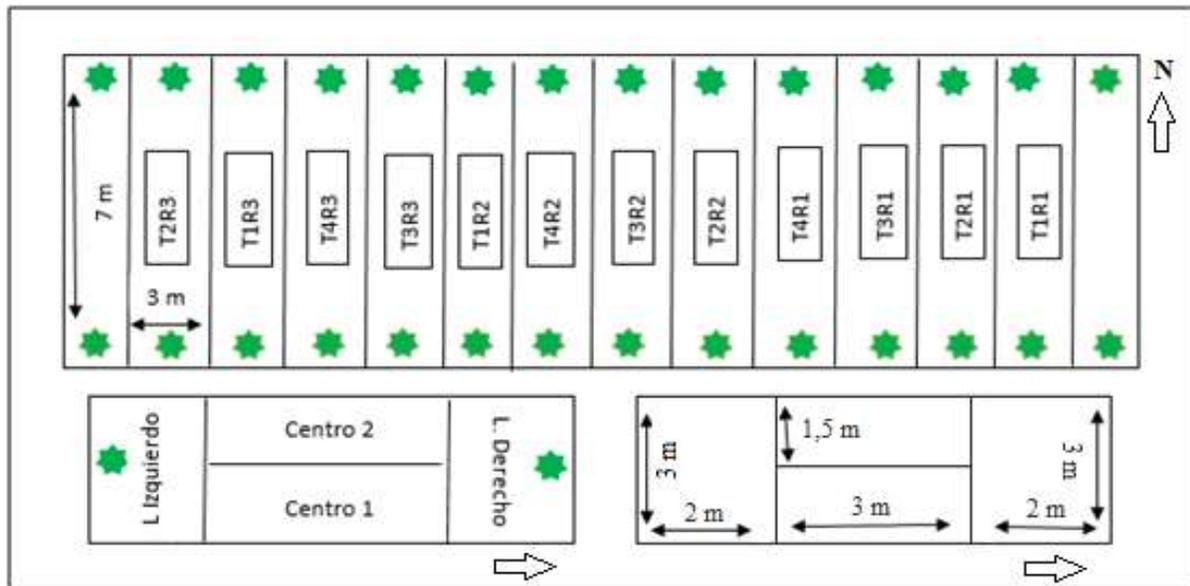


Figura 2. Diseño y disposición de la parcela experimental.

Parámetros de evaluación

A modo de evaluar el efecto de los tratamientos aplicados se estudiaron dos variables: altura de la planta (cm) y producción forrajera en materia seca ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Para la medición de la altura se utilizó una cinta métrica, la misma fue evaluada antes del corte (cada 30 días) desde el suelo hasta la altura del dosel, se tomaron seis mediciones dentro de la parcela (2 mediciones en el área central y 2 mediciones para cada área lateral) de los cuales se realizó un promedio por cada tratamiento y repetición.

Para la medición de la producción forrajera se procedió a colocar un marco de madera de 0,5 x 0,5 m ($0,25 \text{ m}^2$) en cada una de las unidades experimentales. Se cortó todo el forraje incluido dentro del marco de muestreo que estuviese por encima de 10 cm (altura de residuo), se tomó el peso del mismo (materia verde) con una balanza digital de campo con precisión $\pm 5\text{g}$. Posteriormente, el material cortado se llevó a estufa para la determinación del porcentaje de materia seca, que luego fue utilizado para el cálculo de producción de materia seca, la cual fue extrapolada a hectárea, para así presentar los datos en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Análisis estadísticos

Los datos obtenidos fueron sometidos a un análisis de varianza (ANAVA), y luego se aplicó Test de Tukey con un nivel de significancia del 5% (probabilidad de error) para determinar la diferencia de los tratamientos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 3 se muestran los valores promedios por estación y anual de altura de corte obtenidos con la aplicación de diferentes fuentes nitrogenadas.



Tabla 3. Altura de planta por estación y promedio anual de *Brachiaria brizantha* cv. MG4 sometido a diferentes fuentes de fertilización nitrogenada en un sistema silvopastoril.

Tratamiento	Altura promedio por estación (cm)				Promedio anual (cm)
	Otoño	Invierno	Primavera	Verano	
T1	37,9 a	22,2 a	31,1 a	35,8 a	31,8 a
T2	31,4 c	19,5 b	23,7 b	28,6 b	25,8 b
T3	34,6 b	22,4 a	24,1 b	29,3 b	27,6 b
T4	30,2 c	19,6 b	21,9 b	25,0 b	24,2 c
Promedio	33,5	20,9	25,2	29,7	27,3
CV%	2,57	4,39	3,97	7,21	3,51

Letras iguales en una misma columna no difieren significativamente ($P < 0,05$), según la prueba de Tukey. CV = Coeficiente de variación.

Los resultados indican que hubo diferencias estadísticas significativas en todas las estaciones del año y en el promedio anual, donde los valores del T1 (Urea) fueron superiores, el T2 y T3 (estiércoles) fueron intermedios y el T4 (testigo) fue el que obtuvo los menores valores. Así también, se puede observar en las estaciones de mayor crecimiento se dieron las diferencias más marcadas entre los valores de altura, no así en invierno, esto se puede deber a las condiciones climáticas adversas (heladas y precipitaciones prácticamente nulas) que se tuvieron durante dicha fase del experimento.

Además, cabe destacar que el estiércol tiene una liberación lenta, mientras que la urea es de rápida liberación y absorción por la planta, siempre y cuando las condiciones de temperatura y humedad sean favorables, ya que es muy volatilizable. Así, los valores indican una clara tendencia a que la altura del dosel aumente con la aplicación de fertilizantes, ya sea químico u orgánico en comparación con el testigo, con un efecto más significativo en épocas de mayor crecimiento vegetativo como lo son las estaciones de otoño, primavera y verano para el presente experimento.

Los resultados del presente trabajo coinciden con los expuestos por Bosi (2014), quien realizó un ensayo con *Brachiaris* en un sistema silvopastoril y también obtuvo diferencias significativas en la altura en ciertas épocas del año. Dicho comportamiento puede deberse no solamente a la mayor velocidad de crecimiento que provoca la fertilización, sino por el alargamiento de los entrenudos de la planta por la necesidad de captar mayor energía solar, esta plasticidad fenotípica es típica de plantas creciendo en sistemas sombreados, donde las plantas consiguen modificar la longitud y el espesor de hojas y tallos (Crestani et al., 2017), por lo tanto, la magnitud de las diferencias de altura puede ser mayores en sistemas silvopastoriles.

Por su parte Ramírez (2011) en un ensayo con diferentes dosis de nitrógeno sobre la *Brachiaria brizantha* cv. MG5 en el periodo de primavera-verano, obtuvo diferencias significativas entre todos los tratamientos con fertilización y el testigo, donde la máxima altura se registró con la mayor aplicación de nitrógeno y fue de 40% mayor que el testigo. Los resultados son superiores a los del presente trabajo, donde el T1 obtuvo una altura 30% mayor al testigo, dicho efecto pudo deberse a la mayor cantidad de fertilizante aplicado, a la mayor calidad del suelo en el que se realizó el ensayo y al cultivar de mayor crecimiento utilizado por los autores mencionados.



En otro ensayo por Gómez y Suquilanda (2006) con fertilización química y orgánica en Pasto mulato (*Brachiaria híbrido*) y *Brachiaria brizantha* cv. Xaraés, los autores exponen resultados superiores estadísticamente con la fertilización química, arrojando valores 16% superior cuando comparado con el testigo, valores intermedios, pero sin diferencia significativa para el abono orgánico, demostrando así que, si bien, la magnitud de los resultados varía entre especies y de acuerdo al tipo de fertilizante químico u orgánico estudiado, la tendencia se mantiene en todos los trabajos de investigación con los que fueron comparados.

Un efecto similar también es observado en otras especies de gramíneas, así lo demuestran González (1995), quien trabajo con *Cenchrus ciliaris* cv. Texas 4464 y Borges et al. (2012) quienes evaluaron el *Cynodon nlenmfuensis*, ambos autores obtuvieron resultados superiores estadísticamente para variable altura de planta con la aplicación de fuentes nitrogenadas, ya sean estas orgánicas (estiércol bovino y ovino) o químicas (Urea) con relación al testigo (sin fertilización).

Producción forrajera

En la tabla 4 se presentan los datos de producción forrajera en materia seca ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) por estación y el acumulado anual.

Tabla 4. Producción forrajera por estación y acumulado anual de *Brachiaria brizantha* cv. MG4 sometido a diferentes fuentes de fertilización nitrogenada en un sistema silvopastoril.

Tratamientos	Producción Forrajera por estación ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)				Acumulado anual ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)
	Otoño	Invierno	Primavera	Verano	
T1	5.325 a	1.704 a	3.347 a	4.826 a	15.203 a
T2	5.034 a	1.106 a	2.082 b	2.984 c	11.207 b
T3	4.900 a	1.534 a	2.277 b	3.852 b	12.563 b
T4	4.860 a	1.091 a	2.219 b	2.647 c	10.817 b
Promedio	5.030	1.359	2.481	3.577	12.447
CV%	7,14	10,56	8,50	8,09	6,66

Letras iguales en una misma columna no difieren significativamente ($P < 0,05$), según la prueba de Tukey. CV = Coeficiente de variación.

Los resultados indican que hubo diferencia estadística significativa en las estaciones de primavera y verano y en el acumulado general, no así en las estaciones de otoño e invierno. En el acumulado anual, los mayores valores fueron obtenidos en la fertilización química (T1), el cual fue superior en un 32% al promedio de los demás tratamientos, lo cuales fueron similares entre sí. Sin embargo, se observa una ligera tendencia a tener mayores valores de producción forrajera los tratamientos que recibieron fertilización orgánica respecto del testigo, demostrando así lo mencionado anteriormente, una rápida respuesta del fertilizante químico y una respuesta más lenta para los abonos orgánicos, como ya han demostrado otros autores (Salazar-Sosa et al. 2010; Gonzalez et al. 2012), los abonos orgánicos tienen un efecto residual positivo y significativo sobre el crecimiento de las gramíneas.



Los valores promedio de las diferentes estaciones y el acumulado anual se encuentran dentro del rango de valores de producción forrajera para dicha especie, así también, el comportamiento fluctuante de la producción interestacional sigue la curva típica de estacionalidad forrajera acorde a las condiciones climáticas del país.

Posiblemente, la sombra moderada no fue un factor limitante en el presente experimento, resultados similares fueron encontrados por Aarons et al. (2001) en un ensayo realizado con la misma especie y sometido a distintos niveles de sombra artificial, en el cual no encontró diferencia significativa en la producción de materia seca, demostrando una buena tolerancia de la *Brachiaria brizantha* cv. MG4 a la sombra. Por su parte, Bosi (2014) en un ensayo realizado con *Brachiarias* en un sistema silvopastoril, menciona que, en dicho sistema de producción, cuando el porcentaje de sombra es superior al 50% hay una disminución de la producción. En cambio, la sombra deja de ser una limitante cuando existen otros factores como estrés hídrico y temperaturas bajas (Bosi et al. 2014).

Se observa además que el promedio de la producción forrajera tuvo una distribución porcentual de 40, 11, 20 y 29 % para los meses de otoño, invierno, primavera y verano respectivamente, los valores inferiores en el invierno es un comportamiento típico por la baja precipitación y temperatura que se registra durante dicha estación (Figura 1). Además de los efectos climáticos adversos para el desarrollo de la planta, podría existir una reducción del aprovechamiento del nitrógeno cuando es aplicado en condiciones de déficit hídrico.

Por otra parte, Crespo y Fraga (2005) también evaluaron el efecto de la aplicación superficial de fertilizante químico y abono orgánico en la recuperación de un campo forrajero de *Pennisetum purpureum* cv. king grass y obtuvieron diferencias significativas para varios cortes en las variables de altura y producción forrajera e incluso interacción entre ambos fertilizantes (químico y orgánico), lo que indica que la presencia del abono orgánico estimula la eficiencia de la respuesta del forraje al fertilizante químico, pero cuando se aplica solo siempre ejerce efecto (Arteaga et al. 1981). Crespo y Fraga (2005) observaron un aumento de producción con la aplicación de fertilizante químico en la época de condiciones ambientales favorables y una reacción más tardía con la aplicación del fertilizante orgánico, efectos similares al presente trabajo. Así también, los autores destacan otros aspectos positivos del fertilizante orgánico, como por ejemplo efectos beneficiosos por la incorporación de contenidos de MO, N y K en el suelo luego de finalizar el experimento, recomendando finalmente el uso combinado de fertilizantes químicos y abonos orgánicos. Romero et al. (2001) mencionan en su trabajo de investigación que el abono orgánico ha producido una mejora apreciable de los nutrientes mencionados, con un efecto residual de los mismos hasta 2 a 3 años, utilizando dosis superiores a las del presente trabajo.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en el presente experimento permiten inferir que para ambas variables estudiadas (altura de planta y producción forrajera) hubo efectos significativos de la aplicación de fuentes nitrogenadas, sobre todo con la fertilización química (Urea), la cual demostró un efecto con mayor rapidez, mientras que los estiércoles (independientemente de la especie) tuvieron valores



intermedios, no logrando una diferencia estadística en los promedios generales, pero si una tendencia positiva en las estaciones de mayor crecimiento.

Bibliografía

Aarons, S.R., Connor, C.R., Hall, M., Gourley, C.J.P. 2001. Contribution of dairy cow manure to soil fertility and nutrient redistribution in pastures. XIX International Grass. Cong. Soil fertility and plant nutrition.

Arteaga, O., Chongo, R., Portieles, J., Mojena, A. 1981. Consideraciones sobre el uso del estiércol vacuno como fertilizante para pastos. Boletín de Reseñas. Serie Suelos y Agroquímica. 4:7

Borges, J.; Barrios, M. Escarlona, O. 2012. Efecto de la fertilización orgánica e inorgánica sobre las variables agroproductivas y composición química del pasto estrella (*Cynodon nlemfuensis*). Zootecnia Tropical, Vol. 30 (1): 17-25.

Bosi, C. 2014. Interações em sistema silvipastoril: microclima, produção de forragem e pemetização de modelo para estimativa de produtividade de pastagens de *Brachiaria*. p. 139. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.

Bosi, C.; Pezzopane, J.; Sentelhas, P.; Santos, P.; Nicodemo, M. 2014. Produtividade e características biométricas do capim-braquiária em sistema silvipastoril. Revista Pesquisa agropecuária brasileira, Brasília, v.49, n.6, p.449-456. DOI: 10.1590/S0100-204X2014000600006

Crestani, S., Mascheroni, J., Geremia E., Carnevalli, R., Mourao, G., Da Silva, S. 2017. Sward structural characteristics and herbage accumulation of Piatã palisade grass (*Brachiaria brizantha*) in a crop–livestock–forest integration area. Crop and Pasture Science 68(9) 859-871. <https://doi.org/10.1071/CP16341>.

Crespo G. y Fraga S., 2005. Efecto de la aplicación superficial de fertilizante mineral y abono orgánico en la recuperación de un campo forrajero de *Pennisetum purpureum* cv. king grass. Revista Cubana de Ciencia Agrícola, Tomo 39, No. 3.

Gómez, L.; Suquilanda, M. 2006. Fertilización química y órgano-mineral del pasto Mulato y Xaraés. Revista EIDOS. Santo Domingo, Ecuador. 62-72 pp. <https://doi.org/10.29019/eidos.v0i1.43>

González, A. 1995. Aplicación y efecto residual del estiércol en la producción y calidad del Buffel (*Cenchrus ciliaris* cv Texas-4464) en el trópico seco. Tesis de Maestría. Universidad de Colima, México. 64p.

González, S. A., Eguiarte, V.J.A., Galina, M. A. 2012. Aplicación y efecto residual del estiércol en la producción y calidad del buffel (*Cenchrus Ciliaris* cv. Texas-4464) en el trópico seco. Pastos y Forrajes, [S.l.], v. 19, n. 2.

Ramírez, M. 2011 Producción y calidad forrajera de la *Brachiaria brizantha* cv. MG5 sometida a diferentes niveles de fertilización nitrogenada, en dos épocas del año en suelos aquíc paleodult. Tesis. San Lorenzo, PY. FCA-UNA. 63p.

Romero, G., Cruz, A., Saldaña, A. &González, J. 2001. Fertilizante y estiércol de bovino sobre el rendimiento de Alfalfa. XV Congreso Latinoamericano y V Cubano de la Ciencia del Suelo.

Salazar-Sosa, E., Trejo-Escareño, H.I., López-Martínez, J.D., Vázquez-Vázquez, C., Serrato-Corona, J.S, Orona-Castillo, I., Flores-Márgez, J.P. 2010. Efecto residual de estiércol bovino sobre el rendimiento de maíz forrajero y propiedades del suelo. Terra Latinoamericana, 28(4), 381-390.

Valarezo, J. 2014. Los sistemas silvopastoriles como alternativa para la producción sostenible de bovinos en la amazonia sur ecuatoriana. Revista CEDAMAZ. pp. 23-30.



COMPARACIÓN DE DOS TÉCNICAS DE PROPAGACIÓN VEGETATIVA DE *Salix spp* CON FINES NUTRICIONALES PARA EL GANADO EN EL BAJO DELTA DEL PARANÁ

COMPARISON OF TWO PLANT PROPAGATION TECHNIQUES FOR *Salix spp* FOR CATTLE FEEDING PURPOSES IN THE LOWER DELTA OF THE PARANÁ RIVER

Casaubón Edgardo.*(1); Teresa Cerrillo (1); Guillermo Madoz (1)

(1) Estación Experimental Agropecuaria Delta del Paraná-INTA. Campana. Buenos Aires.

*casaubon.edgardo@inta.gob.ar. E.E.A. Delta del Paraná. Río Paraná de las Palmas y Canal L. Comas. Campana, C.C. 14, (2804), Buenos Aires, Argentina.

Resumen

Las hojas de sauce poseen un valor nutritivo superior al de las pasturas naturales que crecen espontáneamente en la región, fundamentalmente en primavera cuando los valores de proteína bruta superan hasta en un 300% al forraje natural. La buena palatabilidad de sus hojas y la rapidez de crecimiento determinaron la importancia de ensayar la mejor manera de multiplicar este género con el fin de utilizar su follaje como forraje para el ganado. Es conocido que los sauces pueden establecerse utilizando estacas y guías y que estos materiales brotan con relativa facilidad cuando se los planta en posición horizontal y/o vertical. Sin embargo se desconoce cuál es el método de plantación más apropiado para producir mayor volumen de biomasa $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$. El objetivo del presente trabajo es comparar dos técnicas de plantación diferentes (estacas verticales vs estacas horizontales) en los clones: *Salix matsudana* x *Salix alba* "Los Arroyos INTA-CIEF"; *Salix alba* x ? "Yaguareté INTA-CIEF", *Salix matsudana* x *Salix alba* "Agronales INTA-CIEF" caracterizando en c/u de ellos el volumen de materia seca de hojas que producen por hectárea ($\text{MS ha}^{-1} \text{año}^{-1}$). El diseño del ensayo fue un DCA. Los tratamientos fueron: 3 clones de sauces y 2 formas de plantación, con 6 repeticiones c/u. Las estacas enraizaron y brotaron en el 100% de las parcelas. El mayor volumen de $\text{MS ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ correspondió al clon Agronales y el menor a Los Arroyos sin presentar diferencias significativas entre los tres clones mencionados ($p=0,9545$). Mientras que las estacas plantadas en forma vertical produjeron en promedio $1.097,78 \text{ kg de MS ha}^{-1} \text{año}^{-1}$, en forma horizontal presentaron un valor promedio significativamente menor $693,33 \text{ kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ ($p=0,0054$).

Palabras clave: propagación vegetativa de *Salix spp*, alimento para el ganado, sistemas silvopastoriles.

Abstract

Willow leaves have higher nutritional value than that of natural grass growing spontaneously in the region, especially in springtime, when gross protein values are 300% higher than natural forage. The good palatability of the leaves and the rapid growth determined the significance of researching the best way to multiply this genus in order to use its foliage as feed for cattle. It is known that willows can be established by means of cuttings and pole cuttings, and that these materials sprout quite easily when planted horizontally and/or vertically. However, the most appropriate planting methodology to produce higher $\text{ha}^{-1} \text{year}^{-1}$ volume is unknown. The goal of this work is to compare two different planting techniques (vertical cuttings vs. horizontal cuttings) in clones: *Salix matsudana* x *Salix alba* "Los Arroyos INTA-CIEF"; *Salix alba* x ? "Yaguareté INTA-CIEF", *Salix matsudana* x *Salix alba* "Agronales INTA-CIEF" characterizing the leaf dry matter volume in each produced per hectare ($\text{DM ha}^{-1} \text{year}^{-1}$). The trial has a completely randomized design. The treatments used were: 3 willow clones and 2 planting types, with 6 repetitions each. The cuttings rooted and sprouted in 100% of plots. The highest volume of $\text{DM ha}^{-1} \text{year}^{-1}$ corresponded to Agronales clone and the lowest to Los Arroyos, showing no significant difference among the three mentioned clones ($p=0.9545$). Whereas the vertically-planted cuttings produced $1,097,78 \text{ kg of DM ha}^{-1} \text{year}^{-1}$ on average, the horizontally-planted cuttings showed a significantly lower average value $693.33 \text{ kg ha}^{-1} \text{year}^{-1}$ ($p=0,0054$).



Keywords: vegetative propagation of *Salix spp.*, feed for livestock, silvopastoral systems.

INTRODUCCIÓN

Los sitios bajos y bien drenados del bajo Delta del Río Paraná son ambientes productivos ideales para el cultivo de sauces. Con alrededor de 65.000 ha plantadas, *Salix spp.* ocupa la mayor superficie de Argentina forestada con este género forestal. El principal destino de la madera es la industria del triturado (95%) y en una medida significativamente inferior a los usos sólidos (5%). Además es reconocida su aplicación en ganadería debido a la palatabilidad de sus hojas (Casaubon *et al.*, 2017), su uso como complemento alimenticio en rumiantes (Sulaiman, 2006) y el efecto antihelmíntico de su follaje (Schapiro *et al.*, 2016).

Las hojas de sauce poseen un valor nutritivo, que frecuentemente resulta superior al de las pasturas naturales que crecen espontáneamente en la región (Casaubon *et al.*, 2017). Una situación similar alentó a los agricultores de Australia y Nueva Zelanda, a utilizar árboles y arbustos de Salicáceas como complemento para la alimentación del ganado (Sulaiman, 2006). La escasez de pasturas naturales especialmente durante los veranos secos, determinan la importancia del cultivo del sauce como una buena alternativa forrajera.

Los sauces pueden utilizarse además en la recuperación de pastizales espontáneos degradados por presencia de malezas o especies introducidas con escaso o nulo valor forrajero, como el lirio (*Iris pseudacorus*); en la restauración de áreas frecuentemente anegadas y con dificultades de drenaje y de otras erosionadas, compactadas y sin vegetación, situaciones que reducen considerablemente la superficie con aptitud forrajera y en consecuencia la posibilidad de uso ganadero. Estas diferentes situaciones podrían remediarse mediante la utilización de clones de sauce con adaptación a las condiciones de la región, y de materiales de multiplicación apropiados para cada una de las diferentes situaciones planteadas, lo cual permitirá a su vez incrementar la oferta de forraje de calidad para el ganado.

Por otra parte, la rapidez de crecimiento, la palatabilidad de sus hojas, sumado a la acción ovicida y larvicida que poseen algunos clones frente a las parasitosis más importantes del Delta (Schapiro *et al.*, 2006) determinaron la necesidad de ensayar la mejor forma de multiplicar este género con el propósito de utilizar su follaje como alimento para vacunos y ovinos. Otra de las ventajas que poseen los sauces es su facilidad de multiplicación agámica, su habilidad competitiva con las pasturas naturales y su óptimo desarrollo, aún en períodos de sequía. Es asimismo conocido que los sauces pueden establecerse con relativa facilidad utilizando ramas guías o estacas y que estos materiales pueden enraizar adecuadamente cuando se los planta en posición horizontal y/o vertical (Sulaiman, 2006).

Objetivo: Comparar dos formas diferentes de plantación de estacas (estacas verticales vs estacas horizontales), en tres clones comerciales de sauces caracterizando en cada situación la producción de biomasa al primer año de plantación.



MATERIALES Y MÉTODOS:

Preparación del sitio de plantación del ensayo: En septiembre de 2016 se instaló un ensayo en el Campo Experimental de la EEA Delta del Paraná en un sitio homogéneo, típico de bañado con protección de inundaciones mediante un dique perimetral. Previo a la plantación se aró una superficie de alrededor de 100 m²; posteriormente se laboreó el suelo en forma superficial utilizando un motocultivador.

Diseño experimental: El diseño fue un DCA (diseño completamente aleatorizado) con 6 repeticiones. Los tratamientos fueron: tres clones de sauce y dos métodos de plantación diferentes (estacas horizontales vs estacas verticales). En cada parcela se evaluó: el número de ramas guías (Rg), largo total (L) y diámetro promedio (D) de la guía más larga (cm), el peso húmedo de hojas (gr) y la materia seca (MS ha⁻¹ año⁻¹). Las comparaciones se hicieron mediante un análisis de la varianza (ANOVA) y comparaciones de a pares mediante la prueba de Tukey. El programa estadístico utilizado fue Infostat (2016).

Plantación: El material utilizado para plantar proviene de viveros propios de la Asociación Cooperadora de la EEA Delta del Paraná. Los materiales seleccionados fueron tres clones comerciales de sauce: *Salix matsudana* x *Salix alba* "Los Arroyos INTA-CIEF"; *Salix alba* x ? "Yaguareté INTA-CIEF", *Salix matsudana* x *Salix alba* "Agronales INTA-CIEF". De cada guía seleccionada se utilizaron las tres estacas basales. Las estacas se cortaron a 0,60 m de longitud y el diámetro promedio de las mismas fue de 0,02 a 0,03 m. 6 repeticiones de cada clon (3), de 25 estacas cada una (9 centrales+16 de bordura) se plantaron en forma vertical, y otras seis, de 17 estacas cada una (9 centrales+8 de bordura) se plantaron en forma horizontal. La distancia entre estacas fue de 0,20 m. Las estacas verticales se enterraron 0,30 m de profundidad quedando en superficie los 0,30 m restantes. Las estacas horizontales se enterraron hasta el 90% de su diámetro quedando en superficie sólo un 10%. Una vez instalado el ensayo se regó abundantemente cada parcela durante el primer mes de plantación.

Manejo: Durante los tres primeros meses de instalado el ensayo se registraron parámetros fenológicos de los diferentes tratamientos. Al segundo mes de implantado el ensayo se produjo un ataque importante de hormigas cortadoras (*Acromyrmex spp*); al tercer mes, ingresó al ensayo ganado bovino y consumió el follaje de numerosas parcelas. A los 5 meses, el ensayo fue recepado en su totalidad, mediante el pasaje de un tractor y una desmalezadora a una altura de corte de aproximadamente 10 cm de altura. En cada parcela se evaluó el porcentaje de brotación de cada clon y tratamiento. A los 15 meses de instalado se muestreó la producción de biomasa de las parcelas utilizando un cuadrado de 0,50 m de lado. Se cortaron las guías producidas a 10 cm de la base, y se separaron manualmente las hojas de las ramas guías. Se determinó el peso húmedo de cada muestra (PH), se llevó a estufa a 60 grados centígrados y se obtuvo la materia seca (MS) y posteriormente la MS ha⁻¹ año⁻¹. En cada muestra se contó el número de guías obtenidas, y el largo total y diámetro promedio de la guía más larga de cada parcela.



RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tabla 1: Principales variables evaluadas promedio (desvío estándar): Rg (N° de ramas guías), L (largo, cm), D (diámetro promedio, cm), PH (peso húmedo de hojas, gr) y MS (materia seca ha⁻¹ año⁻¹, kg) del "clon 1" (Los Arroyos INTA-CIEF), "clon 2" (Yaguareté INTA-CIEF) y "clon 3" (Agronales INTA-CIEF) durante el primer año de crecimiento.

Clon	Posición	N	Rg	L	D	PH	MS
1	Vertical	6	11,17(3,19)	135,83(36,67)	0,72(0,15)	59(45,40)	1093,33(615,88)
1	Horizontal	6	4,17(1,83)	133,50(22,22)	0,67(0,14)	22,83(12,27)	640(229,09)
2	Vertical	6	8(4,29)	148,92(17,17)	0,80(0,09)	37(23,99)	1033,33(489,52)
2	Horizontal	6	5,50(3,08)	138,67(17,08)	0,63(0,09)	28,33(10,46)	780(180,22)
3	Vertical	6	7,83(4,62)	139,17(12,12)	0,73(0,12)	54 (37,88)	1166(485,58)
3	Horizontal	6	3,50(1,38)	121,50(21,35)	0,64(0,12)	22,83(9,04)	660(208,23)

Si bien el ensayo fue afectado por hormigas cortadoras (*Acromyrmex* spp), el pisoteo y el consumo de brotes y hojas tiernas por el ganado vacuno, por la competencia durante el primer año de una abundante cantidad de gramíneas, y por el pasaje de un tractor y una desmalezadora en pleno período de crecimiento del ensayo, todas las parcelas sobrevivieron.

En noviembre de 2016 las estacas verticales superaron en brotación en un 79,6% a las "estacas horizontales" en los tres clones estudiados. En las estacas verticales la mayor brotación (75%) correspondió al clon `Yaguareté INTA-CIEF`, y la menor (58,3%) al clon `Agronales INTA-CIEF`, mientras que el clon `Los Arroyos INTA-CIEF` presentó una brotación intermedia (70,8%). En las estacas horizontales, la mayor brotación (16,66%) correspondió al clon Agronales y la menor al clon Yaguareté; el clon Los Arroyos presentó valores intermedios (14,58%).

Al primer año de plantado, los resultados fueron los siguientes:



Tabla 2: ANOVAS para Rg (número de ramas guías), L (largo total) y D (diámetro) promedio de la guía más larga, PH (peso húmedo de hojas) y MS (materia seca ha⁻¹ año⁻¹), en tres clones de sauces (Los Arroyos, Yaguareté y Agronales), plantados de estacas en dos posiciones diferentes (vertical y horizontal).

Factor	Tratamientos	Variables				
		Rg	L	D	PH	MS ha ⁻¹ año ⁻¹
A: Clones	Los Arroyos	7,67 a	143,79 a	0,69 a	40,92 a	866,67 a
	Yaguareté	6,75 a	134,67 a	0,71 a	32,67 a	906,67 a
	Agronales	5,67 a	130,33 a	0,69 a	38,42 a	913,33 a
	F	1,12	1,12	0,14	0,29	0,05
	(p)	0,3410	0,3389	0,8720	0,7489	0,9545
B: Posición	Vertical	9,00 a	141,31 a	0,75 a	50 a	1.097,78 a
	Horizontal	4,39 b	131,22 a	0,64 a	24,67 b	693,33 b
	F	17,75	1,81	7,05	7,85	8,99
	(p)	0,0002	0,1882	0,0126	0,0088	0,0054
	AxB	F	1,42	0,35	0,76	0,88
(p)		0,2564	0,7079	0,4765	0,4272	0,7239

F (p): Test de Tukey y probabilidad. Medias con una letra común no son significativamente diferentes.

El número de ramas guías por clon presentó diferencias marginales que no llegaron a ser significativas (p=0,3410). Las estacas plantadas en forma vertical presentaron un mayor número de ramas guías que las plantadas en forma horizontal (p=0,0002).

No se registraron diferencias significativas en el largo medio de las guías de los tres clones (p=0,3389). Este resultado se mantuvo para ambas ubicaciones ya que la interacción clon x posición no fue significativa. Tampoco se registraron diferencias en el largo de las guías entre ambas posiciones. Si bien el largo de las guías de la muestra plantada en forma vertical fue mayor que la horizontal, las diferencias no fueron estadísticamente significativas (p=0,1882).

Los mayores diámetros obtenidos en guías no presentaron diferencias significativas entre clones (p=0,8720) sin embargo, las guías obtenidas de estacas plantadas en forma vertical presentaron valores promedio en diámetro significativamente superiores (p=0,0126) a las obtenidas de estacas plantadas en forma horizontal.

En relación al peso húmedo de sus hojas, no presentaron diferencias significativas entre los tres clones involucrados en el estudio (p=0,7489), sin embargo se encontraron diferencias significativas (p=0,0088) en relación a su posición.



Si bien las dos posiciones de plantación de las estacas (horizontal o vertical) fueron exitosas en cuanto a sus porcentajes de brotación y supervivencia, las estacas verticales produjeron en promedio un 58,34% más de MS ($\text{Kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) que las estacas horizontales al primer año de instalación. Estos resultados son coincidentes con los obtenidos por Sulaiman *et al.*, (2006) para los clones de *Salix kinuyanagi* (Kinuyanagi willow) y *Salix matsudana* Koidz. x *S. alba* L. (Tongoio willow) en Nueva Zelanda quien señala rendimientos de materia seca de 1.71 toneladas ha^{-1} y 0,14 toneladas ha^{-1} para el primer clon, y de 1,12 t/ha y 0,3 tn/ha para el segundo en sitios húmedos y secos respectivamente.

Es posible que el rápido enmalezamiento del área de las parcelas pueda explicar el diferente comportamiento de los dos métodos de plantación analizados. La competencia por luz, agua y nutrientes de las estacas plantadas en posición horizontal (plantadas prácticamente en forma superficial) con las raíces de las gramíneas (*Phalaris angusta*; *Paspalum urvillei*; *Hymenachne pernambuscense*; *Cyperus* sp.; *Lolium multiflorum* y *Verbena bonariensis*) que crecieron espontáneamente dentro del ensayo, fue probablemente superior a las de las estacas plantadas en posición vertical (a 0,30 m de profundidad). Lo mismo ocurre con la competencia por la luz de los brotes de las estacas plantadas en posición horizontal vs. el follaje de las gramíneas presentes dentro y alrededor de las parcelas, en comparación con los brotes de las estacas plantadas en posición vertical, pudiendo explicar posiblemente los dispares resultados obtenidos en el la MS producida en ambas posiciones del ensayo.

CONCLUSIONES

Considerando que las estacas de sauces plantadas en posición vertical de los sauces Los Arroyos, Yaguareté y Agronales produjeron la mayor cantidad de MS total ($\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$), y el mayor número y diámetro promedio de ramas guías al primer año de plantación, se concluye que esta técnica resultó el mejor método de plantación por haber logrado la mayor producción de biomasa (1097,78 $\text{kg de MS ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ vs. 693,33 $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) en condiciones del sitio como las aquí descritas.

Bibliografía

Casaubon, E.; Casado, V.; Cerrillo, T.; Gurini, L.; Gamietea, I.; Fernández, M.; Ravalli, J.; Madoz G. y Cueto, G. 2017. Valor forrajero de hojas de sauce (*Salix spp.*) y del pastizal natural en el Delta del Paraná. 40° Congreso Argentino de Producción Animal. 6 al 9 de noviembre, ciudad de Córdoba.

Schapiro, J.; Casaubon E.; Morici G.; Salvat A.; Di Ciaccio, L.; Cerrillo T.; Gamietea I. & Caracostantogolo, J. 2016. Ovicidal and larvicidal in vitro activity of eighth *Salix* clone extracts against a pure strain of *Haemonchus contortus*. 25th Session International Poplar Commission. Berlín. Alemania.

Sulaiman Z. 2006. Establishment and silvopastoral aspects of willows and poplar. Doctoral Tesis of Philosophy (PhD) in plant Science. Institute of Natural Resources. Massey University. Palmerston North, New Zealand.



INSTALACIÓN DE SISTEMAS SILVOPASTORILES EN EL DELTA DEL PARANÁ: COMPORTAMIENTO DE BARBADOS DE SAUCE COMO MATERIAL DE PROPAGACIÓN.

INSTALLATION OF SILVOPASTORAL SYSTEMS IN THE PARANÁ DELTA: BEHAVIOR OF ROOTED POLE CUTTING OF WILLOW AS PROPAGATION MATERIAL.

Casaubón Edgardo.*¹; Teresa Cerrillo¹; Guillermo Madoz¹

⁽¹⁾ Estación Agropecuaria Delta del Paraná-INTA. *casaubon.edgardo@inta.gob.ar. EEA Delta del Paraná. Paraná de las Palmas y Canal L. Comas. C.C.14. (2820) Campana. Buenos Aires. Argentina.

Resumen

Las plantaciones de sauces (*Salix spp*) en Argentina se concentran principalmente en el Delta del Río Paraná utilizándose como material de propagación principalmente estacas de largo variable, ocasionalmente guías; nunca barbados. Si bien no está aún extendido en el territorio el pastoreo bajo sauces, es factible utilizar este género forestal en sistemas silvopastoriles (SSP) y silvoapícolaspastoriles (SSAP). En las escasas experiencias se observa que el ingreso de animales al sistema se inicia entre el 4° y el 6° año, según el diámetro (DAP) alcanzado por los árboles, minimizando la pérdida o daño de plantas por tumbado, quebrado o descortezado por acción del ganado. Con el propósito de generar información para anticipar el ingreso de vacunos al sistema, se instaló en 2014 en el Campo Experimental de la EEA Delta del Paraná (INTA) un ensayo de barbados (T1, R1) de tres sauces mejorados: *S. matsudana* x *S. alba* `Agronales INTA-CIEF`; *S. matsudana* x *S. nigra* `Lezama INTA-CIEF`; *S. matsudana* x *S. alba* `Los Arroyos INTA-CIEF`, y de otro clon experimental en etapa avanzada de selección, "98.11.01". El material genético utilizado se caracteriza por crecimiento rápido, fuste recto y copa estrecha. El porcentaje de enraizamiento de los cuatro clones fue de un 100%. Al cuarto año el ganado vacuno había ingresado al sistema en 7 oportunidades, la primera vez al 10^{mo} mes de plantación. Al cuarto año se caracterizó el comportamiento en DAP y Ht de los cuatro clones. El clon Lezama superó en crecimiento a los otros tres. Sobre la base de estas evaluaciones, se considera que el uso de barbados en Agronales, Los Arroyos, Lezama y 98.11.01, constituye una buena opción para establecer un SSP y SSAP en el bajo Delta del Paraná.

Palabras clave: Sistemas Agroforestales, *Salix spp.*, establecimiento.

Abstract

Willow (*Salix spp.*) plantations in Argentina concentrate mainly on the Delta of the Paraná River. The propagation material used consists of cuttings (of variable length), rarely un-rooted pole cuttings, and never rooted pole cuttings. Although grazing under willow plantations is not common in this area, willow trees can be used on Silvopastoral Systems (SPSs). The few examples of this show that livestock entry starts between the fourth and the sixth years, depending on trunk diameter (DBH), thus minimising plant loss due to knock-down, breakage or bark-stripping by cows. With the aim to generate dasometric information in order to bring forward livestock entry into the silvopasture, a trials were established assessing the rooting capacity of rooted pole cuttings (T1, R1) for three willow trees: *S. matsudana* x *S. alba* `Agronales INTA-CIEF`; *S. matsudana* x *S. nigra* `Lezama INTA-CIEF`; *S. matsudana* x *S. alba* `Los Arroyos INTA-CIEF`, and "98.11.01" in an advanced stage of selection, in the Delta Agricultural Experimental Station. The genetic material used is characterised by fast growth, straight shafts, and narrow crowns. The clone Lezama surpassed in growth the other three. In 2018 the behaviour in DBH and total height of the four clones was characterized. On the basis of these assessments, the use of rooted pole cuttings for Agronales; Los Arroyos, Lezama and 98.11.01, should be a good option for the establishment of a SPSs.

Keywords: Agroforestry Systems, *Salix spp.*, establishment.



INTRODUCCIÓN

Los SSP con Salicáceas resultan opciones compatibles en diferentes países: EEUU (USDA, 1998); Nueva Zelanda y Australia (Sulaiman, 2006). Los sauces son especies muy palatables para el ganado vacuno; países como Nueva Zelanda (Olsen & Charlton, 2003); Australia (Anon, 2005) y Bhutan (Wangdi & Roder, 2005) utilizan su follaje como alimento para el ganado.

En Argentina, la forma más conocida de instalar una plantación de sauces consiste en utilizar estacas como material de propagación (Casaubón, 1996); si bien el pastoreo bajo sauces no es una práctica habitual, según experiencias locales para tener un buen resultado debería iniciarse entre el 4° y el 6° año, lo cual está a su vez relacionado con el sitio de plantación, el diámetro a la altura del pecho (DAP) de los árboles a esa edad, la palatabilidad de sus hojas y con el riesgo de pérdida de plantas por tumbado, quebrado o descortezado por el ganado, especialmente en época de escasez de forraje.

Utilizando la silvicultura tradicional, el ganado vacuno permanece pastando en el sistema 2 ó 3 años, a causa de los estrechos distanciamientos entre plantas, a la falta de podas y raleos, a la arquitectura de copa (tipo globosa) de la mayoría de los clones comerciales plantados que ocasionan un rápido sombreado de la copa en el suelo y a la temprana escasez de forraje por falta de luz (Casaubon *et al.*, 2016).

En este trabajo se evalúan barbados de un año de tallo (T1) y uno de raíz (R1), utilizando nuevo material genético mejorado recientemente seleccionado (Cerrillo, 2014), con características de crecimiento rápido y arquitectura del árbol de interés potencial para los SSP. La plantación se efectuó a un distanciamiento de 6x6 m, superior a los habituales para sauces en la región, con el fin de acelerar el ingreso del ganado vacuno al sistema, minimizando los costos de instalación y prolongando, de ser posible hasta el turno de corta, la permanencia de los animales dentro del mismo. En este sentido, el conocimiento preexistente en la zona acerca del establecimiento de SSP en plantaciones de sauce con el propósito de obtener madera de calidad para usos diversos y carne vacuna acorde a las exigencias del mercado consumidor es muy limitado.

El objetivo de este trabajo es caracterizar el desarrollo en DAP y Ht de barbados (T1, R1) de 3 clones de sauces mejorados seleccionados por el Programa de Mejoramiento de Sauces del INTA: *S. matsudana* x *S. alba* `Agronales INTA-CIEF`; *S. matsudana* x *S. nigra* `Lezama INTA-CIEF`; *S. matsudana* x *S. alba* `Los Arroyos INTA-CIEF`, y de otro en etapa avanzada de selección "98.11.01" al cuarto año de instalación del sistema silvoapícolapastoril.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: El Delta del Río Paraná es considerado por sus suelos y su clima, muy apto para el cultivo de sauces y álamos, y si bien posee aproximadamente un millón de hectáreas con aptitud forestal (Bonfils, 1962), alrededor de ochenta mil se destinan al cultivo de Salicáceas (SAGPYA, 1999), produciendo el 70% de la madera de *Salix spp* y *Populus spp* del país. Los sauces, con alrededor de 65.000 hectáreas plantadas, representan el 82% de la superficie forestada del Delta (Borodowski, 2011).



Clima: es templado húmedo, sin estación seca (De Fina y Ravelo, 1979). La temperatura media anual oscila entre 16° C y 17° C. La media de verano entre 22° C y 23° C y la de invierno entre 11° C y 12° C. El promedio de precipitaciones es de 1.016,5 mm.

Ubicación: El ensayo se instaló en el año 2014, en el Campo Experimental de la EEA Delta del Paraná de INTA. El área de plantación es un terreno típico de bañado endicado de aproximadamente 3,5 has de superficie.

Material genético: Se utilizaron tres sauces mejorados, *S. matsudana* x *S. alba* `Agronales INTA-CIEF`; *S. matsudana* x *S. nigra* `Lezama INTA-CIEF`; *S. matsudana* x *S. alba* `Los Arroyos INTA-CIEF`, y de otro en etapa avanzada de selección "98.11.01". El material genético fue seleccionado para aplicar en este ensayo, en función de sus características de crecimiento rápido y arquitectura del árbol (fuste recto y copa estrecha) (Cerrillo T., 2014).

Evaluaciones dasométricas: En mayo de 2018, en 9 barbados integrantes de las parcelas (se eliminaron las borduras) se midió el diámetro en cm a la altura del pecho (DAP) a 1,30 m de altura utilizando una cinta métrica común, y la altura total en metros (Ht), utilizando una vara de fibra de vidrio de 15 m de largo.

Diseño experimental: El diseño del ensayo es de bloques completos al azar (DBCA) con cuatro repeticiones. Se instalaron en total 20 parcelas de 25 plantas cada una distanciada a 6x6 m (278 plantas por ha⁻¹). Diferencias significativas entre los tratamientos fueron establecidas para los valores de DAP, Ht y y Vt (volumen total) mediante un análisis de la varianza con clon como factor fijo y bloques como factor aleatorio. Comparaciones de a pares mediante la prueba a posterior de Tukey fueron establecidas en casos de diferencias significativas entre los tratamientos. En todos los casos se comprobó el cumplimiento de los supuestos para el análisis de la varianza y ante el incumplimiento se efectuó una transformación de variables. El programa estadístico utilizado fue Infostat, (2016).

Ingreso de ganado vacuno al sistema: El ganado vacuno ingresó al ensayo en 7 oportunidades, la primera vez a los 10 meses de instalado (ingresaron terneros de destete). Posteriormente a los 20, 28, 33, 38, 39 y 44 meses. En todas las ocasiones se evalúa la interacción árbol-ganado vacuno dentro del sistema (% de plantas dañadas, tumbadas y ramoneadas).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El prendimiento promedio de todos los barbados (T1, R1) ensayados fue de un 100%. Los valores promedios de DAP y Ht se presentan en la siguiente tabla (tabla 1).

Se registraron diferencias entre los clones para las 3 variables analizadas (DAP, Ht, Vt). Sin embargo estas diferencias cambiaron según la repetición estudiada (Tabla 2). Las siguientes figuras permiten observar los valores promedios por clon y las diferencias significativas entre clones para las variables observadas



Tabla 1. Descripción de las principales variables dasométricas promedio DAP y Ht (\pm desvío estándar) obtenidas en barbados (T1 R1) de los sauces Agronales, Los Arroyos, Lezama y de otro en etapa avanzada de selección "98.11.01", al cuarto año de edad del ensayo.

Clon	Variable	n	Barbados
Agronales	Dap (m)	36	0,11 \pm 0,02
	Ht (m)	36	10,24 \pm 1,65
Los Arroyos	Dap (m)	36	0,09 \pm 0,01
	Ht (m)	36	9,16 \pm 2,04
Lezama	Dap (m)	36	0,14 \pm 0,02
	Ht (m)	36	11,09 \pm 0,96
"98.11.01"	Dap (m)	36	0,10 \pm 0,01
	Ht (m)	36	10,20 \pm 1,59

Tabla 2. ANOVAS para DAP, Ht y Vt de los clones Agronales, Los Arroyos, Lezama y de otro en etapa avanzada de selección "98.11.01", al cuarto año de edad del ensayo.

Factor	Tratamientos	Variables		
		DAP	Ht	Vt
A: Clones	Agronales	0,11 b	10,24 b	0,06 b
	98.11.01	0,10 c	10,20 b	0,05 c
	Los Arroyos	0,09 c	9,16 c	0,04 c
	Lezama	0,14 a	11,09 a	0,09 a
	CM	0,01	22,43	0,02
	F	57,63	27,34	46,12
	(p)	0,0001	0,0001	0,0001
B: Repetición	Agronales	0,10 b	9,62 b	0,05 b
	98.11.01	0,10 b	9,20 b	0,05 b
	Los Arroyos	0,12 a	11,20 a	0,08 a
	Lezama	0,12 a	10,67 a	0,07 a
	CM	0,0036	30,75	0,01
	F	15,94	37,49	18,45
	(p)	0,0001	0,0001	0,0001
AxB	CM	0,00072	10,67	0,0012
	F	3,15	13,01	2,65
	(p)	0,0018	0,0001	0,0076

CM F (p): Cuadrado medio, test de Tukey y probabilidad. Medias con una letra común no son significativamente diferentes.

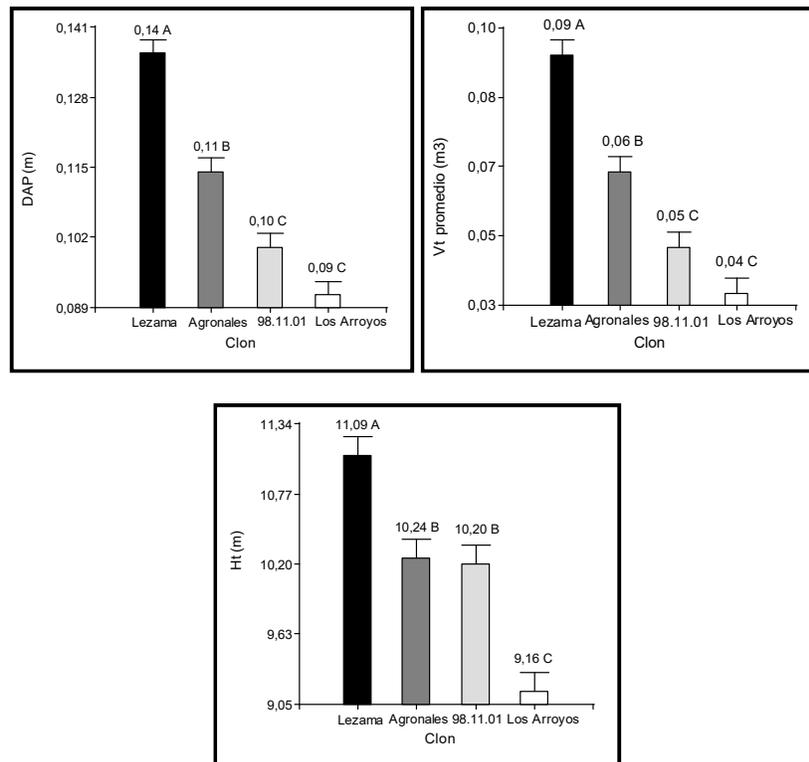


Figura 1. DAP, Ht y Vt (izquierda, centro y derecha, respectivamente) de Lezama, Agronales, "98 11 01" y Los Arroyos al cuarto año de edad. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

En el primer ingreso de ganado al sistema (a los 10 meses de haber instalado el ensayo) se identificaron 7 plantas (1,4%) con daños por descortezamientos a la altura del animal. En el segundo ingreso (a los 20 meses de instalación) se encontraron 19 plantas (3,8%) inclinadas y una (0,2%) tumbada por acción del ganado. En las tres ocasiones las plantas dañadas fueron las de más bajo DAP del ensayo y cuando el volumen de forraje comenzaba a escasear. Posiblemente, esta pudo haber sido la causa del daño, sumado a la palatabilidad de las hojas de sauce para el ganado. Las plantas inclinadas y tumbadas se tutoraron y continuaron su crecimiento. En ningún caso los daños causaron la muerte de las jóvenes plantas. Las plantas descortezadas presentan actualmente daños en el fuste, tipo canchales, que afectan la calidad de la madera, la resistencia del fuste frente a vientos fuertes, pudiendo además resultar una vía de entrada de plagas y enfermedades.

Otro daño observado con los ingresos ocurridos durante la temporada estival (tercero, quinto, sexto y séptimo ingreso) es el ramoneo de hojas y ramas tiernas presentes en el fuste a la altura del animal. Los sauces poseen elevada palatabilidad en sus hojas y valores de proteína bruta en primavera cercanos al 30%, en verano del 17 % y en otoño del 16% (Casaubon *et al.*, 2017), sin embargo En ningún caso se produjeron desgarros en el fuste por este motivo.

En 2011, Casaubon *et al.* mencionaron interacciones de similares características entre árboles y ganado vacuno en un ensayo silvopastoril instalado con barbados (T2, R1) de sauces: *S. babylonica* x *S. alba* `Ragonese 131/25 INTA`, *S. babylonica* x *S. alba* `Ragonese 131/27 INTA`, *S. matsudana* x



S. alba `Barrett 13/44 INTA`, *Salix nigra* `Alonzo Nigra 4`, *Salix matsudana* x *Salix alba* `26992` y *Salix matsudana* x *Salix alba* `26993` en el Campo Experimental de la EEA Delta del Paraná.

CONCLUSIÓN

Sobre la base de estos resultados preliminares se concluye que barbados (T1 R1) de los clones Agronales; Los Arroyos; Lezama y "98.11.01" poseen buena capacidad de supervivencia, motivo por el cual se aconseja su utilización para instalar un SSP y SSAP para producir madera de calidad para usos diversos. En sitios como el aquí descrito, el clon Lezama superaría en volumen al cuarto año de implantado al clon Agronales en un 34%; al híbrido "98.11.01" en un 44% y a Los Arroyos en un 55,6%.

Bibliografía

- Anon. 2005. Trees and shrubs for fodder. http://www.mtg.unimelb.edu.au/publications/des_ch5.pdf. Date of access 22/11/2010.
- Bonfils, C., 1962. Los suelos del Delta del Río Paraná. Factores generadores, clasificación y uso. Revista de Investigación Agrícola. INTA. T. XVI, N°3. BuenosAires. Argentina.
- Borodowski, E. 2011. Por una producción foresto-industria dentro de un marco social, económico y ambiental sustentable. Actas. Jornada técnica sobre el sauce (*No editada*). Villa Paranacito, Entre Ríos. 30 de noviembre de 2011.
- Casaubon, Edgardo A. 1996. Manual de Manejo de Salicáceas en el Delta del Paraná. Parte 1. Multiplicación Vegetativa de Salicáceas. Centro Regional Entre Ríos. E.E.A. Delta del Paraná (INTA). 39 pp. Ilust. (Mimeo.)
- Casaubon E.; Cueto G.; Madoz G. 2011. Comportamiento dasométrico e interacciones entre clones de sauces y ganado vacuno en un sistema silvopastoril del Delta del Río Paraná. 3^{er} Congreso Internacional de Salicáceas. Neuquén.
- Casaubon, E.; Cornaglia P.; Peri P.; Gatti M.; Clavijo M.; Borodowski E. and Cueto G. 2016. Silvopastoral Systems in the Delta Region of Argentina. Capítulo III in Peri, Pablo Luis; Dube, Francis; Varella, Alexandre. Editors. Silvopastoral Systems in Southern South America. Springer International Publishing 2016. Pp 41-62. ISSN/ISBN: ISSN 1875-1199. Advances in Agroforestry. ISBN 978-3-319-24107-4. DOI 10.1007/978-3-319-24109-8. ISSN 18751202 (electronic). ISBN 978-3-319-24109-8 (eBook).
- Casaubon, E.; Casado, V.; Cerrillo, T.; Gurini, L.; Gamietea, I.; Fernández, M.; Ravalli, J.; Madoz, G. y Cueto G. 2017. Propiedades nutritivas de hojas de sauce y álamo como complemento alimenticio para el ganado, una alternativa para el sector ganadero del Delta del Paraná (Argentina). V Congreso Internacional de Salicáceas. Talca, Chile.
- Cerrillo, T. 2014. Selección de seis nuevos clones de sauce (*Salix* spp) para el Delta del Paraná. IV Congreso Internacional de Salicáceas en Argentina - Jornadas de Salicáceas / Cuarta Edición. La Plata, marzo de 2014.
- De Fina, A.; Ravelo, A. 1979. Climatología y Fenología Agrícolas. Editorial Universitaria de Buenos Aires. 3° Edición. 351 pp.
- Olsen A. & Charlton J. 2003. Practical tree fodder experience during drought. Proceedings of "Using trees on farms workshop" organized by the New Zealand Grassland Association and the New Zealand Farm Forestry Association Palmerston North, Charlton, J.F.L. (ed.). Grassland Research and Practice Series. N° 10. 17-22.
- SAGPyA, 1999. Argentina. Oportunidades de Inversión en Bosques Cultivados. 208 pp.
- Sulaiman Z. 2006. Establishment and silvopastoral aspects of willows and poplar. Doctoral Tesis of Philosophy (PhD) in plant Science. Institute of Natural Resources. Massey University. Palmerston North, New Zealand.
- USDA. 1998. Establishment and cultural guidelines for using hybrid tree species in agroforestry plantings. Agroforestry notes-11. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station. <http://www.unl.edu/nac/afnotes/spec-2/pdf>. Date of access 22 November 2010.
- Wangdi K. & Roder W. 2005. Willow (*Salix babylonica*) fodder tree for the temperate: An experience from BHUTAN. In <http://www.fao.org/ag/AGP/AGPC/doc/pasture/peshawarproceedings/willow.pdf>. Date of access 22 November 2010.



REGENERACIÓN DE LEÑOSAS ARBÓREAS EN ROLADOS INTENSIVOS EN EL SEMIÁRIDO CORDOBÉS

REGENERATION OF TREES IN INTENSE ROLLER CHOPPED RANGELANDS OF SEMIARID CÓRDOBA

Cora, Amanda (1); Carlos A. Carranza (2); Torcuato Tessi (3); Marcelo A. Gersicich (4)

⁽¹⁾⁽³⁾ EEA Manfredi - INTA, Manfredi, Argentina.

⁽²⁾ Estación Forestal Villa Dolores - INTA, Villa Dolores, Argentina.

⁽⁴⁾ Campo anexo experimental Deán Funes - INTA, Deán Funes, Argentina.

Dirección de contacto: cora.amanda@inta.gob.ar; Ruta 9 km 636 (X5988) Manfredi, Córdoba, Argentina.

Resumen

Se evaluó el efecto del rolado intensivo sobre la regeneración de especies arbóreas en el semiárido cordobés. El experimento se instaló en un potrero de 40 ha que había sido re-rolado por última vez en el año 2013. Se lo dividió en parcelas para aplicar 3 tratamientos: 1- Control intensivo de leñosas (re-rolado cada 4/5 años); 2- Manejo de leñosas para recuperación de estructura forestal; 3- Sin intervención sobre leñosas (testigo). Se trazaron y georreferenciaron 12 transectas fijas de 100 m de largo, 4 en cada tratamiento. Para caracterizar la situación inicial (2013), en una faja de 40 m a partir de las transectas, se registró DAP y diámetro de copa de árboles adultos. En 2013, 2014, 2015 y 2017, en una faja de 4 m sobre la misma transecta se registró la altura de los renovales de las especies arbóreas. El estrato arbóreo, promedio de las 12 transectas, estuvo compuesto por 16 individuos adultos por hectárea, con una cobertura del 10%. Estos valores están muy por debajo de los sugeridos, y va en detrimento de los servicios que el ambiente puede brindar a la ganadería. Las clases diamétricas menores están prácticamente ausentes, implicando un bache en la regeneración de entre 30 y 40 años. El número de renovales por hectárea y su altura se incrementaron cada año desde 2013, pero el re-rolado de 2017 los redujo drásticamente. Este nivel de disturbio compromete la perpetuidad de la masa forestal. Si bien existe regeneración de *Prosopis nigra* y *Aspidosperma quebracho-blanco* en este sistema, el tratamiento Control intensivo de leñosas provoca un "reseteo" periódico de la estructura. Es preciso el diseño de un proceso de restauración que posibilite la sustentabilidad de los sistemas productivos, para lo cual se propone reemplazar el concepto de control por el de manejo de leñosas.

Palabras clave: *Aspidosperma*; *Quebracho-blanco*; *Prosopis nigra*; Servicios.

Abstract

*The effect of intensive roller chopping on tree species regeneration was evaluated in semiarid Cordoba. The experiment took place in a 40 ha paddock that had been roller chopped for last time in 2013. It was divided in smaller paddocks where 3 treatments were applied: 1- intensive woody species control (roller chopping every 4/5 years); 2- woody species management for tree structure restoration; 3- area with no woody species treatment (control). In 2013, 4 permanent 100 m long transects were established and georeferenced. To describe the initial situation, in a 40 m wide belt along this transects, trunk diameter at breast height and crown diameter of all tree adults were recorded that year. In a 4 m wide belt, height and specie of all saplings were recorded in 2013, 2014, 2015 and 2017. Average tree stratum was 16 trees per hectare, with 10% arboreal covering. These parameters are far below the suggested, and are detrimental to the services that the environment can provide to cattle. Lower trunk diameter classes are almost absent, meaning a gap in regeneration of 30 to 40 years. The number of saplings per hectare and their height increased yearly since 2013, but roller chopping in 2017 reduced them both drastically. This level of disturbance threatens the perpetuity of tree stands. Even when regeneration of *Prosopis nigra* and*



Aspidosperma quebracho-blanco takes place, intensive roller chopping treatment periodically reset the saplings structure. There is need for a process of restoration towards more sustainable systems that ensure the perpetuation of tree stands. It is necessary to replace the concept of "control" for that of "management" of woody vegetation.

Keywords: *Aspidosperma quebracho-blanco*; *Prosopis nigra*; Servicios.

INTRODUCCIÓN

Bajo un esquema de desarrollo sustentable, los sistemas productivos debieran ser diseñados para mantener la mayor cantidad de servicios ecosistémicos (MEA, 2005; Jadán et al., 2012; Camacho-Valdez y Ruiz-Luna, 2012). En la región chaqueña argentina, con clima cálido y alto déficit hídrico, el estrato arbóreo cumple un rol importante en los sistemas productivos ganaderos (Silberman et al., 2015) por favorecer el bienestar animal y la ganancia de peso al atenuar las condiciones ambientales (Pérez et al., 2008; Navall, 2008; Carranza y Ledesma, 2009a; Panadero, 2010; Pérez Casar, 2016). Además, la cobertura arbórea influye en forma indirecta en la producción pecuaria a través de los efectos sobre la producción y calidad del forraje herbáceo (Navall, 2008; Carranza y Ledesma, 2009a). Para la producción de forraje, diversos autores proponen un óptimo de entre 30 y 40% de cobertura arbórea (Díaz 2003; Britos y Barchuk 2008). El 30% de interceptación de luz optimizaría la producción de forraje en condiciones climáticas promedio y para suelos modales del Chaco Árido, al compensar la restricción de radiación con mejores condiciones hídricas (Carranza y Ledesma, 2009b). En este sentido, los sistemas silvopastoriles sobre bosque nativo, parecerían ser los sistemas de producción más recomendables.

Sin embargo, en el semiárido de la provincia de Córdoba, la intensificación de los sistemas ganaderos bovinos se ha implementado aplicando rolados de alta intensidad que eliminan una alta proporción de la biomasa leñosa acumulada por el bosque nativo. Se denomina rolado al pasaje de un rolo traccionado por tractor o topadora. Este rolo es un cilindro de metal (2-3 m de diámetro y 2-3 m de largo) armado de cuchillas, que normalmente es llenado con agua para alcanzar un peso de 4500-5000 kg. El rolo aplasta y pica la vegetación leñosa, disminuyendo su cobertura, pero esta acción no produce su mortandad, ya que la mayoría de las especies leñosas chaqueñas tienen una alta capacidad de rebrote. Durante la aplicación de rolado en general se efectúa la siembra de pasturas megatérmicas de alta producción, a través de un cajón sembrador adosado a la herramienta (Ej: *Megathyrus maximus* (Jacq.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs) (Kunst et al., 2003). Como consecuencia de estas intervenciones, en los sistemas ganaderos solo persisten los árboles de mayor tamaño, con densidades que en general no superan los 30 árboles por hectárea y cuya cobertura no es mayor al 15% (Tapella, 2012). El mantenimiento de esta estructura requiere de intervenciones periódicas insumo-dependientes (re-rolados y re-siembra) que representan un costo significativo para el sistema y genera un reemplazo de la fisonomía original del bosque por una "sabanización" con baja cobertura y densidad de leñosas. La fragilidad de estos sistemas debiera conducir a considerar no sólo la pérdida de diversidad específica, sino también de las funciones esenciales del ecosistema que permiten la obtención de bienes de consumo y la sustentabilidad de estos sistemas a largo plazo (Marchesini et al., 2009). Una alternativa son los sistemas silvopastoriles sobre bosque nativo, que tienden a incrementar la producción económica cuidando de mantener los demás servicios ecosistémicos que ofrece el bosque nativo. En el diseño de estos sistemas, toma particular importancia la regeneración forestal (Carranza y Ledesma, 2009a). El establecimiento de



nuevas generaciones de leñosas está íntimamente relacionado a las condiciones para la germinación y establecimiento de los individuos y éstas están influenciadas por la fisiología de las especies, las condiciones ambientales y las relaciones que se establecen con el resto de la comunidad del sistema. Los renovales arbóreos compiten en desventaja con los pastizales bien desarrollados, sobre todo de gramíneas, debido a la más eficiente utilización de recursos edáficos. Esta competencia es aún más intensa en regiones semiáridas y áridas, sobre todo cuando el estrato herbáceo es dominado por forrajeras implantadas de alta producción (Ledema y Carranza, 2009).

Así como es necesario generar propuestas de manejo que mejoren la estrategia de habilitación de áreas boscosas para el uso ganadero (Araujo, 2003), es importante también fijar estrategias que permitan recuperar una estructura leñosa que mejore las condiciones ambientales para la producción y la prestación de servicios ecosistémicos de sostén y regulación, en aquellos sistemas donde la cobertura se ha visto afectada por debajo de umbrales aconsejables.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del rolado intensivo sobre la regeneración natural de *Prosopis nigra* (Griseb.) Hieron. (algarrobo negro) y *Aspidosperma quebracho-blanco* Schlttdl (quebracho blanco) en el semiárido cordobés.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El trabajo se realizó en el Campo Anexo Deán Funes dependiente de la EEA Manfredi – INTA (30° 21' 28,69''S; 64° 19' 25,44''O), ubicado en el distrito fitogeográfico chaqueño occidental (Cabrera, 1976), también llamado Chaco semiárido (Oyarzabal et al., 2018).

En esta región el clima es altamente variable, fuertemente controlado por el relieve y la altitud. Se caracteriza por un régimen térmico con una temperatura media anual de 17°C, una amplitud de 13°C y un período libre de heladas de 255 días. La pluviometría regional, de régimen monzónico, presenta un gradiente de distribución longitudinal con un rango de 550 mm al Oeste y 700 mm al Este. Según 27 años de registro, en el predio mencionado, el promedio de precipitaciones es de 687,74 mm y las lluvias ocurren principalmente de noviembre a marzo.

Diseño

El experimento se instaló en un potrero de 40 ha implantado con *M. maximus* (gatton panic). Su historia de uso indica que ha sido rolado en su totalidad con una frecuencia de entre 3 y 4 años, siendo la última vez en agosto del año 2013, previo a la instalación del experimento.

El potrero fue dividido (alambrado tradicional) en parcelas a los fines de instalar tres tratamientos (Figura 1):

1. Control intensivo de leñosas: se continuó con el manejo histórico, respetando únicamente los árboles adultos que se dejaron en la primera intervención.



2. Manejo de leñosas: implica prácticas que permitan recuperar una estructura forestal para sistema silvopastoril. Se aplica rolado selectivo cuando la cobertura de leñosas supera el 50%, se pisa aproximadamente el 50% de la superficie, se respetan nichos para la regeneración, se realiza repaso manual y aplicación dirigida de un herbicida para leñosas (asperjado de la base del arbusto/árbol a controlar). Se establece una curva teórica objetivo de frecuencia de diámetros de arbóreas en base a antecedentes (Kunst et al., 2008; Base de datos Proyecto PICTO 2014-0050).
3. Sin intervención sobre las leñosas (testigo).

Todos los tratamientos fueron pastoreados en época estival con cargas ajustadas a la disponibilidad forrajera, la cual se estimó con el método de doble muestreo antes del ingreso de los animales (Haydock y Shaw, 1975).

En el año 2017, a los 4 años de iniciado el experimento, se re-roló el tratamiento control intensivo de leñosas. En cambio, el tratamiento testigo y el de manejo de leñosas no han sido intervenidos, este último debido a que la cobertura de leñosas no ha superado el 50%. Por esta razón, en los resultados se compara la regeneración de arbóreas del tratamiento control intensivo de leñosas con la regeneración en el resto del lote (tratamientos 1 vs 2 y 3).

En el año 2013, en cada tratamiento se trazaron y georeferenciaron 4 transectas fijas de 100 m de largo (12 en total). En el año 2013, en una faja de 40 m de ancho (20 m a cada lado de las transectas), se registró el DAP y dos diámetros de copa (dirección N-S y E-O) de las arbóreas adultas (DAP mayor a 0,05 m) (Figura 1). En una faja de 4 m de ancho (2 m a cada lado de las transectas), en diciembre de los años 2013, 2014, 2015 y 2017, se registró especie, altura y ubicación a través de coordenadas respecto a la línea media de la transecta, de todos los renovales de arbóreas (diámetro altura a 1,3 m del suelo (DAP) menor a 0,05 m) (Figura 1).

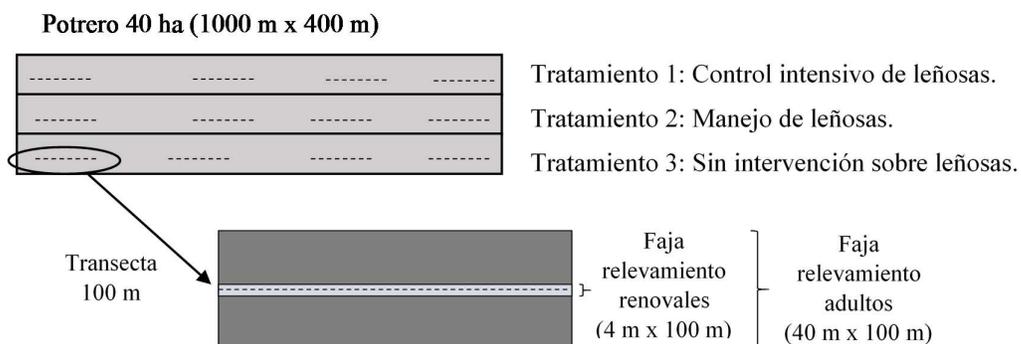


Figura 1. Representación esquemática del diseño del experimento. Arriba, el potrero de experimentación dividido en parcelas, cada una con 4 transectas. Abajo se detalla una transecta con sus correspondientes fajas para el relevamiento de adultos y renovales de arbóreas.

Para caracterizar la situación inicial del experimento, se determinó la distribución diamétrica de la estructura arbórea y se calculó su cobertura a partir de los promedios de los diámetros medidos en cada individuo.



Se determinó la cantidad de renovales por hectárea y su promedio en altura para cada año. Para el año 2017 se calcularon estas variables por un lado para el área bajo tratamiento control intensivo de leñosas, re-rolado en ese año (R), y por el otro lado para el resto de la superficie no re-rolada ese año (NR) que abarca a los otros dos tratamientos, que por el momento se encuentran en igualdad de condiciones. Se probó la normalidad de las variables con el test de Shapiro Wilks modificado por Mahibbur y Govindarajulu. Se realizaron análisis de la varianza no paramétricos, Kruskal Wallis, para comparar las medias de altura de renovales de R y NR en 2017. Todos los análisis estadísticos se efectuaron con el programa InfoStat (Di Rienzo et al., 2015).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La densidad del estrato arbóreo adulto, promedio de las 12 fajas, fue de 16 ± 15 individuos por hectárea, de los cuales 12 fueron *P. nigra* y 4 *A. quebracho-blanco*. La cobertura arbórea medida fue del 10%. Se considera que este estrato es muy deficitario y que la cobertura está muy por debajo de las óptimas sugeridas para la producción forrajera en áreas intervenidas en zonas áridas y semiáridas, de entre un 30 y un 40% (Díaz 2003; Britos y Barchuk 2008; Carranza y Ledesma, 2009b). Además, la densidad de árboles también está muy por debajo de lo encontrado en otros bosques habilitados para ganadería en el semiárido, que superan en todos los casos los 210 árboles por hectárea de individuos con DAP mayor a 0,05 m (Gaillard de Benítez et al., 2002; Kuntz et al., 2008, Silverman et al., 2015). Esta situación va en detrimento de los servicios que el ambiente puede brindar a la ganadería (sombra, bienestar) y de los servicios de sostén y regulación. La cobertura reviste vital importancia en la regulación hídrica, la conservación de la materia orgánica del suelo, el contenido de carbono y nitrógeno y la actividad microbiana del suelo (Abril et al., 1993; Hang et al., 1995; Carranza et al., 2012; Albanesi et al., 2013; Silberman et al., 2015).

Como reflejo del criterio de rolado de eliminar árboles intermedios o jóvenes, se observa en la Figura 2 que las clases diamétricas menores se encuentran con muy baja representación. De esta manera, la estructura se aleja de la distribución diamétrica característica de los bosques irregulares, en forma de J invertida, con decreciente densidad de individuos a medida que aumenta el diámetro desde las clases de renovales a las de árboles adultos (Navall, 2008).

En la Figura 2 también se grafican, como referencias, las estructuras diámtricas de bosques chaqueños del árido y semiárido. Las mismas corresponden a un bosque secundario de Santiago del Estero (Kunst et al., 2008) y a dos bosques dominados por *A. quebracho blanco* y *P. flexuosa* D. C. (algarrobo dulce), uno de ellos bosque primario en la Reserva de Chancaní y el otro un bosque secundario aprovechado aproximadamente 40 años antes de la medición, en el Paraje San Miguel (Base de datos Proyecto PICTO 2014-0050). La comparación entre las estructuras permite dimensionar cómo el tratamiento realizado sobre el estrato arbóreo en el potrero de experimentación, no ha procurado una estructura que permita la sustentabilidad de las poblaciones forestales (Kunst et al., 2008). Además de la muy escasa presencia de individuos arbóreos mayores, la falta casi total de individuos con DAP menor a los 30 cm, significa un bache en la regeneración de al menos 30 o 40 años de acuerdo a los crecimientos medios de esas arbóreas en la región (Gaillard de Benítez, 1994; Perpiñal et al., 1995; Carranza et al., 2000; Gaillard de Benítez et al., 2002; Giménez et al., 2003).



Se considera que la clase diamétrica menor (centro de clase 7,5 cm), representada por solo un individuo por hectárea, es la porción más crítica para la regeneración de las poblaciones forestales porque constituyen el futuro del bosque y son susceptibles al ramoneo y pisoteo. Según Kunst et al. (2008), debiera ser común encontrar más de 1000 individuos por hectárea menores a 10 cm de DAP.

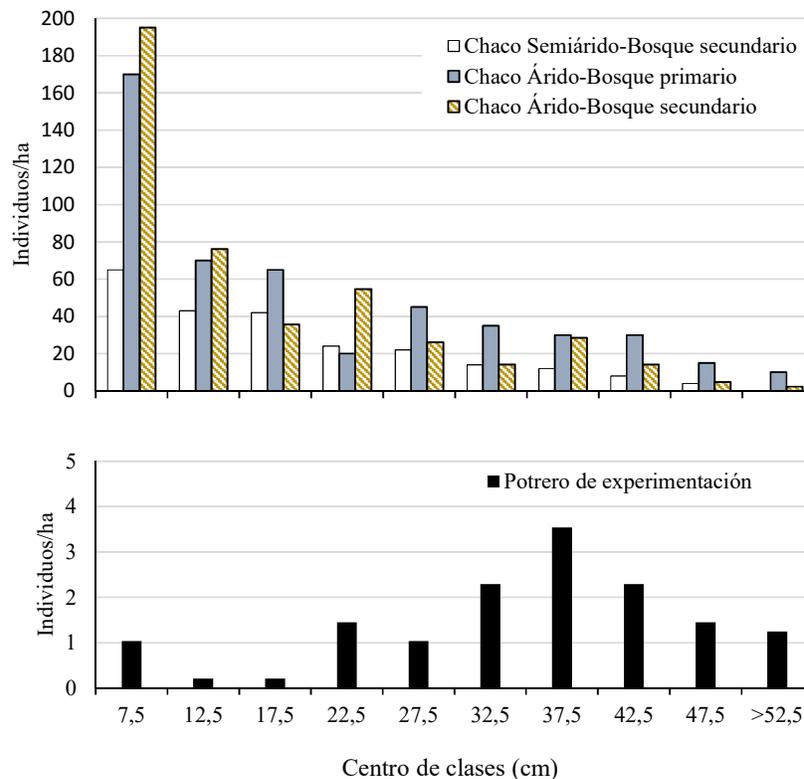


Figura 2. Distribución diamétrica de estructura arbórea. Arriba, sitios de referencia con bosque nativo en el Chaco Semiárido (Kunst et al., 2008) y Chaco Árido (Base de datos Proyecto PICTO 2014-0050). Abajo, potrero bajo experimentación en el 2013. Los gráficos difieren en la escala del eje de las ordenadas. Las barras representan valores medios de frecuencia.

En la Figura 3 está representado el número de renovales por hectárea para cada año relevado. Los valores entre los años 2013 y 2015 presentan los promedios de las 12 fajas. Los valores de 2017 representan por separado NR y R, debido a que el tratamiento de rolado se implementó ese año. Hasta el año 2015 se observa una tendencia de incremento de la cantidad de individuos de las dos especies mientras. Para el año 2017 se presentan por separado el número de renovales por hectárea de NR y R. En NR la cantidad de renovales por hectárea es muy similar a la del 2015, pero en R se observa una reducción. Se considera que mantener el régimen de disturbio planteado para el tratamiento control intensivo de leñosas, comprometería aun más la perpetuidad de la masa forestal debido a que el renoval forestal cumple el rol de asegurarla y es imprescindible su reclutamiento.

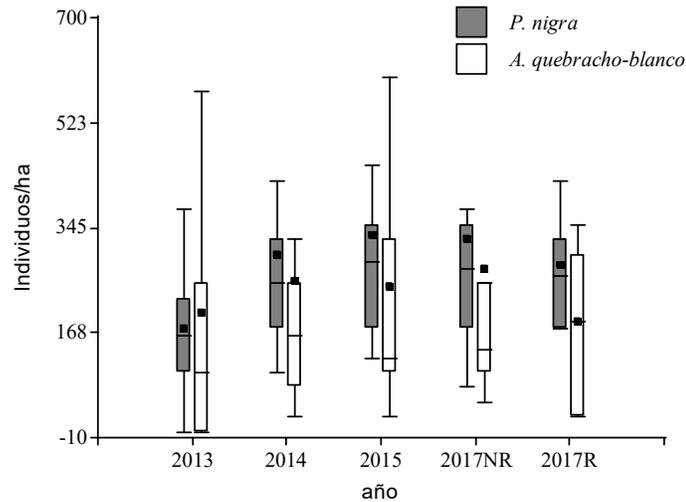


Figura 3. Gráfico de cajas para la densidad (Individuos/ha) de renovales (DAP <0,05 m) de *Prosopis nigra* y *Aspidosperma quebracho-blanco*. Se muestra media, mediana, cuantiles (0,05 y 0,95) y cuartiles (0,25 y 0,75) de la variable por año relevado. R: área re-rolada en 2017. NR: área no re-rolada en 2017.

De las especies arbóreas citadas para la región (Giménez et al., 2017) solo se encontraron renovales y adultos de *P. nigra* y *A. quebracho-blanco*, además de cuatro individuos de *Prosopis torquata* (Cav. ex Lag.) DC. Es probable que la existencia de estos renovales se deba en gran medida a la capacidad de rebrote de estas especies que ha permitido que persistan inclusive a pesar de fuertes disturbios como el rolado frecuente e intenso y el pastoreo. En el caso de *A. quebracho-blanco*, sus plántulas son capaces de rebrotar desde yemas adventicias formadas en el hipocótilo y el cuello de la raíz, este rebrote le confiere por largo tiempo una persistencia *in situ* de los juveniles y retrasa la muerte de estos en un ambiente disturbado (Barchuk et al, 2006). Por otro lado, también es citada la alta capacidad de rebrote de *P. nigra* y otras especies del mismo género (Lallana et al., 1999; Villagra, 2000). Bond y Midgley (2001) mencionan que la capacidad de rebrote de juveniles se puede considerar parte de la estrategia de reclutamiento de una especie. Se considera ésta una característica valiosa en zonas semiáridas, donde el éxito de la regeneración a través de plántulas provenientes de semilla es esporádico, ya que depende de la ocurrencia de precipitaciones en momento y cantidad necesaria.

En la Figura 4 se grafica la variable altura de los renovales desde 2013 hasta 2017 para las dos especies analizadas. Allí se añade una línea de corte en el eje de las ordenadas para señalar el 1,5m debido a que un renoval debe al menos alcanzar esa dimensión para escapar del daño que produciría el ramoneo del ganado (Navall, 2008). Se observa para ambas especies que con el paso de los años, la nube de puntos se hace más angosta en su base debido a que los puntos se distribuyen hacia alturas superiores, debido al incremento en altura de los individuos. En 2017 la intervención en el área re-rolada determinó que todos los individuos quedaran por debajo del 1,5 m de altura.

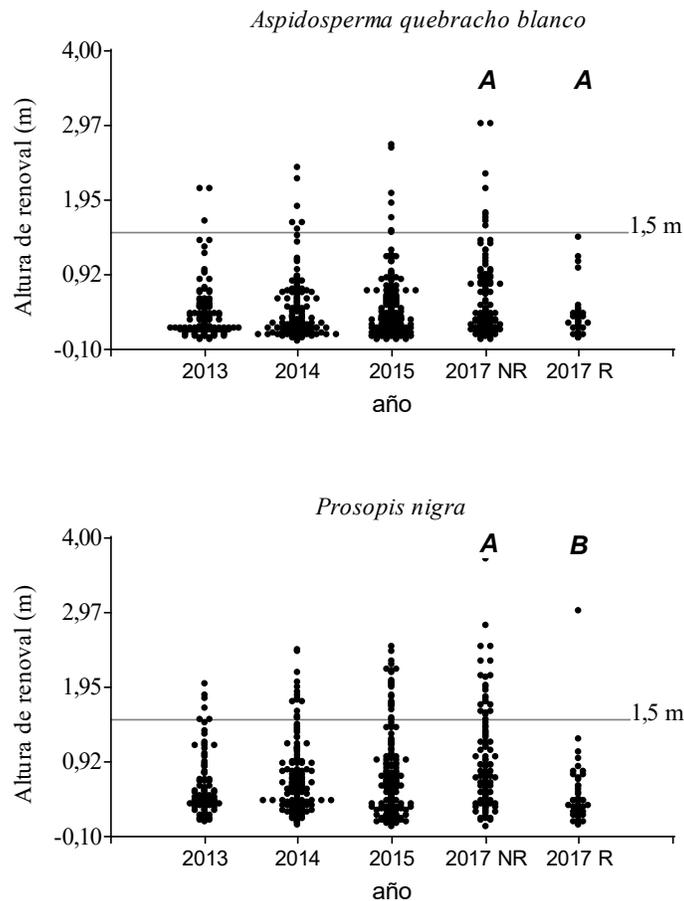


Figura 4. Gráficos de densidad de puntos de la variable altura de renovales de *A. quebracho-blanco* (arriba) y *P. nigra* (abajo). NR: área no re-rolada en 2017. R: área re-rolada en 2017. La línea de corte del eje y corresponde a 1,5 m, altura a la cual los renovales estarían exentos del ramoneo del ganado. Letras distintas indican diferencias significativas ($P < 0,05$).

En R la acción mecánica del rolo llevó a prácticamente todos los individuos de las dos especies a una altura accesible al ramoneo. Esto no implicó diferencias significativas entre NR y R ($P = 0,1439$) para *A. quebracho blanco*; en cambio, las diferencias sí fueron significativas ($P < 0,0001$) para *P. nigra*.

Villagra (2000) señala que una vez superada la etapa de plántula, la supervivencia del individuo es probablemente alta. El re-rolado estaría impidiendo el pasaje de plántula a renoval, convirtiéndose en el factor regulador de este proceso clave en la dinámica del bosque.

CONCLUSIONES

Se considera que en el sistema de alto impacto estudiado, existe regeneración de arbóreas propias del bosque nativo, pero las prácticas usuales de control de leñosas interrumpen su desarrollo provocando un "reseteo" o reinicio de la estructura cada cuatro años.



Cuando los sistemas de producción ganadera aún mantienen ciertas condiciones para que se produzcan las primeras etapas del proceso de regeneración, es factible recuperar alguna estructura que brinde mayores servicios ecosistémicos. Para ello es necesario reemplazar el concepto de “control” por el de “manejo” de leñosas.

Es necesario regular la intensidad del tratamiento tanto en la habilitación para ganadería de los bosques como en el manejo del renoval forestal. Los ecosistemas áridos y semiáridos poseen una dinámica muy lenta, por ende, los procesos biológicos afectados son difíciles de recuperar. De allí la importancia del manejo adecuado de las poblaciones de renovales, que debe ser tenida en cuenta a la hora de diseñar prácticas de manejo para restaurar una estructura arbórea.

Agradecimientos

A C. Scorcione, F. García, J. Bernasconi, G. Leguizamón, V. Burghi, J. Carranza y G. Carranza. A los integrantes del Proyecto PICTO 2014-0050 por facilitar los datos de estructura de los bosques de Chaco Árido graficados en la Figura 2. Este trabajo fue realizado con fondos provenientes del INTA (Proyecto Específico “Manejo de sistemas silvopastoriles en bosques nativos” del Programa Nacional Forestales y Proyecto Regional con Enfoque Territorial del Arco Noroeste de Córdoba) y la Cooperadora de la EEA Manfredi-INTA.

Bibliografía

Abril, A., Acosta, M., Bachmeier, O., Rollan, A., 1993. Efecto de la cobertura vegetal sobre la actividad biológica de un suelo del Chaco Árido. *Revista Argentina de Microbiología* 25, 15-26.

Albanesi, A., Kunst, C., Anríquez, A., Silberman, J., Ledesma, R., Navall, M., Domínguez Núñez, J., Duffau, R., Suárez, R., Werenitzky, D., Raña, E., Socolik, L., Coria, D., Coria, O., 2013. Rolado selectivo de baja intensidad y sistemas silvopastoriles de la Región Chaqueña. En: Albanesi, A; R Paz; MT Sobrero; S Helman; S Rodríguez. *Hacia la construcción del desarrollo agropecuario y agroindustrial. De la FAYA al NOA*. Ed. Magna, Santiago del Estero, pp. 360.

Araujo, P. A., 2003. Bases para la gestión sostenible de bosques en regeneración del Chaco Semiárido (Santiago del Estero Argentina). *Quebracho* 10, 87-88.

Barchuk, A., Iglesias, M. D. R., Oviedo, C., 2006. Rebrote basal de *Aspidosperma quebracho-blanco* en estado de plántula: mecanismo de persistencia en el Chaco Árido. *Ecología austral* 16(2), 197-205.

Bond, W. J., Midgley, J. J., 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in ecology & evolution* 16(1), 45-51.

Britos, A. H., Barchuk, A. H., 2008. Cambios en la cobertura y en el uso de la tierra en dos sitios del Chaco Árido del noroeste de Córdoba, Argentina. *Agriscientia* 25(2), 97-110.

Cabrera, A. L., 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*, Tomo II Fs. 1. Ed. ACME, Bs. As, Argentina, pp. 85.

Camacho-Valdez, V., Ruiz-Luna, A., 2012. Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos. *Rev Bio Ciencias* 1(4), 3-15.

Carranza, C. A., Ledesma, M., 2009a. Bases para el manejo de sistemas silvopastoriles. *Anales XIII Congreso Forestal Mundial*. FAO, pp. 18-23.

Carranza, C. A., Ledesma, M., 2009b. Influencia de la disponibilidad de luz y agua sobre parámetros productivos de *Trichloris crinita* (Lag.) Parodi y *Setaria lachnea* (Nees.) Kunth. 1º Congreso Nacional Sistemas Silvopastoriles. Misiones, Argentina, pp., 142-150.

Carranza, C., Noe, L., Merlo, C., Ledesma, M., Abril, A., 2012. Efecto del tipo de desmonte sobre la descomposición de pastos nativos e introducidos en el Chaco Árido de la Argentina. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 38(1), 97-107.

Carranza, C., Pietrarelli, L., Ledesma, M., Balzarini, M., 2000. Crecimiento de *Prosopis flexuosa* D. C. en el chaco Árido Argentino, luego de la eliminación del estrato arbustivo. *Multequina* 9, 119-133.

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., González, L., Tablada, M., Robledo, W., Balzarini, M., 2015. *Infostat* versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.



- Gaillard de Benítez, C., 1994. Funciones para estimar el volumen comercial de árboles en dependencia del diámetro y la altura total en cuatro especies del bosque chaqueño seco. *Quebracho* 2, 71-74.
- Gaillard de Benítez, C., Pece, M., Juárez de Galíndez, M., Maldonado, A., Acosta, V. H., Gómez, A., 2002. Biomasa aérea de ejemplares de quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*) en dos localidades del Parque Chaqueño seco. *Quebracho* 9, 115-127.
- Giménez, A., Arístides Ríos, N., Moglia, J., 2003. Crecimiento de *Prosopis nigra* (Griseb.) Hieron (algarrobo negro) en Santiago del Estero, Argentina. *Foresta Veracruzana* 5(2), 17-22.
- Giménez, A., Hernández, P., Figueroa, M. E., 2017. La diversidad forestal en el Chaco Semiárido. EN: Giménez, A. M., Moglia, J. G., (Eds.) Los bosques actuales del chaco semiárido argentino. Ecoanatomía y biodiversidad una mirada propositiva. Santiago del Estero, pp., 45-80.
- Hang, S., Mazzarino, M. J., Núñez, G., Oliva, L., 1995. Influencia del desmonte selectivo sobre la disponibilidad de nitrógeno en años húmedos y secos en sistemas silvopastoriles en el Chaco Árido Argentino. *Agroforestería en las Américas* 2(6), 9-14.
- Haydock, K. P., Shaw, N. H., 1975. The comparative yield method for estimating dry matter yield of pasture. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 15(76), 663-670.
- Jadán, O., Torres, B., Günter, S., 2012. Influencia del uso de la tierra sobre almacenamiento de carbono en sistemas productivos y bosque primario en Napo, Reserva de Biosfera Sumaco, Ecuador. *Revista Amazónica Ciencia y Tecnología* 1(3), 173-184.
- Kunst, C. R., Ledesma, R. R., Basan Nickish, M., Angella, G., Prieto, D., Godoy, J., 2003. Rolado de «fachinales» e infiltración de agua en suelo en el Chaco Occidental (Argentina). *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 32(3), 105-126.
- Kunst, C. R., Ledesma, R. R., Navall, J. M. (Eds.), 2008. RBI Rolado Selectivo de Baja Intensidad. Resultados 1997-2007 de investigación aplicada, experimentación adaptativa y transferencia en: interacción suelo-vegetación herbácea y leñosa e integración entre ganadería y actividad forestal. Ediciones INTA, Santiago del Estero, Argentina, pp. 138.
- Lallana, M. D. C., Elizalde, J., Billard, C., Sabattini, R. A., Lallana, V. H., 1999. Capacidad de rebrote y tasa de crecimiento en individuos de *Prosopis* spp. En un monte nativo del Departamento La Paz, Entre Ríos. *Actas IV Jornadas Técnicas Forestales del Parque Chaqueño*, 56-64.
- Ledesma, M., Carranza, C. A., 2009. Competencia entre dos especies de gramíneas y renovales de *Prosopis flexuosa* D.C. Implicancias en sistemas silvopastoriles del Chaco Árido Argentino. 1º Congreso Nacional Sistemas Silvopastoriles. Misiones, Argentina, pp.92-104.
- Marchesini, V. A., Sobrino, J. A., Hidalgo, M. V., Di Bella, C. M., 2009. La eliminación selectiva de vegetación arbustiva en un bosque seco de Argentina y su efecto sobre la dinámica de agua. *Rev Teledetección* 31, 93-102.
- MEA (Millenium Ecosystem Assessment), 2005. Our human planet: summary for decision makers. Island Press, Washington D.C., pp. 109.
- Navall, J. M., 2008. Implementación de rolados y manejo forestal. En: Kunst, C. R., Ledesma, R. R., Navall, J. M. (Eds.), RBI Rolado Selectivo de Baja Intensidad. Resultados 1997-2007 de investigación aplicada, experimentación adaptativa y transferencia en: interacción suelo-vegetación herbácea y leñosa e integración entre ganadería y actividad forestal. Ediciones INTA, Santiago del Estero, Argentina, pp. 71-85.
- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., MATuro, H. M., Aragon, R., Campanello, P., Prado, D., Oesterheld, M., León, J. C., 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral* 28(1), 40-63.
- Panadero, A. N., 2010. Importancia de los sistemas silvopastoriles en la reducción del estrés calórico en sistemas de producción ganadera tropical. *Revista de Medicina Veterinaria* 19, 113-122.
- Pérez, E., Soca, M., Díaz, L., Corzo, M., 2008. Comportamiento etológico de bovinos en sistemas silvopastoriles en Chiapas, México. *Pastos y Forrajes* 31(2), 1-1.
- Pérez Casar, L., 2016. Silvopastoril, un sistema en expansión en la Argentina: Es posible compatibilizar entre una ganadería más intensiva, un manejo forestal y el mantenimiento de las funciones del ecosistema. *RIA* 42(2), 120-124.
- Perpiñal, E., Balzarini, M., Pietrarelli, L., Catalán, L., 1995. Crecimiento de *Prosopis flexuosa* en montes naturales del Chaco Árido. Modelización sobre series temporales de ancho de anillos de crecimiento. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales* 4(1). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Buenos Aires.
- Silberman, J. E., Anriquez, A. L., Domínguez Núñez, J. A., Kunst, C. G., Albanesi, A. S., 2015. La cobertura arbórea en un sistema silvopastoril del chaco y su contribución diferencial al suelo. *Ciencia del suelo* 33(1), 19-29.
- Tapella, E., 2012. Heterogeneidad social y valoración diferencial de servicios ecosistémicos: un abordaje multi-actoral en el oeste de Córdoba (Argentina). Tesis para optar al grado académico de doctor en ciencias agropecuarias. Universidad Nacional de Córdoba.
- Villagra, P. E., 2000. Aspectos ecológicos de los algarrobales argentinos. *Multequina* 9(2), 35-51.



IMPLANTACIÓN DE *Tithonia diversifolia* (Hemsl A. Gray) CON ENCALADO Y FERTILIZACIÓN EN SUELOS ROJOS DEL NORESTE DE CORRIENTES, ARGENTINA.

Tithonia diversifolia (Hemsl A. Gray) PLANTATION ON RED SOILS IN NORTHEAST CORRIENTES, ARGENTINA.

Corró, Federico (1); María B. Rossner (2), Ariana Ziegler (2), German Kimmich (1), Paola A. González (3), Mauro Loto (3), Luis Colcombet (3)

⁽¹⁾ Universidad Del Salvador Sede Gdor. Virasoro, Corrientes, Argentina

⁽²⁾ INTA Cerro Azul, Cerro Azul, Misiones, Argentina

⁽³⁾ INTA Montecarlo, Montecarlo, Misiones, Argentina

rossner.maria@inta.gob.ar; Ruta Nac. N° 14 km 836 (3313), Cerro Azul, Misiones, Argentina.

Resumen

Tithonia diversifolia es una especie arbustiva muy utilizada en sistemas silvopastoriles de regiones tropicales. Se introdujo a Argentina en 2010 para su utilización en sistemas silvopastoriles. En la sede Gobernador Virasoro de la Universidad del Salvador (Corrientes, Argentina), se estableció un ensayo para evaluar la respuesta agronómica de *Tithonia diversifolia* al encalado y la fertilización con fósforo. El diseño fue en bloques completamente aleatorizados y parcelas divididas para evaluar tres tratamientos de encalado: testigo sin encalar, encalado con Dolomita sólida (3750 Kg ha^{-1}), encalado con Dolomita líquida ($1,5 \text{ L ha}^{-1}$ de MIST©) y dos tratamientos de fertilización fosfórica: testigo sin fertilizar y con fertilización (250 kg ha^{-1} de Súper Fosfato Triple de Calcio). Se evaluó sobrevivencia, altura (cm) total de plantas, producción de biomasa (gMS planta^{-1}), relación hoja/tallo y diámetro máximo del tallo (mm). La sobrevivencia de plantas fue de 95 a 100% y no presentó diferencias significativas. La altura máxima (cm) de plantas a los 120 días y el diámetro máximo de tallo al momento de corte fueron significativamente mayores y la relación hoja/tallo menor con agregado de Dolomita con y sin fertilización. La biomasa acumulada ($1626,06 \pm 96,82 \text{ gMS planta}^{-1}$) no mostró diferencias significativas para los tratamientos en el período. Por sus características agronómicas y productividad, *Tithonia diversifolia* es una especie relevante para la región noreste de Argentina tanto para sistemas silvopastoriles como ganaderos puros.

Palabras clave: forrajeras; instalación, biomasa; dolomita; sobrevivencia.

Abstract

Tithonia diversifolia is a shrub commonly used in silvopastoral systems in tropical regions. Was introduced in Argentina in 2010 to be use in silvopastoral systems. An experiment was established at Universidad Del Salvador, Gobernador Virasoro (Corrientes, Argentina), to assess agronomic response of *Tithonia diversifolia* to dolomite and P fertilization treatments. The experiment design was completely randomized blocks and split plots to evaluate three lime treatments (no lime, 3750 kg ha^{-1} of dolomite and $1,5 \text{ L}$ of liquid dolomite MIST©) and two P fertilization treatments: 0 and 250 kg ha^{-1} of calcic super phosphate. Survival rate, plant height (cm), biomass production (g DM. Plant^{-1}), leaf/stem ratio and stem maximum diameter (mm) were measured. Survival rate was greater than 95% and was not affected by treatments. Plant height at 120 days and maximum stem diameter were significantly greater and was significantly greater and leaf/stem ratio was lower with dolomite with and without fertilization. Accumulated plant biomass ($1626,06 \pm 96,82 \text{ gDM plant}^{-1}$), did not show significant differences among treatments. Due to its agronomic responses and productivity, *T. diversifolia* is a relevant species for Northeast Argentina region's silvopastoral systems and cattle husbandry.

Keywords: forage species; installation; biomass; dolomite; survival.



INTRODUCCIÓN

Los sistemas silvopastoriles en la región Noreste de Argentina se encuentran ampliamente difundidos, constituyendo una alternativa productiva rentable adoptada por pequeños, medianos y grandes productores agropecuarios (Lacorte y Esquivel, 2009; Cubbage *et al.*, 2011). En esta región, las especies forrajeras mayormente difundidas son gramíneas subtropicales, entre ellas se destacan *Axonopus catarinensis* y *Urochloa brizantha* (Pachas *et al.*, 2010; Rossner *et al.*, 2008; Rossner, *et al.*, 2010) que presentan altas tasas de crecimiento, pero baja digestibilidad y contenido proteico (Kucseva y Balbuena, 2010).

La acidez de los suelos y la baja disponibilidad de fósforo son las mayores limitantes para el establecimiento de forrajeras de mayor calidad que cubran los requerimientos de proteína del ganado bovino (Pérego, 1996; Houriet *et al.*, 2009; Rossner *et al.*, 2012). La información existente referida al desarrollo de gramíneas en estos sistemas se encuentra en un estado avanzado respecto a la de las leguminosas, escasa y dispersa (Lacorte *et al.*, 2006; Rossner *et al.*, 2012). En este sentido, surgen alternativas como *Leucaena leucocephala*, *Arachis pintoi* y recientemente introducida en Argentina, *Tithonia diversifolia* (Hemsl A. Gray), especies de alto contenido proteico fundamentales para el incremento de la calidad de la dieta de los animales (Calle y Murgueitio, 2008; Kimmich, 2010; Pachas, 2010, Rossner *et al.*, 2012).

Tithonia diversifolia es una especie arbustiva perteneciente a la familia de las Asteráceas, originaria de Centro América (Nash, 1976), considerada como promisoría para su utilización en alimentación de bovinos (Mahecha y Rosales, 2005) y por sus múltiples usos, como melífera (Calle y Murgueitio, 2008) y como cubierta verde en suelos degradados (De Souza Junior, 2007). En Colombia es utilizada en Sistemas Silvopastoriles Intensivos (SSPi) para el pastoreo directo por los animales (ramoneo) intercaladas con pasturas megatérmicas mejoradas para aumentar el suministro de forraje y con árboles maderables para lograr ingresos adicionales (Montagnini, 2012). En esta especie, la biomasa comestible está formada por las hojas, peciolo y tallos de hasta 2 cm de diámetro (Ríos, 1997). Estudios previos citan contenidos de proteína de 18,9 a 28,8 %, bajo contenido de fibra y alta degradabilidad ruminal (Calle y Murgueitio, 2008).

A pesar de que esta especie se destaca por su adaptación a suelos ácidos de baja fertilidad (Calle y Murgueitio, 2008), es necesario evaluar su implantación y manejo en las condiciones de clima y suelo preponderantes en la región noreste de Argentina.

El objetivo del trabajo fue evaluar comparativamente la respuesta agronómica de *T. diversifolia* (Hemsl.) Gray durante la etapa de implantación a campo en suelos rojos ácidos, con corrección de pH y agregado de fertilizante fosfórico.

MATERIALES Y MÉTODOS

En el campus de la Universidad del Salvador, sede Gobernador Virasoro (Corrientes, Argentina), se implantó un ensayo en bloques completamente aleatorizados y parcelas divididas, la parcela principal fue el tratamiento de encalado: testigo sin encalar, encalado con Dolomita sólida (3750 Kg



ha⁻¹), encalado con Dolomita líquida en nano partículas (1,5 L ha⁻¹ de MIST©). La subparcela fue el tratamiento de fertilización fosfórica: 0 y 250 kg ha⁻¹ de Súper Fosfato Triple de Calcio, 46% de P₂O₅).

Cada unidad experimental fue una parcela de 30 m² con 20 plantas a un distanciamiento de 1,7 m entre líneas y 1 m entre plantas. El encalado se realizó en forma manual, previo a la plantación de estacas, con remoción e incorporación a 15 cm de profundidad. La implantación se realizó el 10 de noviembre de 2016, con estacas vegetativas maduras de 40 cm de longitud promedio, extraídas de la zona media de tallos de plantas en producción implantadas en 2014 en El Chatón, Misiones, procedencia de Colombia.

El ensayo se realizó en secano, sin riego. En cada parcela se evaluó la sobrevivencia (% de plantas logradas respecto a estacas plantadas), altura total de planta (cm), producción de biomasa (gMS planta⁻¹), relación hoja/tallo y diámetro máximo del tallo (mm). La altura se midió cada 15 días. La producción de forraje se estimó a través de cortes con una frecuencia promedio de 59 días, para no superar una altura máxima de planta de 150 cm. Los resultados se analizaron con ANAVA y comparación de medias con la prueba de Tukey al 5% para detectar diferencias entre tratamientos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las precipitaciones durante el período evaluado (Enero 2017 a Marzo 2018), fueron 173% superiores al promedio histórico durante los meses de Enero, Marzo, Abril y Mayo de 2017 (Figura 1). Durante el invierno de 2017, los meses de Junio y Julio registraron precipitaciones 67% inferiores, al igual que los meses de Septiembre y Diciembre (33% inferiores). En el verano de 2018, de Enero a Marzo, las precipitaciones superaron en 108 % al promedio histórico.

La sobrevivencia de plantas no varió significativamente con la corrección de pH o fertilización, alcanzó valores de 95 a 100%. Estos resultados son superiores a otros ensayos en suelos rojos (65% García *et al.*, 2009 y 80% Hernández *et al.*, 2015).

La altura máxima de plantas al final del período de establecimiento (120 días, Tabla 1), fue significativamente mayor con agregado de Dolomita (con y sin fertilización de fósforo) respecto al testigo sin fertilizar y el menor valor se registró para el tratamiento de MIST sin fósforo. Estos valores coinciden con los citados por Ruiz *et al.* (2010) de 1,6 a 1,8 m a 110 días de plantación en Colombia y son menores a los reportados por Castillo-Mestre *et al.* (2016). La mayor altura alcanzada con el agregado de dolomita permitiría un aprovechamiento más temprano del forraje al disminuir el tiempo al primer pastoreo, asumiendo que la altura es una variable utilizada para el manejo del pastoreo.

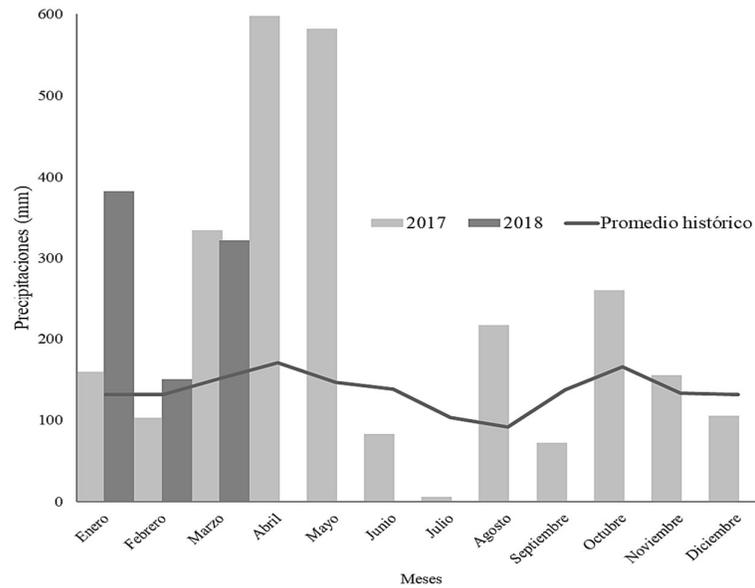


Figura 1. Precipitaciones

Tabla 1. Altura máxima (cm) de *Tithonia diversifolia* con corrección de pH con Dolomita y MIST© y fertilización con súper fosfato triple de calcio (SPT) a los 120 días de implantación. Letras distintas indican diferencia significativa al 5%.

Altura máxima de planta individual		
Testigo	Con fósforo	133,68 ab
	Sin fósforo	141,58 b
Dolomita	Con fósforo	172,9 c
	Sin fósforo	170,24 c
MIST©	Con fósforo	131,6 ab
	Sin fósforo	123,44 a



Tabla 2. Altura al momento de cada corte (cm), diámetro máximo de tallos (mm) promedio al momento del corte, relación hoja/tallo (H/T) promedio y biomasa acumulada (gMS.planta⁻¹) para *Tithonia diversifolia* con corrección de pH con Dolomita y MIST© y fertilización con súper fosfato triple de calcio (SPT). Letras distintas indican diferencia significativa al 5%.

CORRECCIÓN DE PH	FERTILIZACIÓN KG SPT HA ⁻¹	ALTURA MÁXIMA CORTE (CM)	EE	BIOMASA ACUMULADA (GMS PLANTA-1)	EE	DIÁMETRO MÁXIMO (MM)	EE	RELACIÓN H/T	EE
DOLOMITA	250	148,40 a	3,60	1584,2 a	95,15	12,40 ab	0,24	1,40 a	0,08
	0	151,92 a	3,60	1748,1 a	95,15	12,77 b	0,24	1,40 a	0,08
MIST©	250	135,89 a	3,73	1706,0 a	100,3	12,33 ab	0,25	1,77 b	0,09
	0	139,60 a	3,66	1480,6 a	96,78	11,79 a	0,24	1,95 b	0,08
TESTIGO	250	144,75 a	3,66	1687,1 a	96,78	12,31 ab	0,24	1,85 b	0,08
	0	140,42 a	3,66	1550,4 a	96,78	11,76 a	0,24	1,84 b	0,08

La altura máxima promedio al momento del corte no mostró diferencias significativas para los distintos tratamientos en el período evaluado (Tabla 2). Los valores de altura se encuentran dentro del rango citado para la especie, entre 1,6 hasta 2,5 m en Colombia (Ruiz *et al.*, 2010; Castillo-Mestre *et al.*, 2016) y en Argentina (2 a 2,5 m, González *et al.*, 2017). Estos autores además coinciden en el hecho de que a mayor altura de corte la productividad es mayor, aunque la proporción de hojas disminuye. La falta de efecto del agregado de fósforo en la productividad acumulada es citada por varios autores y puede deberse a condiciones adversas del ambiente o deficiencias de otros nutrientes (Lazcano, 1999; Boschetti *et al.*, 2000; Iran *et al.*, 2008).

La producción de biomasa acumulada promedio por planta no mostró diferencias significativas entre los tratamientos durante el período evaluado, alcanzó un valor promedio para todos los tratamientos de 1626,06± 96,82gMS planta⁻¹, lo que, con la densidad de 5882 plantas, equivale a una producción de 9411,7 kg de MS ha⁻¹. Este valor concuerda con los citados por Lugo *et al.*, 2012 (1630 gMS planta⁻¹) y algo superiores a los encontrados por Gallego *et al.* (2015) y son menores a los registrados por González *et al.*, (2017) para la región norte de Misiones, de aproximadamente 11.000 kg MS ha⁻¹ en un período de crecimiento equivalente, lo que es esperable considerando que la temperatura media y las precipitaciones reportadas en el estudio fueron mayores.

El diámetro máximo promedio de tallos a la altura de corte (mm) fue significativamente mayor en los tratamientos fertilizados con fósforo (Tabla 2) y alcanzó un máximo de 12,77 mm en el tratamiento con corrección de pH con Dolomita sin fertilizar. Este valor se encuentra por debajo del



diámetro de 20 mm citado por Loto *et al.* (2015) como limitante para la calidad forrajera de esta especie. Podemos inferir entonces que, con una frecuencia de corte o pastoreo de 59 días, no se alcanzan crecimientos tales que disminuyan la calidad forrajera de esta especie, para las condiciones analizadas.

La relación hoja/tallo fue significativamente menor para los tratamientos con dolomita con y sin fósforo (1,4), respecto a los tratamientos con MIST© (1,77 con fósforo, 1,95 sin fósforo) y testigo (1,85 con fósforo y 1,84 sin fósforo, respectivamente). La menor relación H/T registrada con corrección de pH con Dolomita tendría como consecuencia directa un menor aprovechamiento del forraje de mayor calidad (las hojas), respecto a los otros tratamientos. Estos valores son superiores a los encontrados por Gallego *et al.*, (2015) a los 56 días (relación hoja/tallo 0,96). La mayor relación hoja/tallo registrada en las condiciones ambientales locales puede deberse a una menor exposición a la radiación y temperatura respecto a los datos de regiones tropicales de Colombia y Venezuela.

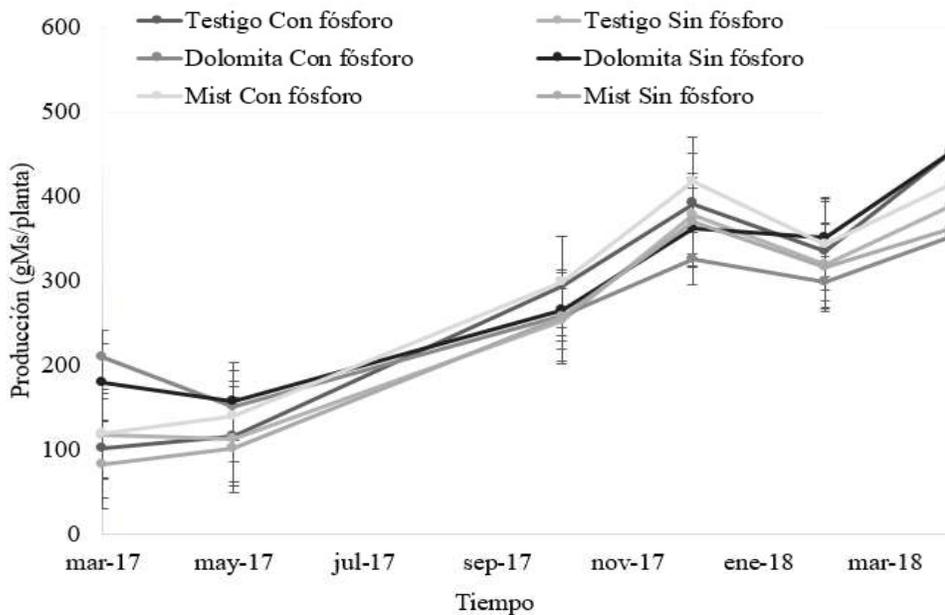


Figura 2. Producción de biomasa (gMS planta⁻¹) en el tiempo de *Tithonia diversifolia* con corrección de pH con Dolomita y MIST© y fertilización con súper fosfato triple de calcio (SPT).

La producción de biomasa (gMS planta⁻¹) aumentó con los cortes sucesivos desde la implantación (Figura 2) para todos los tratamientos. Esto puede explicarse por el mayor desarrollo de la planta, resultado de la pérdida de dominancia del tallo principal como resultado del corte y la promoción del rebrote a partir de ramificaciones laterales, las cuales redundaron en una mayor proporción de follaje y biomasa en los cortes sucesivos.

La relación hoja/tallo y el diámetro máximo de tallo a la altura de corte disminuyeron con los cortes (2,11 a 1,38 y 13,54 a 12,22 mm, respectivamente), lo que puede explicarse debido al aumento de número de tallos con los cortes sucesivos, lo que es deseable desde el punto de vista



del manejo para formar una estructura más homogénea y con mayor cantidad de biomasa disponible a las alturas de pastoreo recomendadas.

La altura de corte (cm) y la producción de biomasa (gMS planta⁻¹) presentaron una relación positiva entre sí, con un coeficiente de regresión de 0,47 (Figura 3), lo que indica que la altura de corte o de pastoreo podría ser una variable de manejo adecuada para predecir la producción de forraje de esta especie. Esta relación coincide con lo citado para la misma especie en Argentina por González *et al.*, 2017 y Loto *et al.*, 2018 (en prensa).

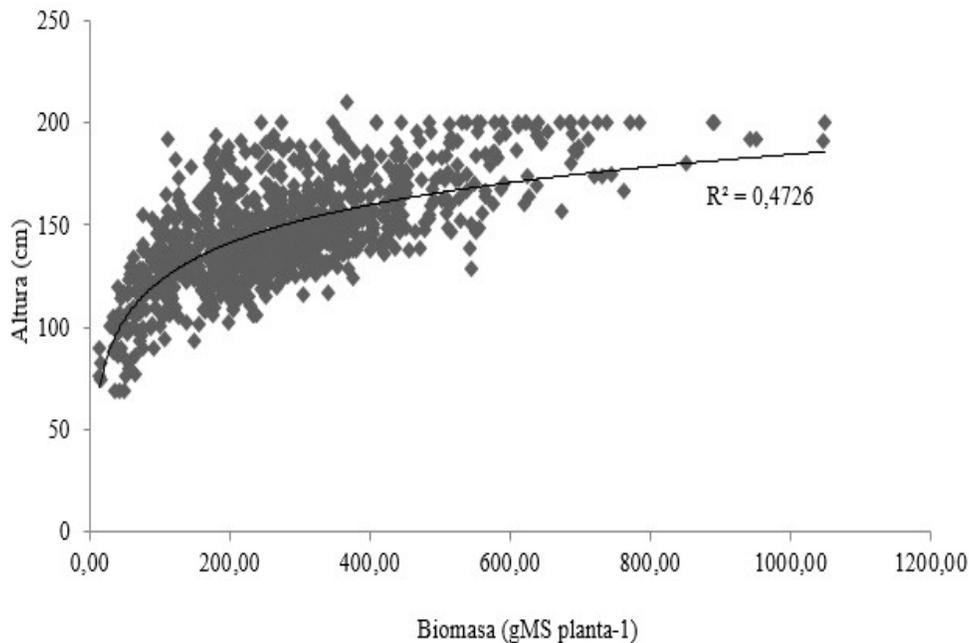


Figura 3. Relación entre altura de corte (cm) y biomasa (gMS planta⁻¹) en *Tithonia diversifolia* en Virasoro, Corrientes. Noviembre 2016 a Marzo 2018.

CONCLUSIONES

La sobrevivencia de plantas de *Tithonia diversifolia* en el sitio evaluado fue mayor al 90% en todos los tratamientos sugiriendo que los niveles de pH y P iniciales en el suelo no son limitantes para la instalación de las plantas.

El crecimiento en altura al primer corte fue mayor con el agregado de Dolomita respecto a los demás tratamientos, permitiendo en la práctica acortar el período de ingreso al primer pastoreo.

La relación hoja/tallo disminuyó y el diámetro máximo de tallos a la altura de corte aumentó con el agregado de dolomita para corregir pH.



La producción de biomasa y la altura de planta al momento del corte no variaron significativamente con los tratamientos durante el período evaluado.

Tithonia diversifolia no presentó diferencias en producción con el agregado de P en el Noreste de Argentina.

Agradecimientos

A la Universidad del Salvador, Sede Gdor. Virasoro y Proyectos INTA PNFOR 1104075 y PRET MSNES 1242101. Este trabajo forma parte del Convenio de vinculación USAL-INTA N° 24547.

Bibliografía

Alonso, J.; Achang, G.; Santos L. D. T.; Sampaio R. A. 2013 Productividad de *Tithonia diversifolia* y conducta animal a diferentes momentos de comenzar el pastoreo. *Livestock Research for Rural Development*. Volumen 25, Artículo 192.

Boschetti, N.; Quintero, C.; Luca, C.; Quinodoz, E. 2000. Respuesta de una pastura de alfalfa al encalado y fertilización con fósforo y molibdeno. *Revista Facultad de Agronomía. UBA*. 20 (1):105-110.

Calle Díaz, Z., Murgueitio Restrepo, E., 2008. El Botón de Oro: arbusto de gran utilidad para sistemas ganaderos de tierra caliente y de montaña. *Carta FEDEGAN N° 108*.

Castillo-Mestre, R., Betancourt-Bagué, T., Toral-Pérez, O., Iglesias-Gómez, J. 2016. Influencia de diferentes marcos de plantación en el establecimiento y la producción de *Tithonia diversifolia*. *Pastos y Forrajes* (39)2,89-93.

Cubbage, F., Balmelli, G., Bussoni, A., Noellemeyer, E., Pachas, A., Fassola, H., Colcombet, L., Rossner, B., Frey, G., Stevenson, H., Hamilton, J., Hubbard, W. 2011. Comparing silvopastoral systems and prospects in six

regions of the world. *Agroforestry: A Profitable Land Use. Proceedings of the 12th North American Agroforestry Conference*. 4-9 Junio 2011, Atenas, Georgia, EEUU.

De Souza Junior, O.F., 2007. Influencia do espaçamento e da época de corte na produção de biomassa e valor nutricional de *Tithonia diversifolia* (HEMSL.) Gray". *Universidade de Marília, programa de pos-graduação em agronomia "Produção integrada em agroecossistemas"*. Faculdade de Ciências Agrárias.

Gallego Castro, L.A., Mahecha Ledesma, L., Angulo Arizala, J. 2015. Crecimiento y desarrollo de *Tithonia diversifolia* Hemsl. Gray en condiciones de trópico alto. *Actas III Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles y VIII Congreso Internacional de Sistemas Agroforestales*. Puerto Iguazú, Misiones, 7-9 de Mayo 2015.

García, D. E.; Medina, María G.; Moratinos, P.; Torres, A.; Cova, L. J.; Perdomo, D. 2009. Potencial forrajero para cabras de veinte especies leñosas en el estado Trujillo, Venezuela. *Zootecnia Trop*. 27 (3):221-232.

Gonzalez, P.; Loto, M.; Rossner, M.B; Colcombet, L.; Rogerio, M.; Kimmich, G. 2017. Productividad de *Tithonia diversifolia* bajo distintos niveles de sombra en la provincia de Misiones, Argentina. *Actas del IX Congreso Internacional de Sistemas Silvopastoriles*. Manizales, Colombia.

Haygarth P.M. y Jarvis S.C., 1999. Transfer of phosphorus from agricultural soils. *En. Advances in Agronomy. Academic Press*. 66:195-249.

Hernández, N.; Fontes, Dayamí; Martínez, J.; González, A.; Mazorra, C. y Y. Lezcano. 2015. Comportamiento agroproductivo de *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) Gray en dos condiciones edáficas de la provincia Ciego de Ávila. *Memorias V Congreso de Producción Animal Tropical*. San José de las Lajas, Cuba.

Houriet, J., Rossner, M., Colcombet, L. 2009. Implementación de sistemas silvopastoriles en establecimientos de pequeños productores de Misiones, Argentina. *Actas 1er Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles*. Misiones, Argentina, pp. 380-385.

Iran, G., Carsky, R.J y Kang, B.T. 2008. Differential phosphorus responses of leguminous cover crops on soils with variable history. *Journal of Plant Nutrition*, (21)- 8, 1641-1653. Published online: 21 Nov 2008.

Kimmich, G. 2010. Efecto de la inoculación con *Bradyrhizobium sp* sobre la biomasa aérea y radical de *Arachis pintoi*, bajo dos condiciones de radiación y dos tratamientos de suelo, en el norte de la provincia de Misiones, Argentina. *Tesis para optar al título de Ingeniero Agrónomo*. Universidad del Salvador (USAL), Escuela de Agronomía, Virasoro, Corrientes.



- Kucseva, C.D., Balbuena, O., 2010. Efectos de la suplementación sobre el consumo de pastos tropicales. Jornadas Proyecto Nacional de Nutrición Animal. 47-57. 175
- Lacorte, S; Hennig, A; Domecq, C; Pachas, A; Fassola, H; Keller, A. 2006. Intersiembr de leguminosas forrajeras cultivadas en pastizales bajo dosel arbóreo de *Pinus elliottii* var. *elliottii* x *Pinus caribaea* var. *hondurensis* en el sur de Misiones, Argentina. XII Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales. FCF, UNaM, INTA. Eldorado, Misiones, Argentina, 8-10 jun. 2006. p. 17.
- Lacorte, S. M.; Esquivel, J. I. 2009. Sistemas silvopastoriles en la Mesopotamia Argentina. Reseña Del conocimiento, desarrollo y grado de adopción. Actas 1er Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. 12-14 Mayo 2009. Posadas. Misiones. Argentina, pp. 70-82.
- Lazcano, I. Nuevos criterios en la recomendación de fertilizantes en sistemas de alta productividad agrícola en México. Memorias X Conferencia de fertilizantes Latinoamérica. Florida, USA.
- Loto M; Rossner M B; Colcombet L; Kimmich G. Análisis preliminar de la calidad forrajera de *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) Gray en el Norte de Misiones, Argentina. Actas III Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles y VIII Congreso Internacional de Sistemas Agroforestales. Puerto Iguazú, Misiones, 7-9 de Mayo 2015
- Lugo S., Molina F., González I., González J., Sánchez E., 2012. Efecto de la altura y frecuencia de corte sobre la producción de materia seca y proteína cruda de *Tithonia diversifolia* (Hemsl) A. Gray. Zoot Trop., 30(4), 317-325.
- Mahecha, L., Rosales, M., 2005. Valor nutricional del follaje de Botón de Oro (*Tithonia diversifolia* [Hemsl]. Gray), en la producción animal en el trópico. Livestock Research for Rural Development, v. 17, n. 9
- Montagnini, F., 2012. Sistemas silvopastoriles, una alternativa a la ganadería convencional contribuyendo a la mitigación y adaptación al cambio climático en América Latina.
- Nash, D. L., & Williams, L. O. 1976. Flora of Guatemala. *Fieldiana, Bot*, 24, 275-431.
- Pachas, A. 2010. *Axonopus catarinensis* y *Arachis pintoi*: Alternativas forrajeras en sistemas silvopastoriles de la provincia de Misiones, Argentina. Tesis MS. Escuela para Graduados Ingeniero Agrónomo Alberto Soriano, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. 99 p.
- Pachas, A. N.; Colcombet, L.; Fassola, H.E 2010. Los sistemas silvopastoriles en Argentina. Oportunidades para pequeños productores de producción de leche en sistemas silvopastoriles en la provincia de misiones Argentina. Resúmenes III Congreso sobre Sistemas Silvopastoriles Intensivos para la ganadería sostenible del Siglo XXI. 2 y 3 de Marzo de 2011, Morelia y Tepalcatepec, Michoacán, México.
- Pérego, J. L. 1996. Guía de Pasturas Tropicales-Subtropicales Cultivadas para la provincia de Misiones república Argentina. INTA EEA Cerro Azul. Miscelánea N° 31. 34 p.
- Ríos, C. 1997. Botón de Oro *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) Gray. En árboles y arbustos forrajeros utilizados en alimentación animal como fuente proteica. 2da Edición. Colciencias-CIPAV. Cali, Colombia. p 115-126.
- Rossner, M.; Houriet, J.L.; Pavetti, D. 2008. Descripción de pasturas evaluadas en sistemas silvopastoriles del Centro Sur de la Provincia de Misiones. EEA Cerro Azul. Miscelánea N°60. ISSN 0327-2052. 32 p.
- Rossner, M; Goldfarb, M; Lacorte, S. 2010. *Chamaecrista rotundifolia* - an outstanding legume in silvopastoril systems. XXVI Buiatrics Congress. Santiago de Chile, Chile, 15 nov. 2010.
- Rossner M., Arndt G., Kimmich G., Lacorte S. 2012. Radiación, fertilización e inoculación en la implantación de leguminosas forrajeras. Actas 2do Congreso Nacional Silvopastoril, Santiago del Estero, 9 -11 de Mayo de 2012.
- Ruiz, T. E.; Febles, G.; Torres, Verena; González, J.; Achang, G.; Sarduy, L. 2010. Evaluación de materiales recolectados de *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) Gray en la zona centro-occidental de Cuba. Rev. cub. Cienc. agríc. 44 (3):291-295.



INFLUENCIA DE LOS *Prosopis spp* SOBRE LA BIOMASA DE PASTURA, MATERIA ORGÁNICA Y NITRÓGENO DE SISTEMAS SILVOPASTORILES DEL CHACO CENTRAL PARAGUAYO

INFLUENCE OF *Prosopis spp* ON THE BIOMASS OF PASTURE, ORGANIC MATTER AND NITROGEN OF SILVOPASTORAL SYSTEMS FROM PARAGUAYAN CHACO CENTRAL

Díaz Lezcano, Maura I. (1); Andrea V. Santa Cruz Estigarribia (1); Cynthia C. Gamarra Lezcano (1); Laura Celeste Leguizamón (1)

⁽¹⁾ Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Agrarias, San Lorenzo, Paraguay

Email de contacto: maura.diaz@agr.una.py

Resumen

Los sistemas de producción ganadera del Chaco Central Paraguayo generalmente se sustentan en la remoción de la cobertura natural y la implantación de pasturas cultivadas; actualmente los sistemas silvopastoriles surgen como una alternativa sustentable para hacer frente a esas prácticas. El objetivo de la investigación fue determinar la influencia de los *Prosopis spp* sobre biomasa de pasturas, materia orgánica y nitrógeno sobre los sistemas silvopastoriles asociados a *Prosopis spp*. en el Chaco Central paraguayo. Se instalaron 8 parcelas de 1 ha cada una para la determinación del contenido de nitrógeno en los suelos asociados al género *Prosopis*. Se estimó la biomasa forestal total para lo que se registraron y midieron todos los individuos de *Prosopis spp*. Se extrajeron 4 muestras de pasturas bajo y 4 fuera de la copa de los algarrobos para la comparación de biomasa en cada una de las parcelas; se extrajeron 4 muestras compuestas de suelos bajo las condiciones mencionadas anteriormente y a dos profundidades de 0-10 cm y de 10-30 cm por parcela, para determinar el contenido de materia orgánica y el contenido de nitrógeno estimado a partir de la materia orgánica del suelo, en las dos condiciones de insolación y a dos profundidades. Fueron registrados 247 individuos de algarrobo en total, un promedio de 31 individuos por hectárea. La biomasa de la pastura fuera de la influencia de la copa fue de 0,46 t.ha⁻¹ y bajo la sombra de la copa de 1,65 t.ha⁻¹. El contenido de materia orgánica en los 10 primeros centímetros del suelo fue de 3,38% y 2,6%, a la sombra y bajo sol respectivamente, y en la profundidad de 10 a 30 cm de 1,09% y 1,43%, en similares condiciones. Mediante la Prueba T Student aplicada a la biomasa de pastura, materia orgánica y nitrógeno en el suelo, se corroboró que no existen diferencias significativas entre las dos condiciones de insolación en cuanto a la pastura, en tanto que para la materia orgánica y nitrógeno en el suelo no se presentaron diferencias significativas entre las dos condiciones de insolación pero si entre las dos profundidades estudiadas.

Palabras clave: bajo la copa, fuera de la copa, suelo, algarrobos, biomasa forestal.

Abstract

The livestock production systems of the Paraguayan Central Chaco are generally based on the removal of the natural cover and the implantation of cultivated pastures; currently, silvopastoral systems emerge as a sustainable alternative to address these practices. The objective of the research was to determine the influence of *Prosopis spp* on biomass of pastures, organic matter and nitrogen on the silvopastoral systems associated with *Prosopis spp*. In the Central Paraguayan Chaco 8 plots of 1 ha each were installed for the determination of the nitrogen content in the soils associated with the genus *Prosopis*. The total forest biomass was estimated for which all *Prosopis spp*. Individuals were recorded and measured. Four samples of low



pastures and 4 outside the carob tree canopy were extracted for the comparison of biomass in each of the plots; 4 composite samples of soils were extracted under the conditions mentioned above and at two depths of 0-10 cm and 10-30 cm per plot, to determine the content of organic matter and the estimated nitrogen content from the soil organic matter, in the two conditions of insolation and at two depths. A total of 247 individuals of mesquite were registered, an average of 31 individuals per hectare. The biomass of the pasture outside the influence of the crown was 0.46 t.ha⁻¹ and under the canopy shadow of 1.65 t.ha⁻¹. The content of organic matter in the first 10 centimeters of the soil was of 3.38% and 2.6%, in the shade and under sun respectively, and in the depth of 10 to 30 cm of 1.09% and 1.43 %, in similar conditions. By means of the Student T Test applied to the biomass of pasture, organic matter and nitrogen in the soil, it was corroborated that there are no significant differences between the two conditions of insolation in terms of pasture, while for organic matter and nitrogen in the soil there were no significant differences between the two conditions of insolation but there were between the two depths studied.

Keywords: *under the crown, outside the crown, soil, mesquite, forest biomass*

INTRODUCCIÓN

En los últimos años, superficies importantes de áreas boscosas del Chaco Central Paraguayo han sido deforestadas para promover la ganadería extensiva, siendo la degradación de las pasturas y su baja sostenibilidad algunos de los problemas más alarmantes de estos sistemas. En diferentes foros se han debatido los resultados y las experiencias sobre el manejo de los sistemas agroforestales y sistemas silvopastoriles (SAF/SSP) por la biodiversidad que generan (FAO, 2008). Los sistemas silvopastoriles requieren de una administración de estos recursos de manera que perduren en el tiempo los árboles y arbustos, así como su aprovechamiento en la alimentación animal. La importancia de los mismos es que pueden aportar en mantener una cobertura vegetal continua sobre el suelo, posiblemente haciéndolo más fértil a mediano plazo, y además traer beneficios en la producción animal (Lam 2016). Estos sistemas son también una opción para revertir los procesos de degradación de los pastizales, al aumentar la protección física del suelo y contribuir a la recuperación de la fertilidad con la intervención de leguminosas que fijan el nitrógeno al suelo y de árboles de raíces pivotantes que aprovechan las capas profundas y reciclan los nutrientes (Alonso 2011). La inclusión de leguminosas en los sistemas silvopastoriles genera beneficios en la fertilidad de los suelos y en la calidad del forraje en oferta para los animales, gracias a su asociación simbiótica con bacterias del género *Rhizobium*, mejora el contenido de nitrógeno (N) y el desarrollo de la gramínea asociada, las bacterias de este género se presentan en condiciones naturales cuando las cepas están presentes en el suelo (Bueno y Camargo 2015). Los árboles en los sistemas silvopastoriles cumplen funciones ecológicas de protección del suelo y disminuyen los efectos directos del sol, el agua y el viento; también pueden modificar su estructura e incrementar los valores de materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico y la disponibilidad de N, fósforo (P) y potasio (K) (Alonso 2011). Asimismo, algunos árboles como los *Prosopis* contribuyen con grandes aportes en materia ecológica, por su capacidad para recuperar zonas deforestadas y conservar la humedad del suelo en áreas forestales en buenas condiciones (Rojas s.f.).

El objetivo de este trabajo fue determinar la influencia de los *Prosopis* spp sobre biomasa de pasturas, materia orgánica y nitrógeno sobre los sistemas silvopastoriles asociados a *Prosopis* spp. en el Chaco Central paraguayo.



MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó en las localidades de Pirizal, Buena Vista, Loma Plata y Filadelfia de los Departamentos de Boquerón y Presidente Hayes, ubicados a más de 430 km de la ciudad de Asunción, Paraguay, situados en las coordenadas 22°35'06,5" de latitud sur y 59°44'33,9" de longitud oeste. La temperatura generalmente varía de 14 °C a 37 °C, CON UN PROMEDIO DE PRECIPITACIONES ANUALES DE 600 MM.

Se establecieron en forma aleatoria 8 parcelas permanentes en diferentes propiedades con potreros bajo manejo silvopastoril durante el mes de diciembre de 2015.

Las 8 parcelas permanentes cuentan con una superficie de 1 ha cada una, en las que se identificaron todas las especies arbóreas y de gramíneas presentes y se midieron y registraron todos los individuos de algarrobos, desde brinzales y latizales hasta árboles adultos. Las variables medidas fueron: DAC (Diámetro a la altura del cuello): diámetro medido desde el suelo hasta el cuello de la planta, en (cm). DAP (Diámetro a la altura del pecho): diámetro del árbol a los 1,30 m de altura (cm). Altura total: altura del árbol desde el suelo hasta el ápice (m). Área basal: suma de secciones transversales de los individuos medidos a 1,30 m del suelo, expresados en (m²). Volumen total: cantidad de madera (m³). Biomasa total: peso de la materia orgánica que existe por encima y debajo del suelo (t.ha⁻¹). Se determinó la composición y la abundancia de las especies forestales encontradas.

La fórmula utilizada para el cálculo de área basal es la siguiente:

$$G = \pi \times DAP^2 / 4$$

Para la determinación del volumen (m³/ha) se utilizó la fórmula de Cotta, utilizando el factor de forma propuesta por Quinteros (2011) para las especies chaqueñas.

$$V = F \times G \times h$$

Para la determinación de la biomasa en el componente arbóreo se utilizó la siguiente ecuación alométrica (Sato et al. 2015):

$$BT = 0,2733 \times (DAP^2 \times \text{altura total})^{0,8379}$$

En tanto, que para la extracción de muestras de pasturas, se establecieron al azar 8 subparcelas de 1 m x 1 m dentro de cada parcela de 1 ha., 4 bajo influencia directa de la copa de algarrobos y 4 subparcelas en zonas fuera de la influencia directa de la copa de algarrobos. Las variables medidas fueron: Altura total: longitud de la pastura desde la raíz hasta el ápice (cm). Longitud de las raíces: longitud medida desde el cuello de la raíz hasta la cofia (cm). Peso fresco al momento en que la pastura fue extraída (g). Peso seco luego de que la pastura fuera secada a horno indicar a cuantos grados estuvo y por cuanto tiempo (g). Biomasa extrapolada a t.ha⁻¹.

Para la determinación de biomasa de la pastura se realizó la extracción de las muestras en las parcelas establecidas de 100x100 (10.000m²) a través de un bastidor de madera de 1m², obteniendo



así el peso fresco en el campo. También se calculó el porcentaje de materia seca en la pastura utilizando la siguiente fórmula:

$$\% \text{Materia seca} = 100\% - \% \text{H}_2\text{O}$$

Para el análisis de suelo, se extrajeron 4 muestras compuestas constituidas por 4 submuestras cada una bajo cada condición (bajo la influencia de la copa de los algarrobos y fuera de la influencia de la copa de los algarrobos) y a dos profundidades (de 0 a 10 cm y de 10 a 30 cm) que fueron analizadas en el laboratorio del Área de Suelos y Ordenamiento Territorial de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Asunción para la determinación de materia orgánica, los resultados se utilizaron para calcular el contenido de nitrógeno total.

En cuanto al contenido de materia orgánica en el suelo, los valores fueron calculados aplicando la siguiente fórmula:

$$\text{M.O (\%)} : \text{C.O (\%)} * 1,72$$

El contenido de nitrógeno total se calculó considerando que el 5% de la materia orgánica está compuesto por nitrógeno (Plaster 2000):

$$\% \text{Nt} : \text{M.O (\%)} * 0,05$$

Se aplicó estadística comparativa, prueba de t de Student a un nivel de confianza del 95% en todas las variables estudiadas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Composición florística arbórea

Las especies encontradas en las ocho parcelas muestreadas del área de estudio, pertenecen a las categorías de brinzal, latizal y árboles; predominan individuos de la familia Fabaceae, seguidos por las familias Apocynaceae, Bignonaceae, Capparaceae, Rhamnaceae, Sapotaceae y Zhygophyllaceae.

Las especies registradas en esta investigación concuerdan con Rossi (sf) menciona que la vegetación corresponde a un bosque xerófito caducifolio, integrado por tres estratos, arbóreo, arbustivo y herbáceo-graminoso, en condiciones originarias del bosque, los árboles dominan, y hay una moderada a baja presencia de arbustos y el estrato inferior corresponde a una abundante y rica comunidad de gramíneas. Ente las principales especies del estrato arbóreo, se encuentran los géneros más importantes de la Región Chaqueña Árida y Semiárida de Argentina que corresponden a *Schinopsis* (quebrachos colorados), *Aspidosperma* (quebracho blanco), *Prosopis* (algarrobos), *Caesalpinia* (guayacán) y *Bulnesia* (palo santo).

La especie más abundante fue *Prosopis alba* Griseb. (Algarrobo blanco), con 160 individuos (64,8%), seguido por *Prosopis nigra* (Griseb.) Hieron. (Algarrobo negro) con 77 individuos (31,2%), las especies más escasas fueron: *Prosopis kuntzei* Harms, con 6 individuos (2,41%) y *Prosopis rojasiana* con 4 individuos (1,60%).



Martín et al. (2014) obtuvieron densidades similares a las encontradas en este estudio, en sistemas silvopastoriles de Argentina, donde informaron 168 árboles/ha, siendo *Aspidosperma quebracho blanco* la especie más abundante, seguido por *Prosopis alba*.

Clasificación diamétrica

Se encontró que de los 247 individuos de algarrobos, 134 corresponden a la Clase I: DAP < 10 cm, seguida por 93 en la Clase II: de 10,1 a 20 cm, 18 individuos pertenecientes en la clase III: de 20,1 a 30 cm y solo 2 individuos en la Clase IV: de 30,1 a 40 cm. Lo que expresa que en casi su totalidad las parcelas están establecidas por individuos en regeneración (Figura 1).

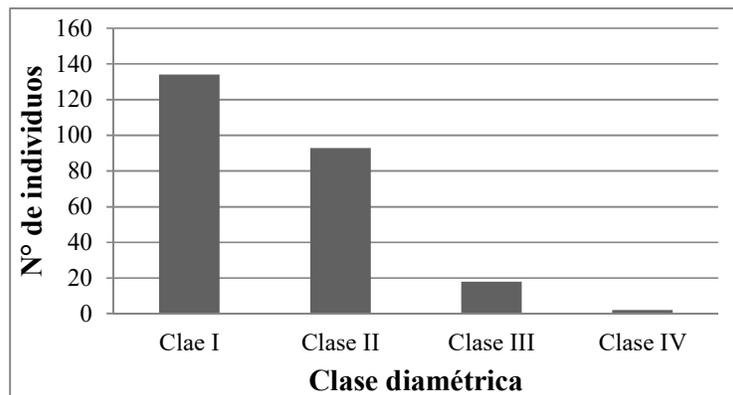


Figura 1. Distribución diamétrica del total de individuos arbóreos censados en la zona de Chaco Central

Área basal

Se obtuvo un área basal promedio de $0,34 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$, siendo el valor mínimo promedio de $0,02 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ encontrado en la Parcela 6 constituido en su totalidad por individuos de algarrobo negro en regeneración, con diámetro a la altura del cuello promedio de 2,66 cm; y un valor máximo promedio de $0,64 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ encontrado en la Parcela 5 establecido en su totalidad de algarrobo blanco, con diámetro a la altura del pecho de 16,05 cm, lo que significa que en esta parcela los individuos ocupan una mayor superficie de sección transversal comparadas con las demás parcelas.

En un estudio sobre parámetros dasométricos de plantaciones de *Prosopis alba* Griseb de la Provincia de Santiago del Estero en donde los datos fueron tomados en cinco parcelas, con una densidad de 48 árboles cada una, con diferentes edades y distanciamientos; concluye en cuanto al área basal que la parcela 4 alcanzó los valores máximos de $19,3 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ y los valores mínimos en la parcela 1 con $1,2 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ (Senilliani & Navall s.f).

Volumen total

Se obtiene un promedio de $1,57 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$. Siendo la Parcela 6 la que presenta el valor mínimo promedio de $0,03 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$, constituido en su totalidad por individuos de algarrobo negro en regeneración, con altura promedio de 1,77 m; y el valor máximo exhibe la Parcela 2 con un valor



promedio de $2,75 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ formado en su totalidad por algarrobo blanco, con altura promedio de 6,60 m., pudiéndose encontrar mayor porcentaje de madera a ser cosechada.

Valores similares obtiene Gaillard (s.f) en su publicación sobre funciones para estimar el volumen comercial de árboles en cuatro especies del bosque chaqueño seco. Se dispusieron de valores de 126 árboles para quebracho colorado santiagueño (*Schinopsis quebracho-colorado*), 120 para quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*), 58 para algarrobo negro (*Prosopis nigra*) y 49 para mistol (*Zizyphus mistol*). Donde el algarrobo negro presenta un volumen total promedio de $0,15 \text{ m}^3$.

Biomasa arbórea

Se exhibe la biomasa total de los individuos en promedio para todas las parcelas con $0,78 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, siendo la parcela 2 con el valor máximo promedio de $1,3 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, y la parcela 6 con el menor valor promedio de $0,04 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ esto especulando que los individuos pertenecientes a esta parcela presentaron el menor diámetro y altura con respecto a las demás parcelas.

Según Griffith (2016) en su trabajo de estimación del contenido de carbono en los tres componentes (arbóreo, pastura y suelo) de un sistema silvopastoril del chaco central, menciona que en las dos parcelas inventariadas la biomasa total promedio de *Prosopis* spp de 3 años para ambos casos fue de $24,62 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Biomasa en pastura

El componente herbáceo predominante en el sitio estaba constituido por pasturas implantadas tales como *Digitaria decumbens* (Pangola), *Panicum maximun cv. Gatton panic*, *Cechtrus ciliaris* (Buffel) y *Cynodon nlembuensis* (Estrella), además de otros componentes como *Bromelia spp* y *Sorghum spp.* (sorgo forrajero).

La biomasa de la pastura que se encontraba fuera de la proyección de copa del algarrobo fue en promedio de $0,46 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, variando entre $1,36 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ y $0,2 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ en cambio, la media de la biomasa de la pastura bajo la copa fue de $1,65 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ en promedio, variando entre $0,27 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ y $1,64 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$

Al aplicar estadística comparativa, prueba de t de Student a un nivel de confianza del 95%; se demuestra que hubo diferencias significativas entre las muestras extraídas bajo la copa de los algarrobos y fuera de la copa de los algarrobos; por lo que se pudo referir que los algarrobos influyen positivamente en el desarrollo de la pastura (Fig.2)

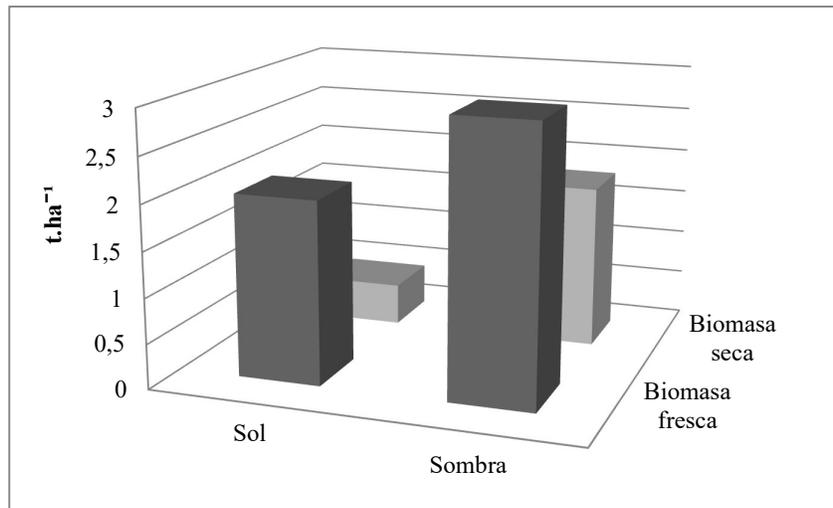


Figura 2. Biomasa de pastura en promedio bajo dos condiciones de insolación.

Los resultados encontrados en este estudio, son contrarios a los informados por Obispo et al. (2008), sobre el efecto de la densidad de sombra de los árboles sobre la producción de biomasa y calidad del pasto guinea (*Panicum maximum*), en donde se determinó las densidades de copa de los árboles y de sus respectivas sombras como (Alta >30%; media, entre 20-30%; baja <10% y sin sombra), y se concluyó que la producción y calidad de la biomasa de *Panicum maximum* es afectada por el nivel de sombreado, con un valor máximo de 14,32 t.ha⁻¹ sin sombra y un valor mínimo de 8,859 t.ha⁻¹ con niveles de sombra alto; 10,01 t.ha⁻¹ con niveles de sombra mediano y 14,046 t.ha⁻¹ con niveles de sombra bajo.

Contenido de materia orgánica

El valor más elevado se dio en las condiciones de sombra en los 10 primeros cm del suelo, donde el valor fue de 3,38%, y bajo sol, de 2,6%, el contenido de materia orgánica disminuyó bajo sol y bajo sombra a profundidades de 10- 30 cm a 1,09% y 1,43% respectivamente.

No se encontraron diferencias significativas en el contenido de materia orgánica del suelo entre condiciones de sol y sombra, aunque sí se encontraron diferencias significativas entre las profundidades de muestreo de 0-10 cm y 10-30 cm en cada condición, bajo sombra y bajo sol (Figura 3).

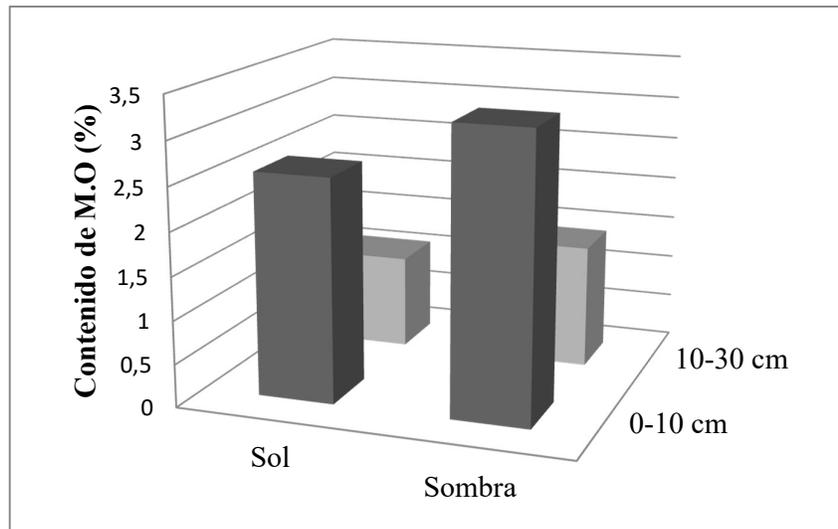


Figura 3. Promedio en porcentaje del contenido de materia orgánica a dos profundidades y bajo dos condiciones de insolación.

En el contenido de materia orgánica no hubo diferencias significativas al compararlas bajo las dos condiciones de insolación, pero sí hubo diferencias significativas al compararlas por profundidad bajo las dos condiciones de insolación, encontrándose el mayor aporte de nutrientes en los primeros centímetros de profundidad de 0-10 cm, con 3,27 % bajo sombra y 2,58 % bajo sol; disminuyendo a los 10-30 cm de profundidad con 1,43 % bajo sombra y 1,09 % bajo sol. La mayor concentración de carbono en el suelo se da bajo la copa de algarrobos (bajo sombra) con un promedio de 1,90 % de 0-10 cm y 0,83 % de 10-30 cm; y en menor medida fuera de la influencia de las copas de algarrobos (bajo sol) con 1,50 % de 0-10 cm y 0,63 % de 10-30 cm.

Valores similares a los encontrados en este estudio fueron expuestos por Serrano et al. (2015) en un estudio de Producción de biomasa forrajera bajo diferentes densidades de cobertura arbórea asociadas con pastura en Colombia. Estos autores informaron valores máximos en cuanto al contenido de materia orgánica en el suelo, bajo una cobertura arbórea entre 60 - 80 % con 1,3%, mientras que el valor más bajo se presentó con una cobertura entre 80 y 100% y 0,3% de materia orgánica.

Nitrógeno total

El contenido de nitrógeno total del suelo no presentó diferencias significativas entre condiciones de sol y sombra, aunque sí se encontraron diferencias significativas cuando fueron comparadas las profundidades de muestreo de 0-10 cm y 10-30 cm en cada condición, bajo sombra y bajo sol (Figura 4)

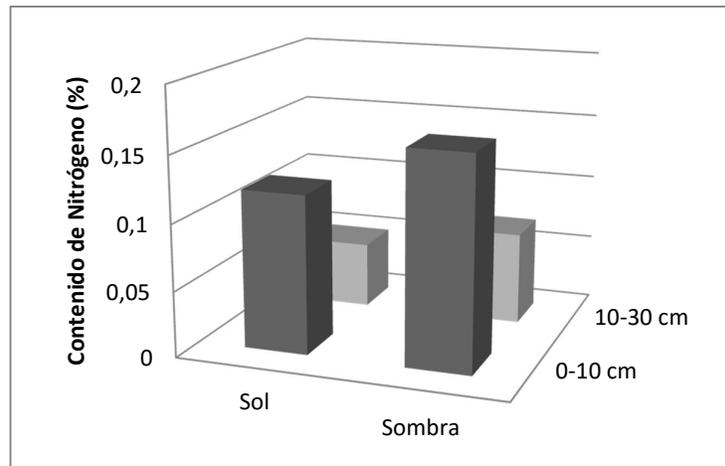


Figura 4. Contenido de nitrógeno total en el suelo en porcentaje

Los resultados encontrados coinciden con Mahecha (2002) en un estudio sobre los contenidos de N, P y C a diferentes profundidades del suelo, en un sistema silvopastoril (SSP) de pasto estrella (indicar nombre científico de las especies) + Leucaena + Algarrobo y en monocultivo de pasto estrella realizado en Colombia, quien obtuvo valores similares en cuanto al porcentaje de contenido de nitrógeno, siendo el máximo contenido para el sistema silvopastoril con 0,22% a una profundidad de 20-30 cm y el valor mínimo es de 10 a 20 cm de profundidad con 0,11%; en tanto que el valor máximo en el sistema de monocultivo de 20 a 30 cm de profundidad con 0,12% y el valor mínimo a una profundidad de 10 a 20 cm con 0,06%.

CONCLUSIONES

Con base a lo relevado en este trabajo, se puede inferir que en este sitio el género predominante fue *Prosopis spp.*, (con 247 individuos), siendo en su mayoría *Prosopis alba* y *Prosopis nigra* y en menor medida *Prosopis kuntzei*; también se encontraron algunos individuos aislados de la familia Apocynaceae, Bignonaceae, Capparaceae, Rhamnaceae y Sapotaceae. Los sistemas silvopastoriles relevados contaban con pasturas implantadas como Pangola (*Digitaria decumbens*); Caraguatá (*Bromelia sp*); Gatton panic (*Panicum máximum cv. Gatton panic*; sorgo forrajero (*Sorghum spp.*); Buffel (*Cechrus ciliaris*); Estrella (*Cynodon nlemfuensis*). La mayor biomasa de la pastura asociada se presentó bajo la influencia de la copa de los algarrobos (bajo sombra) con 1,81 t.ha⁻¹ y la menor ocurrió fuera de la influencia de los algarrobos (bajo sol) con 0,46 t.ha⁻¹, demostrando que los algarrobos influyen positivamente en el desarrollo de la pastura.

Para la clasificación diamétrica se puede observar que 134 individuos corresponden a la Clase I, 93 individuos en la Clase II, 18 individuos en la clase III y solo 2 individuos en la Clase IV, esto se debe a que la mayoría de los individuos son regeneraciones con altura de 4,03 metro en promedio. La especie más abundante del total de las parcelas fue *Prosopis alba* Griseb., con 160 individuos (64,8%), siendo la especie más escasa *Prosopis rojasiana* con 4 individuos (1,60%). Por otro lado el área basal de los árboles medidos fue de 0,34 m².ha⁻¹ en promedio, el volumen total fue de 1,57 m³.ha⁻¹ y la biomasa total de 0,78 t.ha⁻¹.

En cuanto al contenido de materia orgánica del suelo, la condición lumínica (bajo copa sin copas) no mostró influencias, aunque sí se detectaron diferencias según la profundidad evaluada,



encontrándose el mayor contenido de MO en los primeros centímetros de profundidad de 0-10 cm, con 3,27 % bajo sombra y 2,58 % bajo sol; disminuyendo a los 10-30 cm de profundidad con 1,43 % bajo sombra y 1,09 % bajo sol. La mayor concentración de carbono en el suelo se da bajo la copa de algarrobos (bajo sombra) con un promedio de 1,90 % de 0-10 cm y 0,83 % de 10-30 cm; y en menor medida fuera de la influencia de las copas de algarrobos (bajo sol) con 1,50 % de 0-10 cm y 0,63 % de 10-30 cm.

De manera similar, el contenido de nitrógeno total, no presentó diferencias entre las dos condiciones de insolación, pero si con la profundidad, presentando el mayor aporte de nitrógeno en los primeros centímetros del suelo, de 0-10 cm con 0,16 % bajo sombra y 0,12 % bajo sol; disminuyendo a los 10-30 cm de profundidad con 0,07 % bajo sombra y 0,05 % bajo sol.

Bibliografía

- Alonso, J. 2011. Los sistemas silvopastoriles y su contribución al medio ambiente (en línea). La Habana, CUB. Consultado 24 nov. 2015. Disponible en <http://www.redalyc.org/pdf/1930/193022245001.pdf>
- Bueno, L; Camargo, J. 2015. Nitrógeno edáfico y nodulación de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit en sistemas silvopastoriles (en línea). Consultado 07 agosto 2017. Disponible en <http://www.scielo.org.co/pdf/acag/v64n4/v64n4a10.pdf>
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura).2008. Ayudando a Desarrollar una Ganadería Sustentable en Latinoamérica y el Caribe: Lecciones a Partir de Casos Exitosos (en línea). Santiago. Consultado 27 de nov 2015. Disponible en <http://www.fao.org/3/a-i0082s.pdf>
- Gaillard, C. s.f. Funciones para estimar el volumen comercial de árboles en dependencia del diámetro y la altura total en cuatro especies del bosque chaqueño seco (en línea). Consultado 11 mayo 2017. Disponible en http://fcf.unse.edu.ar/archivos/quebracho/q2_09.pdf
- Griffith, M. 2016. Estimación del contenido de carbono en los tres componentes (arbóreo, pastura y suelo) de un sistema silvopastoril del Chaco Central. Tesis Ing. For. San Lorenzo, Py, Área de Silvicultura y Ordenamiento Forestal, CIF, FCA, UNA, 68 p.
- Lam, F. 2016. ESTABLECIMIENTO Y USO DE SISTEMAS SILVOPASTORILES (en línea), República Dominicana. Consultado 05 agosto 2017. Disponible en <http://www.iica.int/sites/default/files/publications/files/2017/BVE17068935e.pdf>
- Mahecha, L. 2002. El silvopastoreo: una alternativa de producción que disminuye el impacto ambiental de la ganadería bovina (en línea). COL. Consultado 17 mayo 21017. Disponible en <http://www.redgato.org.mx/assets/rn5.pdf>
- Martín, G; Mainardi, L; Toll, J; Nicosia, M; Fernández, M; Agüero, S. 2014. Densidad arbórea en pastizales semiáridos, bajo dos situaciones de uso silvopastoril (en línea). ARG. Consultado 28 agosto 2017. Disponible en <http://www.faz.unt.edu.ar/ranar/rana34254.pdf>
- Obispo, N; Espinoza, Y; Gil, J; Ovalles, F; Rodríguez, M. 2008. Efecto del sombreado sobre la producción y calidad del pasto guinea (*Panicum maximum*) en un sistema silvopastoril (en línea). Consultado 16 mayo 2017. Disponible en <http://www.bioline.org.br/pdf?zt08047>
- Plaster, E. J. 2000. La ciencia del suelo y su manejo. Paraninfo. Madrid, España
- Rojas, A. (s.f.). El Algarrobo: Una Especie Doble Propósito (en línea). Consultado 39 oct. 2015. Disponible en <http://www.revista-mm.com/ediciones/rev55/especie.pdf>
- Rossi, C. sf. El Sistema Silvopastoril en la Región Chaqueña Árida y Semiárida Argentina (en línea). Buenos Aires, ARG. Consultado 9 mayo 2017. Disponible en: http://www.produccion-animal.com.ar/produccion_y_manejo_pasturas/manejo%20silvopastoril/146-Reg_Chaque.pdf
- Senilliani1, M; Navall, M. sf. Parámetros dasométricos de plantaciones de *Prosopis alba* Griseb (algarrobo blanco) del área de riego de la Provincia de Santiago del Estero (en línea). ARG. Consultado 9 mayo 2017. Disponible en <http://fcf.unse.edu.ar/eventos/2-jornadas-forestales/pdfs/Parametros%20Dasometricos%20de%20plantaciones%20de%20Prosopis.pdf>
- Serrano, R; Mora, J; Piñeros, R. 2015. Producción de biomasa forrajera bajo diferentes densidades de cobertura arbórea en una pastura del valle cálido del Magdalena Tolimense (Colombia) (en línea). Colombia. Consultado 14 mayo 2017. Disponible en <http://revistas.ut.edu.co/index.php/ciencianimal/article/viewFile/544/443>.



BANCO DE SEMILLAS GERMINABLE DE ESPECIES DEL PASTIZAL EN UN ÁREA DE RENOVAL DE *Prosopis caldenia* SOMETIDO A ROLADO SELECTIVO

GERMINABLE SEED BANK OF GRASSLAND SPECIES IN A *Prosopis caldenia* ENCROACHMENT AREA SUBJECTED TO SELECTIVE ROLLING

Ernst, Ricardo D. (1*); Ernesto Morici (1-2); Héctor D. Estelrich (2); Víctor D. Vásquez (1)

(1) Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. UNLPam. (2) Facultad de Agronomía. UNLPam.

(*) gradani@speedy.com.ar; Avda. Uruguay 151, (6300) Santa Rosa La Pampa

Resumen

El banco de semillas del suelo es la principal reserva de propágulos con que cuenta una comunidad vegetal para su mantenimiento, regeneración y perpetuación. En el bosque de caldén, las prácticas recomendadas para el control de renovales, que provocan un disturbio en la estructura y composición de la vegetación, pueden afectarlo de distintas maneras. El objetivo del presente trabajo fue evaluar en un área de renoval de caldén, el banco de semillas de gramíneas perennes (forrajeras y no forrajeras), anuales y dicotiledóneas, en distintos parches de vegetación luego de un disturbio provocado por rolado selectivo. En áreas roladas y no roladas se tomaron muestras de suelo teniendo en cuenta los parches de vegetación existentes: parches sin cobertura leñosa o abiertos, parches con cobertura de leñosas o cerrados y parches leñosos con material leñoso muerto en superficie. Para determinar la composición y densidad del banco de semillas se utilizó el método de germinación directa o emergencia de plántulas. Se observó que las especies forrajeras encontradas poseen un banco de semillas germinable más abundante en muestras provenientes de áreas roladas y abiertas. Para las especies no forrajeras, por el contrario, se observó el máximo número de plántulas en las muestras provenientes de los sitios no rolados. En cuanto a las anuales y dicotiledóneas su presencia estuvo relacionada a la presencia o ausencia de luz. La respuesta del banco de semillas a un disturbio provocado por el rolado selectivo si bien dependerá de la especie considerada, del parche de vegetación donde se encuentra y de la historia de uso del potrero, en general se traduce en una mejora de la condición del pastizal por el incremento de las especies forrajeras y la disminución de las no forrajeras.

Palabras clave: bosque de caldén; cobertura de leñosas; forrajeras; no forrajeras; propágulos

Abstract

The soil seed bank is the main stock of propagules available to a plant community for its maintenance, regeneration and perpetuation. In the calden forest, the recommended practices for the encroachment control, which cause a disturbance in the structure and composition of the vegetation, can affect it in different ways. The objective of the present work was to evaluate in a caldén encroachment area, the seeds bank of perennial grasses (forage and non-forage), annuals and dicotyledons, in different patches of vegetation after a disturbance caused by selective rolling. In rolled and non-rolled areas, soil samples were taken from the different existing patches of vegetation: patches without woody cover or open, patches with woody cover or closed and woody patches with woody material dead on the surface. To determine the composition and density of the seed bank, the method of direct germination or emergence of seedlings was used. It was observed that forage species found have a germinable seed bank more abundant in samples from rolling and open areas. For non-forage species, on the other hand, the maximum number of seedlings was observed in the samples from the non-rolled sites. As regards the annuals and dicots, their presence was related to the presence or absence of light. The response of the seed bank to the disturbance caused by the selective rolling will depend on the species considered, the patch of vegetation where it is found and the history of use of the



paddock. In general, there would be an improvement in the condition of the grassland due to the increase in forage species and the decrease in non-forage species.

Keywords: *calden forest; woody cover, forage species, non forage species, propagules*

INTRODUCCIÓN

Los pastizales naturales cubren importantes extensiones en distintas latitudes del mundo y sobre todo en áreas de clima árido y semiárido (Estell et al., 2012; Sala et al., 2013). En Argentina casi el 70 % de la superficie se halla cubierta por estas comunidades, extendiéndose desde el norte con pastizales de altura, arbustales con pastizal, bosques xerófitos y húmedos hasta pastizales halófilos, matorrales y estepas arbustivas en la Patagonia (Cabrera, 1976). La provincia de La Pampa tiene el 74% de su superficie ocupada por estos ecosistemas: las regiones fitogeográficas del Caldenal y Monte Occidental, las que están compuestas por gramíneas de crecimiento invernal y en menor medida estival. Estas constituyen la principal dieta de herbívoros domésticos (Rabotnikof et al., 2013), siendo la principal actividad en esta región la producción ganadera, específicamente la cría bovina extensiva (Nazar Anchorena 1988; Roberto et al., 2008; Estelrich y Castaldo, 2014).

La presencia del ganado contribuyó de forma notoria a la diseminación del caldén y a fuertes cambios en la composición florística de las comunidades de pastizales y bosques nativos, favoreciendo el establecimiento masivo de leñosas en los ecosistemas de la región (Llorens y Frank, 2003). Esto generó cambios en las formaciones leñosas con predominio de bosques secundarios degradados y empobrecimiento de los pastizales naturales (Sione et al., 2016). Las principales especies forrajeras de estos pastizales disminuyeron o desaparecieron gradualmente dejando espacios que fueron ocupados por otras especies gramíneas o herbáceas de menor calidad forrajera o arbustos y renuevos (Estelrich et al., 2005) lo que provocó que la vegetación se distribuya en parches (Maestre y Cortina, 2005; Caballero et al., 2008), con presencia o ausencia de leñosas.

Esta degradación conlleva a que en la actualidad se trabaje en ambientes con niveles de productividad muy inferiores a la zona (Nai Bregaglio et al., 2001). Una vez provocada la arbustización o lignificación del sistema (Vázquez et al., 2013), las leñosas ejercen una fuerte competencia con las gramíneas mediante la interceptación de lluvias y la interferencia de luz (Adema, 2006), por lo que el control de leñosas induce a una sucesión secundaria del pastizal, mejorando su condición y producción de forraje, siempre que exista en el suelo un banco de semillas del suelo (BSS) viables de especies forrajeras.

Como estrategia de recuperación, los sistemas silvopastoriles ofrecen una solución potencial para la degradación, preservando los recursos vegetales del área (Nai Bregaglio et al., 2001). Una de las prácticas más utilizadas para el control de leñosas es el rolado selectivo (RS) cuyo principal objetivo es disminuir la densidad de leñosas y con ello el área sombreada (Adema, 2006, Kunst et al., 2003). Esto permitiría aumentar la oferta forrajera y mejorar las propiedades edáficas a partir de la incorporación de materia orgánica y el ciclado de nutrientes y que junto con un mejor acceso y tránsito de los animales se pueda realizar un adecuado manejo silvopastoril. También surgirán condiciones necesarias de luz, temperatura y espacio para que el BSS sea activado (Morici et al., 2009; Benech-Arnold et al., 2014; Ernst et al., 2017).



La respuesta de una comunidad vegetal al RS dependerá en gran medida del tamaño, composición y estructura previa de los parches de vegetación (Bravo et al., 2003; Estelrich et al., 2005) aunque su restablecimiento en muchos casos depende exclusivamente del BSS. Este se puede definir como el almacenamiento de semillas viables, ubicadas en los primeros centímetros del suelo, que potencialmente son capaces de germinar y establecerse (Thompson y Grime, 1979). El BSS cumple un rol fundamental en la regeneración, colonización y conservación de áreas que sufrieron drásticos procesos de disturbios (De Souza Maia et al., 2006), en especial, en la mayoría de los ecosistemas áridos y semiáridos del mundo (Soriano, 1990) y donde las especies, en su mayoría, poseen como única vía de propagación la reproducción sexual. Conocer su densidad, distribución, y composición permitirá predecir la respuesta de una comunidad vegetal a ciertos disturbios y/o manejos, como también su capacidad y tiempo de recuperación (Bertiller, 1996). El objetivo del presente trabajo fue evaluar en un área de renoval de caldén, el banco de semillas de gramíneas perennes (forrajeras y no forrajeras), anuales y dicotiledóneas, en distintos parches de vegetación luego de un disturbio provocado por rolado selectivo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio se encuentra ubicada en la región del caldenal, sistema ecológico que se ubica en la porción más austral de la Provincia Fitogeográfica del Espinal (Cabrera, 1976; Cano et al., 1980), puntualmente en el Establecimiento "Bajo Verde", Departamento Toay, provincia de La Pampa (NE: Lat. 36°29'18,0" Long. 64°37'03,4"; NO: Lat. 36°29'20,5" Long. 64°37'29,1"; SE: Lat. 36°29'42,4" Long. 64°37'03,7"; SO: Lat. 36°29'42,2" Long. 64°37'28,9", a 235 msnm). La precipitación media anual tiene un valor promedio de 600 mm, distribuidas en primavera y otoño, con inviernos generalmente secos (Casagrande y Conti, 1980).

Selección y descripción de las áreas de muestreo

En un potrero de 200 ha, cubierto por un renoval-fachinal de caldén con una altura de 2,5 y 3 metros y una cobertura de leñosas de entre 50 y 75 %, se delimitaron 50 ha que fueron sometidas al RS (12/11/2013), dejando el resto del potrero como testigo (Adema et al., 2004; Adema, 2006).

En marzo de 2014, luego de producida la lluvia de semillas de gramíneas y dicotiledóneas, se seleccionaron dos áreas alejadas de la aguada, una como testigo no rolado y otra rolada. En cada una de estas situaciones se marcaron cuatro parcelas de 100 m² (5 x 20 m) cada una. A su vez, cada parcela, se subdividió en cuatro subparcelas de 25 m² (5 x 5 m), y en cada una tomaron las muestras de suelo para analizar posteriormente el banco de semillas.

Estas muestras fueron colectadas teniendo en cuenta los parches de vegetación existentes. Estos parches fueron seleccionados teniendo en cuenta la composición, cobertura y homogeneidad de la vegetación (Caballero et al., 2008): parches sin cobertura leñosa o abierta, parches con cobertura de leñosas o cerrados y parches leñosos con material leñoso muerto en superficie. Los primeros, sin presencia de árboles y arbustos, cuentan con un estrato gramíneo-herbáceo con predominio de gramíneas forrajeras como: *Poa ligularis* acompañado de *Piptochaetium napostaense*. Los parches



cerrados, presentan un estrato graminoso-herbáceo siendo las especies más relevantes gramíneas no forrajeras: *Nassella trichotoma*, *Nassella tenuissima* y *Jarava ichu* y un estrato arbustivo, con predominio de *Prosopis caldenia*, *Condalia microphylla* y *Schinus johnstonii*. Por último, son considerados como parches leñosos, aquellos formados por material leñoso derribado producto del RS. Se colectaron dos muestras de suelo en cada subparcela para cada parche de vegetación tanto del área testigo sin rolar (NR) como del área rolada (R), resultando en tratamientos derivados de cinco combinaciones: rolado abierto (Ra), no rolado abierto (NRa), rolado cerrado (Rc), no rolado cerrado (NRc) y rolado leñoso (RI).

Extracción de las muestras de suelo y análisis del banco de semillas

Luego de la realización del rolado, en cada una de las subparcelas de los distintos parches de vegetación de los tratamientos rolado y no rolado, fueron extraídas 2 muestras de suelo al azar (N=160, n=8), por medio de un cilindro metálico de 7 cm de diámetro y 4 cm de altura. Las muestras estuvieron compuestas por los primeros cuatro centímetros del suelo incluido mantillo superficial o broza. De esta forma cada fracción de suelo estuvo compuesta por 154 cm³ totalizando así 308 cm³ de suelo de cada parche, coincidiendo con el volumen recomendado por Roberts, (1981), con el cuál se logra detectar la mayoría de las especies presentes en el banco. Las muestras fueron llevadas a laboratorio, se mantuvieron durante un mes a 5°C y luego se dejaron secar a temperatura ambiente y se tamizaron para eliminar materiales gruesos.

Las muestras de suelo así obtenidas fueron utilizadas para analizar la germinación de semillas y emergencia de plántulas presentes. La experiencia se realizó durante 8 meses, de abril a noviembre, en un invernadero automatizado con un período de luz de 16 horas diarias, a una temperatura aproximada de 10 °C por la noche y de 20 °C durante el día. Cada muestra, fue depositada y esparcida de manera uniforme en una bandeja plástica de germinación de 11 cm x 15 cm. A su vez, cada bandeja contenía un sustrato o cama de siembra (arena fina) de aproximadamente 2 cm de espesor, la cual fue esterilizada para evitar la presencia de semillas extrañas a la muestra (Piudo y Caveró, 2005). De esta manera se logró que todas las muestras quedaran expuestas a iguales condiciones de luz, humedad y temperatura de acuerdo a lo recomendado por Dalling et al., (1994), ISTA (2013) y Ernst et al., (2017). El riego se aplicó a capacidad de campo con una frecuencia semanal.

Para determinar la composición del banco de semillas, se utilizó el método de germinación directa de las semillas o de emergencia de plántulas descrito por Piudo y Caveró (2005), Ernst y Morici (2013) y Ernst et al., (2017) el cual se realizó bajo condiciones semicontroladas (Sokal y Rohlf, 1981). Este método de germinación se refiere al componente activo del banco o sea al aporte que tiene el banco en la germinación de sus diseminulos (Mayor, 1996; Acosta y Agüero, 2001).

Una vez producida la germinación de las semillas, se contabilizaron las plántulas que iban emergiendo desde el montaje del ensayo hasta que no se visualizó ninguna germinación más. Las plántulas fueron removidas e identificadas taxonómicamente a través de la bibliografía disponible y por comparación de material de herbario (Petetín y Molinari, 1982; Rúgolo de Agrasar et al., 2005). Este procedimiento se realizó durante los dos primeros meses en forma diaria y los últimos meses en forma semanal. Los ejemplares dudosos que no se pudieron identificar y determinar se trasplantaron a macetas, a la espera de su floración y que su clasificación fuera factible.



Mensualmente se desagregaron y removieron los sustratos de las bandejas a fin de evitar compactación y romper la costra superficial producto del riego (Acosta y Agüero, 2001; Piudo y Caveró, 2005). En el último mes de observación y extracción de plántulas las muestras dejaron de ser regadas durante 10 días. Con este tratamiento de sequedad y calor, se buscó lograr las condiciones necesarias para romper la dormancia de la mayor cantidad de semillas que aún no habían germinado (Acosta y Agüero, 2001; Haretche y Rodríguez, 2006; Benech-Arnold et al., 2014). Las especies encontradas fueron agrupadas en 3 grupos florísticos mencionados: gramíneas forrajeras perennes (F), gramíneas no forrajeras perennes (NF) y gramíneas anuales y dicotiledóneas (A+D). La densidad en cada parche se expresó en semillas germinadas por metro cuadrado.

Análisis estadístico

Los análisis estadísticos fueron realizados mediante ANOVA de acuerdo a un diseño de parcelas divididas con cuatro repeticiones, donde la parcela principal es la práctica de manejo realizada con dos niveles: rolado y no rolado. Para la comparación de medias se utilizó Tukey ($p < 0.05$), con el programa InfoStat versión 2016 (Di Rienzo et al., 2016). No se realizó un análisis estadístico de las siguientes especies *Hordeum stenostachys*, *Digitaria californica*, *Setaria leucopila*, *Soporobolus cryptandrus*, *Bowlesia incana*, *Ciclospermum leptophyllum*, *Daucus pucillus*, *Gnaphalium gaudichaudianum*, *Heterotheca subaxillaris*, *Medicago minima*, *Parietaria debilis* y *Stuckertiella peregrina* por su baja presencia en el BSS.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las especies halladas en este trabajo, coinciden con las reportadas en los trabajos de Mayor, (1996); Morici, (2006); Ernst et al., (2015; 2017), quienes analizaron el BSS de gramíneas en el bosque de caldén. En las muestras de suelo colectadas de las áreas roladas y no roladas fueron identificadas, a través del método de BSS germinable, un total de 11 especies de gramíneas (**Tabla 1**), nueve perennes y dos anuales. Dentro de las primeras hay tres forrajeras invernales (*P. napostaense*, *P. ligularis* y *Briza subaristata*), tres no forrajeras invernales (*J. ichu*, *N. tenuissima* y *N. trichotoma*) y tres gramíneas estivales forrajeras (*S. leucopila*, *D. californica* y *S. cryptandrus*). Dentro de las anuales se encontraron *Bromus catharticus* y *H. stenostachys*. Las dicotiledóneas germinadas fueron todas herbáceas anuales: *B. incana*, *Cerastium glomeratum*, *Chenopodium album*, *C. leptophyllum*, *Conyza blakei*, *D. pucillus*, *Descurainaea argentina*, *Gamochaeta. subfalcata*, *G. gaudichaudianum*, *H. subaxillaris*, *M. minima*, *P. debilis*, *Salsola kali* y *S. peregrina*.

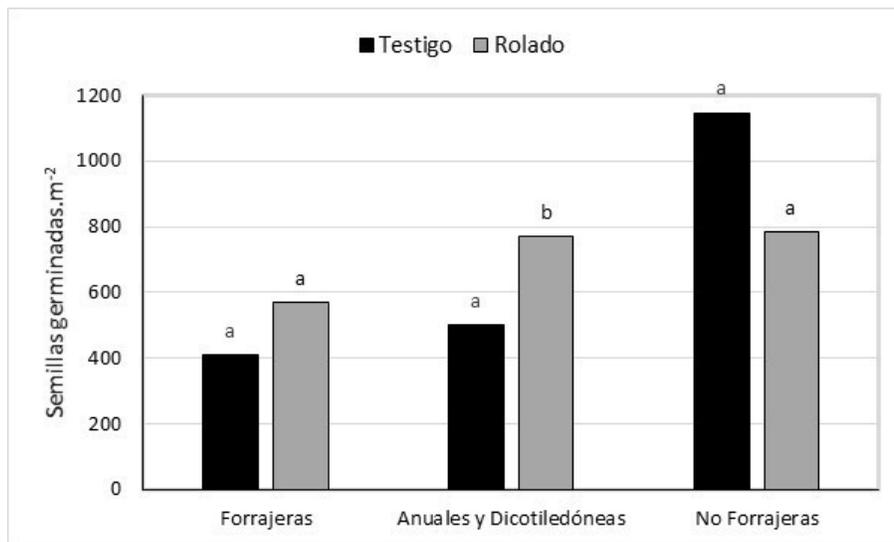


Figura 1: Banco de semillas germinable de especies forrajeras, no forrajeras y anuales y dicotiledóneas según áreas no roladas y roladas. Letras distintas indican para cada grupo de especies diferencias significativas ($p < 0,05$) entre rolado y testigo.

En un primer análisis se evaluó el BSS considerando las áreas roladas y no roladas sin considerar los distintos parches de vegetación. Se observa mayor densidad del BSS de las especies A+D en las muestras provenientes de las áreas roladas ($p < 0,05$, **Fig. 1**), respecto a las áreas sin rolar. A pesar de que se observó menor densidad de NF y mayor densidad de F en los tratamientos rolados, estas diferencias no fueron estadísticamente significativas (**Fig. 1**).

En un trabajo realizado en esta misma área por Uhaldegaray y Rolhauser, (2015), encontraron que el pastizal tenía una baja proporción de especies F, lo que implicaría cierto grado de degradación del sistema. Estudios de la vegetación llevados a cabo en distintos sitios del caldenal arribaron a conclusiones similares (Loydi et al., 2010; Distel, 2016; Morici et al., 2009; Ernst et al., 2017). La pérdida de F junto con el incremento NF y especies anuales constituye una observación común en estas áreas de pastizal (Estelrich et al., 2005), estando esto en línea con distintos trabajos que destacan al pastoreo como un disturbio que altera las relaciones competitivas de las especies, favoreciendo a algunas en detrimento de otras (Rauber et al., 2014).

La representatividad de las F en el BSS estuvo mayormente limitada a tres especies solamente *P. napostaense*, *P. ligularis* y *B. subaristata*, mientras que el pastizal prístino es rico en F de los géneros *Nassella*, *Piptochaetium*, *Melica*, *Briza* y *Poa* (Cabrera, 1976). La alta riqueza de especies NF del género *Nassella* y *Melica*, podría ser un buen indicador de la degradación del pastizal (Kinucan y Smeins, 1992; Kinloch y Friedel, 2005; Kassahun et al., 2009) lo que justificaría alguna intervención con alguna técnica y/o práctica de manejo que revierta esta situación.

La situación testigo en la **Fig 1** refleja el estado actual del BSS del pastizal en el área de estudio, donde se observa la mayor densidad de semillas germinadas de NF. Morici et al., (2009) trabajando en el misma área determinó que la dominancia de NF fue producto del pastoreo selectivo que se realizó sobre las F. Los herbívoros perciben la heterogeneidad florística y ejercen una marcada preferencia sobre las especies de alto valor forrajero (Vecchio et al., 2008). Este mismo autor



menciona que se debe considerar el efecto del pastoreo sobre la dinámica de la vegetación a partir de la producción y dispersión de semillas, ya que las F pastoreadas producen un menor número de semillas provocando una reducción en la colonización de esas especies y un agotamiento del BSS. Las especies NF y anuales al no ser consumidas producen un gran número de semillas, enriqueciendo el BSS (Estelrich et al., 2005). Luego del rolado, si bien se observan cambios en la estructura del banco, ya que se observa un incremento en el BSS de las F y una disminución de las NF, los mismos no fueron significativos.

Las A+D son especies caracterizadas por ciclos de vida cortos o anuales, dependiendo de las características del ambiente, las que están adaptadas para colonizar áreas que presentan alguna clase de disturbio o condiciones favorables para el crecimiento en forma intermitente. Además, poseen una rápida germinación, un alto potencial de crecimiento, de producción de semillas y presentan mecanismos de dispersión que les permiten colonizar nuevas zonas (Luzuriaga et al., 2005).

En un segundo análisis se comparó la densidad de semillas germinadas de las principales especies de cada uno de los parches de vegetación evaluados antes del rolado (NRa: No Rolado abierto, NRC: No Rolado cerrado) y con posterioridad al rolado (Ra: Rolado abierto, Rc: Rolado cerrado, RI: Rolado leñoso) (**Tabla 1**)

Tabla 1: Densidad de semillas germinadas de cada especie presentes en el banco de semillas del suelo (semillas germinadas/m²).

		SITUACIONES DE MANEJO				
	ESPECIES	NRa	NRC	Ra	Rc	RI
F	<i>Briza subaristata</i>	260 ab	584 b	34 a	49 a	52 a
	<i>Piptochaetium napostaense</i>	294 a	179 a	909 b	31 a	145 a
	<i>Poa Ligularis</i>	795 ab	358 a	1932 b	1104 ab	878 ab
NF	<i>Jarava ichu</i>	1379 ab	2322 b	309 a	3003 b	795 a
	<i>Nassella tenuissima</i>	1039 abc	2337 c	405 ab	1948 bc	325 a
	<i>Nassella trichotoma</i>	99 a	34 a	114 a	65 a	81 a
	<i>Bromus catharticus</i>	164 a	470a	390 a	1964 b	665 a
	<i>Cerastium glomeratum</i>	345 a	971 a	313 a	1332 a	3061 b
A+D	<i>Chenopodium album</i>	66 a	542 ab	66 a	955 b	297 a
	<i>Conyza blakei</i>	495 a	1513 b	561 a	461 a	445 a
	<i>Descurainia argentina</i>	166 a	247 a	213 a	1776 b	1200 b
	<i>Gamochaeta subfalcata</i>	445 a	511 a	345 a	905 b	937 b
	<i>Salsola kali</i>	608 b	16 a	313 ab	34 a	66 a

F: gramíneas forrajeras perennes, NF: gramíneas no forrajeras perennes, A+D: gramíneas anuales y dicotiledóneas, NRa: No Rolado abierto, NRC: No Rolado cerrado, Ra: Rolado abierto, Rc: Rolado cerrado, RI: Rolado leñoso.



Con respecto a las semillas de *F* halladas en las distintas situaciones de manejo, se observó un comportamiento similar entre *P. napostaense* y *P. ligularis*. Para la primera especie se encontró un mayor BSS en los parches de vegetación Ra (**Tabla 1**, $p < 0,05$), mientras que para *P. ligularis* los parches Ra mostraron un BSS, que solo se diferencia del BSS de los parches cerrados sin rolar (**Tabla 1**, $p < 0,05$). Estos resultados coinciden con los hallados por Kin et al., (2004) para un área de caldenal, donde observaron que *P. napostaense* tuvo una menor emergencia, crecimiento y supervivencia probablemente asociado a un mayor sombreado en estos tratamientos y como consecuencia de ello, menor cobertura de esta especie, menor lluvia de semillas y un pobre ingreso al BSS. A su vez, Vivas et al., (2017) encontraron que las plantas de *P. napostaense* que crecieron en los espacios abiertos entre individuos de caldenes presentaron un mayor número de semillas por planta que las que crecieron debajo de los caldenes, asegurando la incorporación de semillas al banco. En los lugares Ra se observa que las semillas germinadas de *P. napostaense* se encuentran en mayor densidad (**Tabla 1**), que podría explicarse por la existencia de menor cantidad de broza (Moscoso Marín y Díez Gómez, 2005). Esto le permite al antecio tomar contacto con el suelo y enterrarse (Rúgolo de Agrasar et al., 2005), de esta manera escapa de los depredadores y fuegos accidentales o naturales (Ernst et al., 2015). Por otra parte, en el caso de *P. ligularis* (**Tabla 1**) por tener un antecio liviano y piloso, no penetra en el suelo y es crucial para su germinación que en el lugar tampoco exista broza. (Rúgolo de Agrasar et al., 2005). Según Funk et al., (2012) las plantas de *P. ligularis* que sobreviven el pastoreo mediante la protección de los árboles o arbustos proveen propágulos para el reclutamiento de individuos en los ambientes que fueron disturbados. A su vez, *P. napostaense* y *P. ligularis* en lugares abiertos y disturbados reciben mejor calidad de luz y poseen menor interferencia con otras especies vecinas, aspectos que parecen inducir su germinación (Bedoya-Patiño et al., 2010, Keblawy, 2017) y establecimiento, lo que explicaría la presencia de una mayor densidad de semillas germinadas en dichas áreas (Distel et al., 1992).

En cuanto a *B. subaristata* se observa un comportamiento opuesto a las forrajeras anteriores encontrándose su mayor densidad en los parches (NRc) (**Tabla 1**). Según Cano (1988) esta especie, en el caldenal, es poco abundante en áreas abiertas o pastoreadas, por otra parte como su antecio presenta una lema globosa y alada (Rúgolo de Agrasar et al., 2005) puede ser fácilmente transportada por el viento y quedar retenida y depositada en la vegetación arbustiva (Benvenuti, 2007) razón por la cual sería más abundante en estas áreas.

Con respecto a las NF, se observó que en los lugares con presencia de árboles y arbustos existe mayor cantidad de semillas germinadas de *N. tenuissima* y *J. ichu*. La densidad de *N. tenuissima* fue mayor en NRc con respecto a RI y Ra (**Tabla 1**, $p < 0,05$). Para *J. ichu* la densidad más alta de semillas germinadas se observó en NRc y Rc, diferenciándose de Ra y RI donde se registraron los menores valores de germinación de esta especie (**Tabla 1**, $p < 0,05$). Para *N. trichotoma* no se encontraron diferencias entre las situaciones de manejo, donde el total de semillas germinadas que se registró fue muy bajo (**Tabla 1**, $p > 0,05$).

Según Rauber et al., (2014) en el bosque de caldén las NF como *N. tenuissima* y *J. ichu* han expandido su rango de distribución y abundancia debido al comportamiento alimenticio selectivo de los herbívoros, por el disturbio provocado por el pisoteo o por el transporte de semillas en el pelaje. Estos mismos autores mencionan que las altas coberturas de NF estuvieron relacionadas a una baja cantidad de materia orgánica del suelo, baja cobertura de suelo desnudo y alta cobertura de mantillo. Coincidentemente, Estelrich et al., (2005) mencionan que existe un incremento en la



abundancia de gramíneas no preferidas producto del comportamiento de los herbívoros y también por efecto del sombreado de las leñosas.

Con respecto a las gramíneas anuales y dicotiledóneas se observa que la mayor densidad de semillas germinadas fue en lugares disturbados ubicados en áreas sombreadas encontrándose *B. catharticus*, *C. álbum*, *C. blakei* y *S. kali* (**Tabla 1**). Estos resultados coinciden con Mayor, (1996), Morici, (2006) y Ernst et al., (2018) quienes, trabajando en áreas del caldenal con similares características, reportaron las mismas especies. Por el contrario, Butti (2015) en la región del ecotono monte-caldenal señala que los parches de suelo sin interferencia de arbustos estaban siendo colonizados por *C. álbum* y *S. Kali* luego de un rolado selectivo. A su vez, Gianelli et al., (2017) mencionan que semillas de *C. blakei* requieren presencia de luz directa para que se produzca la germinación.

Por otro lado la mayor densidad de semillas germinadas de *C. glomeratum*, *D. argentina* y *G. subfalcata* provino de áreas (**Tabla 1**) disturbadas con mayor presencia de luz, similar a los resultados obtenidos por Ernst et al., (2007) en parches de vegetación abiertos y cerrados en un área del ecotono bosque – arbustal de La Pampa. La alta participación de este tipo de especies en los BSS podría atribuirse al cambio de uso del suelo de la región, lo que propiciaría el flujo de semillas de especies invasoras desde las áreas agrícolas hacia los bosques contiguos, facilitando la acumulación de semillas en los mismos (Ramírez et al., 1992). Estas semillas y propágulos de herbáceas anuales almacenados en el suelo, jugarían un papel crucial en la colonización de hábitats disturbados, dado que forman BSS persistentes, dándole la capacidad de permanecer viables por largos períodos de tiempo (Luzuriaga et al., 2005). Este comportamiento se observa en la **Fig. 1**, donde una vez producido el rolado existe un aumento de especies anuales y dicotiledóneas respecto a las áreas sin rolar, posiblemente debido a una alta disponibilidad de nutrientes, particularmente nitrógeno, lo que favorece el crecimiento y la dominancia de estas especies (Bazzaz, 1979). Esto también fue señalado por Keblawy, (2017) para áreas del desierto de Arabia donde observó que estas especies germinaron más en sitios disturbados.

En términos generales y de acuerdo a la información sobre la composición florística relevada en ésta misma área (Uhaldegaray y Rolhauser, 2015), se observa que la composición del banco de semillas se encuentra estrechamente relacionada con la composición florística de la comunidad vegetal que se encuentra por encima y ambos son fuertemente afectados por el manejo al que es sometido el sistema. Esta situación también fue observada por Estelrich et al. (2005) quienes destacaron una estrecha relación entre el BSS y la composición florística en parches con predominancia de especies forrajeras y de no forrajeras en un área de caldenal disturbada por efecto del pastoreo continuo.

En estos renovales, el incremento en la cobertura de leñosas, favorece la formación de una densa capa de broza superficial (Estelrich et al., 2005) que incide a su vez, en el contacto y enterramiento de semillas en el suelo (Marone et al., 1998). Estos cambios en la estructura de la comunidad se ven reflejados en el BSS, ya que la posición final de muchas semillas, en especial las forrajeras, no resultan ser adecuadas para su germinación (Rotundo y Aguiar, 2004).



Los resultados obtenidos estarían indicando la conveniencia de implementar sistemas silvopastoriles, ya que esto permitiría un adecuado manejo del ganado con un aumento significativo de la oferta forrajera para los animales, pudiendo incrementar así la producción de la región.

CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados obtenidos en este trabajo, se observa que la práctica de rolado, al eliminar el material leñoso y aumentar las áreas abiertas podrían favorecer aquellas especies de gramíneas forrajeras y herbáceas anuales en detrimento de las no forrajeras. Los efectos del RS sobre el banco de semillas dependerán de la especie considerada, del parche de vegetación donde se encuentra y del manejo del pastizal que se realice posteriormente. Esta respuesta diferencial al RS, observada en el BSS podría ser una importante herramienta para el manejo ya que permitiría manipular la composición vegetal de estas áreas de renovales y pastizales naturales. La composición, tamaño y comportamiento del banco de semillas evaluado en el presente trabajo es el resultado del régimen de disturbios (histórico y actual) al que ha sido sometida el área de bosque de caldén el que presenta un denso renoval. Si bien los resultados obtenidos corresponden al primer año luego de producido el rolado, sería interesante evaluar el banco de semillas varios años consecutivos.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, L.W. y Agüero, R. 2001. El banco de propágulos de malezas en el agroecosistema: conocimiento actual y propuesta metodológica para su estudio. *Agronomía Mesoamericana* 12(2), 141-151.
- Adema, E., Buschiazzo, D.E., Babinec, F.J., Rucci, T. y Gómez Hermida, V. 2004. Balance de agua y productividad de un pastizal rolado en Chacharramendi, La Pampa. *Publicación Técnica N° 50*. INTA EEA Anguil. La Pampa. Ediciones INTA. p. 20.
- Adema, E. 2006. Recuperación de pastizales mediante rolado en el Caldenal y en el monte Occidental. *Publicación Técnica N° 65*. INTA EEA Anguil. La Pampa. Ediciones INTA. p 52.
- Bazzaz, F.A. 1979. The physiological ecology of plant succession. *Annual Review of Ecology and Systematics* 10, 351-371.
- Bedoya-Patiño, J.G., Estévez-Varón, J.V. y Castaño-Villa, G.J. 2010. Banco de semillas del suelo y su papel en la recuperación de los bosques semiáridos. *Boletín Científico de Museos de Historia Natural* 14(2): 77-91.
- Benech-Arnold, R.L., Batlla, D., Guglielmini, A.C. y Kruk, B.C. 2014. Ecología de malezas II: la reanudación del crecimiento y el aumento del área. En: *Malezas e invasoras de la Argentina*. (Eds. Fernández O.A., E.S. Leguizamón & H.A. Acciaresi). Editorial de la Universidad Nacional del Sur y Red de Editoriales de Universidades Nacionales. Cap. VI. pp. 139-169.
- Benvenuti, S. 2007. Weed seed movement and dispersal strategies in the agricultural environment. *Weed Biology Management* 7, 141-157.
- Bertiller, M.B. 1996. Grazing effects on sustainable semiarid rangeland in Patagonia: the state and dynamics of the soil seed bank. *Environmental Management* 20, 123-132.
- Bravo, S., Giménez, A.M. Kunst, C. y Moglia, G. 2003. El fuego y las plantas. En: *Fuego en los sistemas argentinos*. (Eds. Kunst C., S. Bravo & J.L. Panigatti). INTA. Santiago del Estero. Argentina. Cap. 6. pp. 61-70.
- Butti, L.R. 2015. Composición botánica de la dieta de novillitos en un pastizal mejorado. Tesis de Magister en Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Sur, p. 85.
- Caballero, I., Olano, J.M., Escudero, A., Loidi, J. 2008. Seed bank spatial structure in semi-arid environments: beyond the patch-bare area dichotomy. *Plant Ecology* 195, 215-223.
- Cabrera, A. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. En: *Tomo II, Fascículo II*. (Eds. Enciclopedia Argentina Agricultura y Ganadería). Acme SACI. Buenos Aires. Argentina.



- Cano, E., B. Fernández, B. y Montes, M. 1980. La Vegetación de la Provincia de La Pampa y Carta de Vegetación 1:500000. En: Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la Provincia de La Pampa. INTA- Provincia de La Pampa- Facultad de Agronomía, UNLPam. p. 493.
- Cano, E. 1988. Pastizales Naturales de La Pampa. Tomo I. CREA. p. 114.
- Casagrande, G. y Conti, H. 1980. Clima de la Provincia de La Pampa. En: Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la Provincia de La Pampa. INTA- Provincia de La Pampa- Facultad de Agronomía, UNLPam. p. 493.
- Dalling, J., Swaine, M. y Garwood, N. 1994. Effect of soil depth on seedling emergence in tropical soil seed – bank investigations. *Functional Ecology* 9, 119-121.
- De Souza Maia, M., Maia, F.C y Pérez, M.A. 2006. Banco de semillas del suelo. *Agriscintia*. 23(1), 33-44.
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F. Balzarini, M.G. González, L. Tablada, M. y Robledo, C.W. 2016. InfoStat versión 2016. Grupo InfoStat, Facultad Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Córdoba. Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar> (20/05/2015).
- Distel, R.A., Paláez, D.V. y Fernández, O.A. 1992. Germination of *Piptochaetium napostaense* (Speg.) Hackel and *Stipa tenuis* Phil. And seedling survival under field conditions. *Rangeland Journal* 14(1), 4-55.
- Distel, R.A. 2016. Grazing ecology and the conservation of the Caldenal rangelands, Argentina. *Journal of Arid Environment* 134, 49-55.
- Ernst, R., Chirino, C.C., Morici, E., Suarez, C., Kin, A y Sosa, A. 2007. Recuperación a partir del banco de semillas del estrato herbáceo de un arbustal semiárido de La Pampa (Argentina). En Actas IV Congreso Nacional y I Congreso del Mercosur sobre el Manejo de Pastizales Naturales. Villa Mercedes, San Luis, Argentina. p. 38.
- Ernst, R. y Morici, E. 2013. Banco de semillas germinable de gramíneas del caldenal. Diferencias pre y post diseminación. *Revista Facultad de Agronomía*. UNLPam 22(2), 39-44.
- Ernst, R., Morici, E., Estelrich, H.D. Muiño W.A. y Ruiz, M.A. 2015. Efecto de la quema controlada sobre el banco de semillas de gramíneas en diferentes parches del bosque de caldén en la región semiárida central Argentina. *Archivos de Zootecnia* 64(287), 245-254.
- Ernst, R., Vásquez, V., Estelrich, D. y Morici, E. 2017. Banco de semillas de gramíneas en fachinales intervenidos mediante rolado selectivo. Semiárida. *Revista de la Facultad de Agronomía*. UNLPam 27(1), 27-39.
- Ernst, R., Morici, E., Estelrich, D. y Vásquez, V. 2018. Evaluación del banco de semillas en fachinales intervenidos mediante rolado selectivo. En Actas VIII Congreso Nacional y IV Congreso del Mercosur sobre Manejo de Pastizales Naturales. Chamental, La Rioja. Argentina. p 18.
- Estelrich H.D., Chirino, C.C., Morici, E. y Fernández, B. 2005. Dinámica de áreas naturales cubiertas por bosque y pastizal en la región semiárida central de Argentina - Modelo Conceptual. En: Heterogeneidad de la Vegetación. Libro homenaje a Rolando León (Eds. J. Paruelo, M. Oesterheld & M. Aguiar). p. 430.
- Estelrich, H.D. y Castaldo, A. 2014. Receptividad y carga ganadera en distintas micro regiones de la provincia de La Pampa (Argentina) y su relación con las precipitaciones. Semiárida. Universidad Nacional de La Pampa. *Revista Facultad de Agronomía*. UNLPam 16, 7-19.
- Estell, R.E., Havstad, K.M., Cibils, A.F., Fredrickson, E.L., Anderson, D.M., Schrader, T.S. y James, D.K. 2012. Increasing shrub use by livestock in a world with less grass. *Rangeland Ecology & Management* 65, 553–562.
- Funk, F.A., Peter, G., Loydi, A., Kröpfl, A.I., Distel, R.A. 2012. Recuperación estructural y funcional de los espacios entre arbustos al cabo de 10 años de exclusión del pastoreo en una estepa semiárida del noreste de la Patagonia. *Ecología Austral* 22,195-202.
- Gianelli, V., Bedmar, F., Diez, P. y Panaggio, H. 2017. Dinámica de emergencia y competencia intraespecífica en *Conyza sumatrensis*. *Agrociencia Uruguay* 21(1), 69-77.
- Haretche, F. y Rodriguez, C. 2006. Banco de semillas de un pastizal uruguayo bajo diferentes condiciones de pastoreo. *Ecología Austral* 16, 105-113.
- ISTA. 2013. International rules for seed testing. Switzerland: germination Part. 1. Agricultural and vegetable seed. Cap. 5. pp. 32-46.
- Kassahun, A., Snyman, H.A., Smit, G.N. 2009. Soil seed bank evaluation along a degradation gradient in arid rangelands of the Somali region, eastern Ethiopia. *Agriculture, Ecosystems y Environment* 129, 428-436.
- Keblawy, A.E. 2017. Germination response to light and temperatura in eight anual grasses from disturbed ad natural hábitats of an arid Arabian desert. *Journal of Arid Environments* 147, 17-24.
- Kin, A., Sosa, A. y Mazzola, M. 2004. Efecto del sombreado y del contenido hídrico del suelo sobre el establecimiento de *Piptochaetium napostaense*. En Actas XXV Reunión Argentina de Fisiología Vegetal. Santa Rosa La Pampa. pp. 22-23.



- Kinloch, J.E., Friedel, M.H. 2005. Soil seed reserves in arid grazing lands of central Australia. Part 1: Seed bank and vegetation dynamics. *Journal of Arid Environments* 60, 133–161.
- Kinucan, R.J., Smeins, F.E. 1992. Soil seed bank of a semiarid Texas grassland under three long-term (36 years) grazing regimes. *The American Midland Naturalist* 128, 11-21.
- Kunst, C., Ledesma, R., Basan Nickish, M., Angella, G., Prieto, D. y Godoy, J. 2003. Rolado de ‘fachinales’ e infiltración de agua en suelo en el Chaco Occidental (Argentina). *RIA* 32(3), 105-126.
- Llorens, E.M. y Frank, E.O. 2003. El fuego en la provincia de La Pampa. En: Fuego en los ecosistemas argentinos (Eds. Kunst, C., S. Bravo & J.L. Panigatti) INTA. Santiago del Estero, Argentina. pp. 259-268.
- Loydi, A. y Diste R.A. 2010. Diversidad florística bajo diferentes intensidades de pastoreo por grandes herbívoros en pastizales serranos del Sistema de Ventania, Buenos Aires. *Ecología Austral* 20, 281-291.
- Luzuriaga, A.L., Escudero, A., Olano, J.M. y Liodi, L. 2005. Regenerative role of seed banks following an intense soil disturbance. *Acta Oecologica* 26, 141-151.
- Maestre, F.T. y Cortina, J. 2005. Remnant shrubs in Mediterranean semiarid steppes, effects of shrub size, abiotic factors and species identity on understorey richness and occurrence. *Acta Oecologica* 27, 161-169.
- Marone, L., Rossi, B.E. y Horno, M.E. 1998. Timing and spatial patterning of seed dispersal and redistribution in a South American warm desert. *Plant Ecology* 137, 143-150.
- Mayor, M.D. 1996. Banco de semillas de un pastizal-arbustal natural del sudeste de La Pampa, su variación estacional y la relación con la vegetación existente. Tesis Magister en Producción Vegetal. Universidad Nacional del Sur. p 128.
- Morici, E. 2006. Efecto de la estructura del pastizal sobre el banco de semillas de gramíneas en el bosque de caldén (*Prosopis caldenia*) de la provincia de La Pampa (Argentina). Tesis Doctoral en ganadería Ecológica. Universidad de Córdoba. España. p 143.
- Morici E., Doménech García, V., Gómez Castro, G., Kin, A., Saenz, A.M. y Rabotnikof, C.M. 2009. Diferencias estructurales entre parches de pastizal del caldenal y su influencia sobre el banco de semillas, en la provincia de La Pampa, Argentina. *Agrociencia* 43, 529-537.
- Moscoso Marín, L.B. y Díez Gómez, M.C. 2005. Banco de semillas en un bosque de Roble de la cordillera central Colombiana. *Revista Facultad Nacional de Agronomía de Colombia* 58(2), 2931-2943.
- Nai Bregaglio, M., Karlin, U., Coirini R 2001. Efecto del desmonte selectivo sobre la regeneración de la masa forestal y la producción de pasturas, en el Chaco árido de la provincia de Córdoba, Argentina. *Multequina* 10, 17-24.
- Nazar Anchorena, J.B. 1988. Manejo de Pastizales naturales de La Pampa. Tomo II. Convenio AACREA – Provincia de La Pampa. p 425.
- Petetin, C.A. y Molinari, E. 1982. Reconocimiento de semillas de malezas. Colección Científica del INTA. p 146.
- Piudo, M.J. y Caverro, R.Y. 2005. Banco de semillas: comparación de metodologías de extracción, de densidad y de profundidad de muestreo. *Publicaciones de Biología. Universidad de Navarra. Serie Botánica* 16, 71-85.
- Rabotnikof, C.M., Sáenz, A.M., Morici, E. y Lentz, B.C. 2013. Efecto de la quema invernal sobre el valor nutritivo de especies codominantes del pastizal mixto del caldenal en la región semiárida central de Argentina. *Universidad Nacional de La Pampa. Revista Facultad de Agronomía. UNLPam* 22, 67-72.
- Rauber, R., Steinaker, D., Demaría, M. y Arroyo, D. 2014. Factores asociados a la invasión de pajas en bosques de la región semiárida central argentina. *Ecología Austral* 24, 320-326.
- Ramírez, N., González, M. y Quintana, P.F. 1992. Banco y lluvia de semillas en comunidades sucesionales de bosque de pino-encino de los Altos de Chiapas, México. *Acta Botánica Mexicana* 20, 59-75.
- Roberto, Z., Frasier, E., Goyeneche, P., González, F. y Adema, E. 2008. Evolución de la carga animal en la provincia de la Pampa. *Publicación Técnica N° 74. INTA EEA Anguil. La Pampa.* p 55.
- Roberts, H.A. 1981. Seed banks in soils. In: Coaker, T.H. (ed.). London: Academic Press. *Advances in Applied Biology* 6, 1-55.
- Rotundo, J.L. y Aguiar, M.R. 2004. Vertical seed distribution in soil constrains regeneration processes of *Bromus pictus* in Patagonia steppe. *Journal of Vegetation Science* 15, 515-522.
- Rúgolo de Agrasar, Z.E.; Steibel, P.E. y Troiani, H.O. 2005. Manual ilustrado de las gramíneas de la provincia de La Pampa. Universidad Nacional de la Pampa y Universidad Nacional de Río Cuarto. Córdoba. p 359.
- Sala, O.E.; Vivanco, L. y Flouham, P. 2013. Grassland Ecosystems. *Encyclopedia of Biodiversity* 4, 1-7.
- Sione, S.M.J., Ledesma, S.G., Rosemberger, L.J., Wilson, M.G. y Sabattini, R.A. 2016. Banco de semillas del suelo en un área de bosques nativos sujeta a cambios en el uso de la tierra (Entre Ríos). *Revista FAVE, Ciencias Agrarias* 15(1), 1-17.



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

Sokal, R.R. y Rohlf, F.J. 1981. Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. WH Freeman & Company. New York. p 859.

Soriano, A. 1990. Missing strategies for water capture in the Patagonian semi-desert. Academia Nacional de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales 5, 135-139.

Thompson, K. y Grime, J.P. 1979. Seasonal variation in seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. Journal of Ecology. 67, 893-921.

Uhaldegaray, A. y Rollhauser, M. 2015. El rolado selectivo y la quema controlada como herramientas para intervenir fachinales, su efecto y duración sobre la estructura vertical y horizontal de la vegetación. Tesina de graduación de la Ingeniería Agronómica. Facultad de Agronomía. Universidad Nacional de La Pampa. p 43.

Vázquez, P., Adema, E y Aimar, S. 2013. Dinámica de la fenología de la vegetación a partir de series temporales de NDVI de largo plazo en la provincia de La Pampa. Ecología Austral 23, 77-86.

Vecchio, M.C., Golluscio, R.A. y Cordero, M.I. 2008. Cálculo de la receptividad ganadera a escala de potrero en pastizales de la Pampa Deprimida. Ecología Austral 18, 213-222.

Vivas, S.E., Blazquez, F.R. y Peláez, D.V. 2017. Influencia de leñosas sobre la producción de semillas de gramíneas perennes forrajeras en el sur del Caldenal, En: Actas XL Congreso Argentino de Producción Animal. Córdoba. Argentina. p. 111.



EVALUACIÓN DE TRES SISTEMAS SILVO PASTORILES DE *Pinus elliotii* Y PASTIZAL SUBTROPICAL

EVALUATION OF THREE SILVO PASTORAL SYSTEMS OF *Pinus elliotii* AND SUBTROPICAL GRASSLAND

Gándara, Luis; María M. Pereira; Guillermo A. Perrens; Francisco Nuñez; Oscar Quiróz; Juan J. Verdojak

gandara.luis@inta.gob.ar EEA INTA Corrientes. Ruta Nacional N°12 km1008. Corrientes.

Resumen

Los bosques implantados compiten con la ganadería por el uso del suelo en la mayoría de los casos. Una alternativa que puede mejorar esta situación es el desarrollo de sistemas silvopastoriles (SSP). Los objetivos de este ensayo fueron medir la acumulación de biomasa aérea (ABA) y la composición botánica (CB) de un pastizal, la evolución y rendimiento de la masa forestal de *Pinus elliotii*, en 3 plantaciones con distinto arreglo espacial. El ensayo se realizó en una empresa agropecuaria, Departamento Concepción, Corrientes. El período que se comunica incluye desde setiembre 2015 hasta abril 2018. Se aplicaron 4 tratamientos: T1 pastizal cielo abierto (CA), T2 pastizal en SSP-2010 (6x2) con 833 pl/ha; T3 pastizal en SSP-2012 (6 x 2), con 833 pl/ha, T4 pastizal en SSP-2014 (8x4x2), con 833 pl/ha. Para evaluar la ABA se utilizaron jaulas de exclusión móviles de 1m³. Los cortes se realizaron a 5cm del suelo cada 60 y 110 días durante la época de activo y mínimo crecimiento respectivamente. Las jaulas se colocaron en el centro de las calles angostas y en el centro de la calle ancha. La radiación solar incidente se midió con ceptómetro al medio día y siempre con lecturas apareadas al CA. Pevio al corte se evaluó la composición botánica por el método de los rangos (DWRM) en peso seco. En un periodo de 946 días, la ABA disminuyó un 56%, 11% y 18% para las plantaciones de 2010, 2012 y 2014 respectivamente respecto al valor inicial. En la forestación 2010 la incidencia de la radiación estuvo siempre por debajo de los valores de incidencia de la radiación recomendados (70 %), siendo este factor la principal causa de disminución de la ABA. En base a estos resultados preliminares se recomienda el control de la biomasa aerea y de los niveles de luz para que la sombra no supere valores de 30 %.

Palabras clave: biomasa aérea; composición botánica; radiación.

Summary

The implanted forests compete with livestock for the use of land in most cases. An alternative that can improve this situation is the development of silvopastoral systems (SS). The objectives of this trial were to measure the accumulation of aerial biomass (AAB) and the botanical composition (BC) of a grassland and the evolution and yield of the forest mass of *Pinus elliotii*, in 3 plantations with different spatial arrangement. The trial was conducted in an agricultural company, Concepción Department, Corrientes. The communicated period includes from September 2015 to April 2018. Four treatments were applied: T1 grassland open sky (OS), T2 grassland in SS-2010 (6x2), with 833 pl/ha; T3 grassland in SS-2012 (6x2), with 833 pl/ha, T4 grassland in SS-2014 (8x4x2), with 833 pl/ha. To evaluate the AAB, mobile isolation cages of 1m³ were used. The cuts were made at 5cm from the soil every 60 and 110 days during the active and minimum growth respectively. The cages were placed in the center of the narrow streets and in the center of the wide street. The incident solar radiation was measured with a ceptometer at noon and always with readings paired to the OS. Prior to



cutting, the botanical composition was evaluated by the dry weight method (DWRM). Over a period of 946 days, the AAB decreased by 56%, 11% and 18% for the 2010, 2012 and 2014 plantings, respectively, compared to the initial value. In SS 2010, the incidence of radiation was always below the recommended radiation incidence values (70%), this factor being the main cause of AAB decrease. Based on these preliminary results, the control of aerial biomass and light levels is recommended so that the shade does not exceed 30%.

Keywords: aerial biomass; botanical composition; radiation.

INTRODUCCIÓN

Las provincias de Corrientes y Misiones, ubicadas en el extremo NE de la Argentina, nuclean algo más del 50 % de las plantaciones forestales del país, mayormente *Pinus sp.* y *Eucalyptus grandis*. Los intentos de utilizar las plantaciones para desarrollar sistemas silvopastoriles en la región se remontan a la década de 1970, aunque es a partir de los primeros años del siglo XXI, que comenzaron a difundirse entre productores (Fassola, 2009). Los sistemas silvopastoriles (SSP) pueden mejorar la situación financiera de los productores por generar ingresos anuales adicionales a la producción forestal a través de la producción del ganado. Además, pueden tener impacto positivo en lo social y en lo ambiental, dado que permiten abastecer industrias más intensivas en mano de obra (como la industria del mueble) y la obtención de productos con un ciclo de vida largo contribuyendo a la fijación de CO₂.

En la provincia de Corrientes la ganadería con más de 5.000.000 cabezas, representa una de las actividades económicas más importantes del sector agropecuario. Ocupa una superficie de 5.740.183 ha, de las cuales el 90% son pastizales (Kurtz et al., 2015). El inventario forestal (año 2014) ubicaba a Corrientes como la provincia con mayor superficie forestada en el país, ya que con 418.134 ha superaba a la de la provincia de Misiones.

Los bosques implantados compiten con la ganadería por el uso del suelo en la mayoría de los casos. Una alternativa que puede mejorar esta situación es el desarrollo de sistemas silvo pastoriles.

No existen trabajos publicados sobre evaluaciones de la producción del pastizal de Paja colorada como componente principal en plantaciones de *Pinus sp.* con distintos arreglos espaciales. Por esto nos planteamos la hipótesis que en los SSP la producción del pastizal es similar a la del CA y de esta manera los árboles no son una competencia para los sistemas ganaderos, pero sí un complemento que permite la diversificación e intensificación de los sistemas ganaderos.

Los objetivos de este trabajo fueron:

1. Evaluar la acumulación de biomasa aérea y composición botánica de un pastizal
2. Medir y evaluar los parámetros dasométricos y de crecimiento del dosel en términos de densidad de árboles, altura total, área basal, volumen real, altura de poda y longitud de copa verde.



MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se instaló en un establecimiento ganadero cercano a la localidad de Colonia Santa Rosa, departamento Concepción, Corrientes, (Latitud 28°21'43.90" S y longitud 58° 4'32.52" O). Los resultados corresponden al periodo de evaluación que va desde la primavera de 2015 hasta el otoño de 2018. La evaluación del pastizal se realizó con un diseño en bloques al azar, con mediciones repetidas en el tiempo. Los tratamientos fueron diferentes edades de forestación (2010, 2012 y 2014) y cielo abierto (CA).

Después de plantarse los árboles con tres arreglos espaciales diferentes, el potrero se clausuró al pastoreo por dos años. Para evitar un exceso en la acumulación de biomasa aérea del pastizal y disminuir el riesgo de incendios, se pasó un rolo faca y luego se fertilizó con 100 kg/ha de superfosfato triple de calcio.

El ensayo se instaló sobre un suelo arenoso, Psamacuente spódico, con bajo contenidos de materia orgánica (0,8 a 1,2) y nutrientes; débilmente ácidos (ph 5 a 5,5), con excesos de humedad y sobresaturación por tiempos prolongados por las lluvias (Escobar *et al.*, 1996).

Factores bióticos:

Pastizal

En el pastizal se evaluó la composición botánica (CB) por el método de los rangos (DWRM) en peso seco desarrollado por t Mannetje y Haydock (1963) y la acumulación de biomasa aérea (ABA) a través del uso de 9 jaulas de exclusión de 1m³ por tratamiento (tres por transecta). Estas fueron colocadas siempre en el centro de los callejones y para iniciar cada periodo de medición, antes de ser colocadas se cortaba el pastizal con motoguadaña de cuchilla a 5 cm del suelo. En cada muestreo, al finalizar, las jaulas se cambiaban de lugar para no generar una respuesta compensatoria por efecto de frecuencia de corte. Los muestreos y cortes se hicieron cada 56-63 días en la época de activo crecimiento del pastizal (primavera, verano y otoño-4 cortes) y un corte (120 días) durante la época de mínimo crecimiento (invierno). En cada muestreo, previo al corte del pasto, se evaluó la composición botánica por el método de los rangos en peso seco (DWRM-Tothil, 1978) que agrupa según un criterio forrajero, las especies en: Gramíneas, Ciperáceas, Leguminosas y las restantes latifoliadas (definidas como "otras familias") y el valor pastoral con el *INTECO*, índice de Tendencia y Cobertura, que integra diferentes atributos de la vegetación, tales como la cantidad de material muerto y/o seco en pie, de mantillo, suelo desnudo y la producción de la materia seca de la biomasa aérea total y de las especies individualmente (Rosengurtt, 1979).

Caracterización del dosel

Para la evaluación de las características del dosel se marcaron, con estacas, transectas fijas de árboles en cada tratamiento, para ser evaluadas 1 vez al año en junio. En estas se evaluó densidad de arboles (D), altura total (ht), área basal (AB), volumen real (VR) y LCV (longitud de copa verde). En estas transectas también se midió la intercepción de luz.

Pastoreo y carga animal



Todos los años, a principio de marzo, ingresaban terneras destetadas con 6 a 8 meses de edad y 180-190 kg/an, vaquillas de reposición del establecimiento. La carga animal fue 1,5 vaq/ha.

Factores abióticos

Radiación Fotosintéticamente activa (PAR):

Se midió la PAR ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) en cada estación del año. La medición se realizó siempre entre las 11:30 a 13:30 hs del medio día. Se usó un ceptómetro de barras integradoras del flujo de fotones de un metro de longitud (Decagon devices, Inc. - Cavadevices.com). La PAR se midió siempre en el mismo sector marcado en cada transecta de evaluación de los árboles, a su vez en cada sitio de muestreo (tres transectas por forestación se midieron en 5 hileras (3 longitudinalmente y 2 transversalmente a la hilera de los arboles) con un total 200 lecturas (40 puntos por transecta). De esta forma se obtuvieron los valores de PAR y por diferencia de las lecturas a cielo abierto menos las realizadas en la forestación se calculó la proporción de sombra de cada esquema en %.

Condiciones del tiempo:

Se realizó el seguimiento de las condiciones del tiempo. Se instaló una estación meteorológica (Equipo EMA NIMBUS III) en el pastizal a cielo abierto. Se midieron la temperatura del aire, del suelo, la humedad del aire y del suelo a 5, 15 y 25 cm de profundidad, como así también las precipitaciones.

RESULTADOS

Condiciones del tiempo

Se calcularon los promedios anuales de las variables registradas por la estación meteorológica. La humedad relativa ambiente fue 78%, la temperatura del aire fue 21°C (máx. 37, 7° C y min 0, 8° C), la humedad del suelo promedio a 5, 15 y 25 cm de profundidad fue de 33% y la temperatura del suelo promedio para 5, 15 y 25 cm de profundidad fue de 22° C. Con respecto a las precipitaciones los datos obtenidos fueron los siguientes:

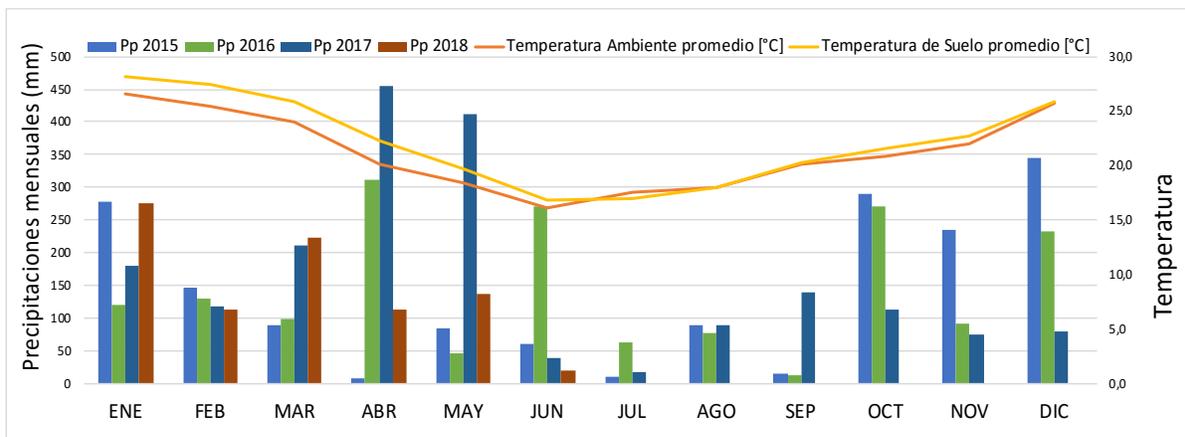


Figura 1. Precipitaciones mensuales y temperatura ambiente mensual promedio y temperatura de suelo mensual promedio.



La precipitación total para el año 1 fue 1.998 mm (septiembre 2015 a agosto 2016), para el año 2 de 2.127 mm (septiembre 2016 a agosto 2017) y para el año 3 de 1.113 mm (septiembre 2016 hasta abril 2017).

Radiación Fotosintéticamente activa (PAR).

En el SSP-2010 los valores de sombra estuvieron desde el inicio por encima del 30%. Este factor sería la principal causa de disturbio sobre el pastizal. En el SSP-2012 los valores estuvieron por debajo del 30% y con el objetivo de tener valores de intercepción por arriba del 70%, se realizó un raleo intensivo en el invierno 2017, que consistió en extraer una hilera completa cada dos hileras. Por lo tanto, la configuración inicial de hileras simples de 6x2 se transformó en una de hileras dobles de (12x6x2). Con este manejo se logró hasta la última medición valores de sombra inferiores al 30%. La SSP-2014 no llegó a generar cambios sustanciales en la intercepción de luz y por este motivo no se presentan los datos de sombra de este dosel.

$$\% \text{ de sombra} = \frac{\text{PAR en la forestación}}{\text{PAR a cielo abierto}} \times 100$$

PAR a cielo abierto

A continuación, en la figura 2, se presentan los datos de sombra desde el inicio del ensayo hasta la última evaluación.

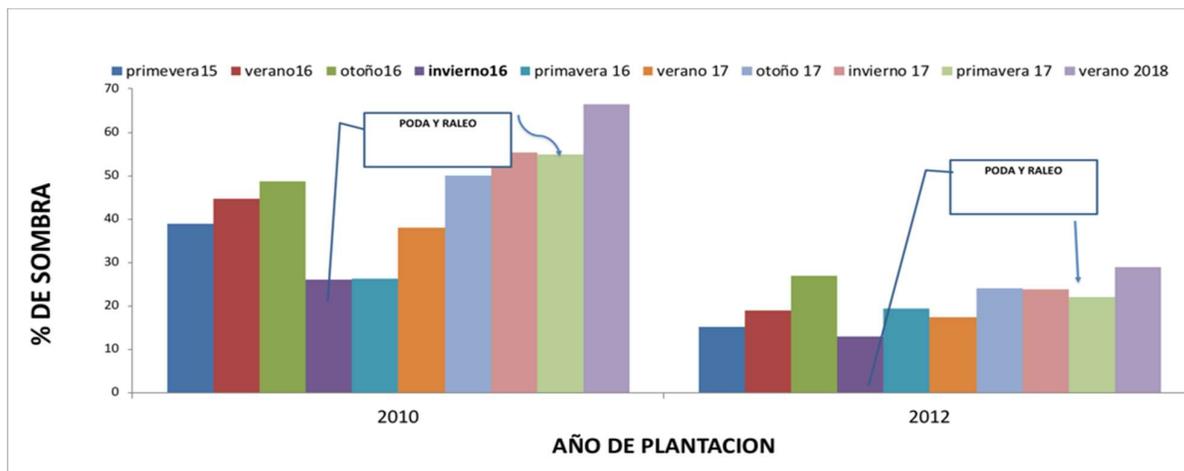


Figura 2. Proporción porcentual de sombra por estación para el SSP 2010 y 2012 respectivamente.

Al iniciar las primeras evaluaciones, en SSP implantado en el 2010, se observaron valores de sombra muy elevados (por encima del 30%) y visualmente un cambio en el estado del pastizal (estructura y composición botánica).

Características del dosel.

A continuación en la tabla 1 se presentan las variables de los arboles, determinadas anualmente en el mes de junio para las diferentes plantaciones:



Tabla 1. Parámetros dasométricos y de crecimiento del dosel. Lote (año de plantación), Sup. (superficie forestada), D (densidad de árboles), ht (altura total), AB, (área basal), V Real (volumen real), H poda, LCV (longitud de copa verde).

PARÁMETROS DASOMÉTRICOS										
Lote	Fecha de Medición	Sup. (ha)	D Inicial pl/ha	D Actual pl/ha	DAP (cm)	ht (m)	AB (m ² /ha)	V Real (m ³ /ha)	H Poda (m)	LCV Km/ha
2010	jun-15	22	833	608	13,2	6,8	8,4	28,6	2,6	2,5
2010	jun-16	22	833	608	15,6	8,9	11,7	52,7	2,6	3,9
2010	jun-17	22	833	603	17,7	10,5	15,0	79,4	5,4	3,1
2012	jun-15	18,5	817	727	7,4	3,4	3,2	4,52	1,2	2,1
2012	jun-16	18,5	817	707	10,1	4,7	5,8	11,3	1,2	2,4
2012	jun-17	18,5	817	409	13,9	6,4	7,0	45,1	2,8	1,4
2014	jun-15	20	803	775	S/D	0,7	S/D	S/D	S/D	S/D
2014	jun-16	20	803	761	S/D	2,0	S/D	S/D	S/D	1,52
2014	jun-17	20	803	545	7,6	3,6	2,5	4,7	1,9	1,0

S/D: sin datos

PARÁMETROS DE CRECIMIENTO

Lote	V Real (m ³ /ha/año)		DAP (cm/año)		ht (m/Año)		AB (m/ha/año)		Relación (ht/DAP)
	IMA*	IMC*	IMA*	IMC*	IMA*	IMC*	IMA*	IMC*	
2010	11,4	26,7	2,5	2,1	1,5	1,6	2,1	3,3	0,6
2012	9,0	16,9	2,8	3,7	1,3	1,7	1,4	1,1	0,5
2014	1,6	1,6	2,5	2,5	1,2	1,6	0,8	0,8	0,5

* IMA= Incremento Medio Anual; IMC= Incremento Medio Periódico



Las condiciones del tiempo para cada momento de plantación (2010-2012 y 2014) fueron óptimas, quitando de esta manera la posibilidad de que exista un efecto año sobre los parámetros dasométricos presentados. A su vez estos resultados dasométricos y de crecimiento comparado con los resultados de otros autores (Colcombet *et al.*, 2003), evidencian un desarrollo normal de los árboles, a través de los incrementos medios anuales del diámetro a la altura del pecho promedio (2,6 cm por año) y de la altura promedio (1,3 metros por año).

Acumulación de la biomasa aérea

Durante el período evaluado de 946 días (desde el 8 de septiembre de 2015 hasta el 11 de abril de 2018), se realizaron 13 cortes. En la siguiente tabla se presenta la acumulación de biomasa total:

Tabla 2. Acumulación de biomasa aérea total del pastizal (kg de MS/ha total y kg de MS/ha/día) para diferentes tratamientos (CA: cielo abierto y SSP 2010, 2012 y 2014 respectivamente).

TRATAMIENTO	ABA	Año 1	Año 2	Año 3	Promedio	Reducción total de la ABA
	kg MS/ha	kg MS/ha/día				%
SSP- 2010	13.017	17,2	15,6	13,4	13,8	-56 (F 2010-CA)
SSP- 2012	26.423	31,4	24,8	33,3	27,9	-11 (F 2012-CA)
SSP- 2014	24.540	29,5	24,7	29,8	25,9	-18 (F 2014-CA)
Cielo Abierto (CA)	29.855	36,2	25,3	40,3	31,6	

Respecto a los factores abióticos en relación con la ABA, específicamente hablando de precipitaciones no hubo diferencias de mm registrados entre los 4 tratamientos para considerar un posible efecto año en los resultados, esto se debe principalmente a que los 4 tratamientos se encuentran en un radio de 2 km.

Las tasas de ABA en kg de MS/ha/día para cada fecha de corte permitió determinar el efecto del árbol sobre el crecimiento del pastizal, teniendo como testigo el pastizal a cielo abierto (Figura 2).

En la SSP-2010, desde el inicio de la evaluación, se evidenció una tasa de crecimiento menor a las de los otros casos (año 1) y a su vez esta tasa continuó disminuyendo año a año. Sin embargo, en los SSP 2012 y 2014 el crecimiento del pastizal fue similar al del cielo abierto y a su vez mantuvieron el mismo ritmo de crecimiento para el año 2 y 3. La causa que afectó la producción de biomasa aérea en SSP-2010 estaría explicada por la menor interceptación de luz desde el momento en que se inició la evaluación de este pastizal. Para prevenir este efecto negativo por efecto de los árboles (% sombra), en el invierno de 2017 se disminuyó la densidad de árboles (de 707 a 409 árboles/ha) en SSP-2012.

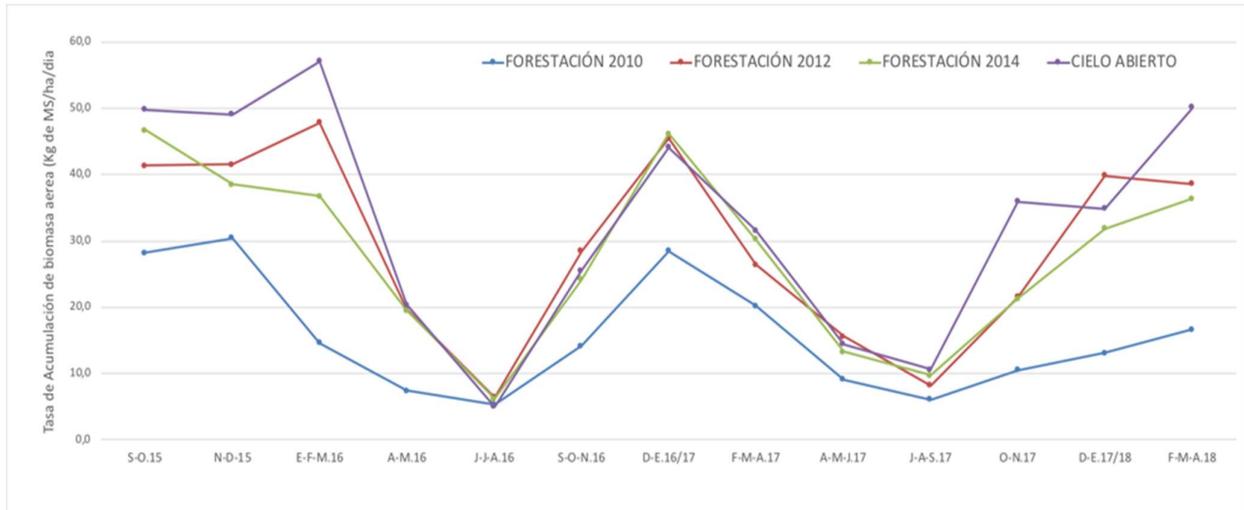


Figura 2. Tasa de acumulación de biomasa aérea (TABA) en kg de MS/ha/día.

Composición botánica

Respecto a la composición botánica en los diferentes ambientes evaluados presentaremos a continuación la proporción de los grupos funcionales que componen la ABA anteriormente presentada.

También en esta evaluación se identificaron todas las especies presentes generando información sobre la riqueza, frecuencia y con esta base de datos poder calcular en trabajos futuros índices de diversidad.

Tabla 3. Contribución porcentual por grupo funcional (gramíneas, leguminosas, cyperáceas y otras), de cada tratamiento evaluado al inicio y fin de la evaluación.

	2010			2012			2014			CIELO ABIERTO		
	INICIO	ÚLTIMO	DIF	INICIO	ÚLTIMO	DIF	INICIO	ÚLTIMO	DIF	INICIO	ÚLTIMO	DIF
GRAMÍNEAS (%)	87,8	72,5	-15,3	81,9	96,1	14,2	97,8	95,1	-2,7	81,3	94,1	12,8
CYPERÁCEAS (%)	5,7	6,0	0,3	11,7	1,00	-10,7	2,0	0,9	-1,1	0,0	2,9	2,9
LEGUMINOSAS (%)	3,6	4,8	1,2	0,4	2,9	2,5	0,2	1,9	1,7	8,6	2,9	-5,7
OTRAS (%)	2,9	16,7	13,8	6,0	0,0	-6,0	0,0	2,1	2,1	10,1	0,1	-10,0

Los resultados obtenidos evidencian el valor de este pastizal a través del aporte de gramíneas de valor forrajero a la biomasa aérea en los SSP 2012-2014 y CA. Sin embargo, en el SSP-2010 las gramíneas disminuyeron y fueron reemplazadas por plantas no deseables para el ganado. Esta información junto a la ABA permite observar una disminución importante de la receptividad al disminuir la cantidad y la calidad de las principales forrajeras del pastizal.

Otro aspecto negativo presente en el SSP-2010 respecto a los otros casos en estudio, fue la fragilidad, cuantificada por una mayor proporción de suelo desnudo, material muerto y mantillo



(principalmente por acículas de pino que tiene una muy lenta degradación) y que impiden el crecimiento del pasto como así también dificultan el consumo del ganado.

Tabla 4. Variables relacionadas al ambiente pastoril (suelo desnudo, mantillo y material muerto) de los diferentes casos de pastizal (SSP- 2010, 2012, 2014 y CA).

Variables/tratamientos	Inicio de la evaluación en (%)				Última evaluación en (%)			
	2010	2012	2014	CA	2010	2012	2014	CA
Suelo desnudo	10	2	7	0	3	0	1	0
Mantillo	23	16	37	3	49	18	28	8
Material muerto	3	4	3	5	8	10	8	8

Composición botánica y diversidad florística

A continuación, se presentan gráficos con la frecuencia de individuos y cantidad de especies registradas que permiten comparar el pastizal en cada tratamiento.

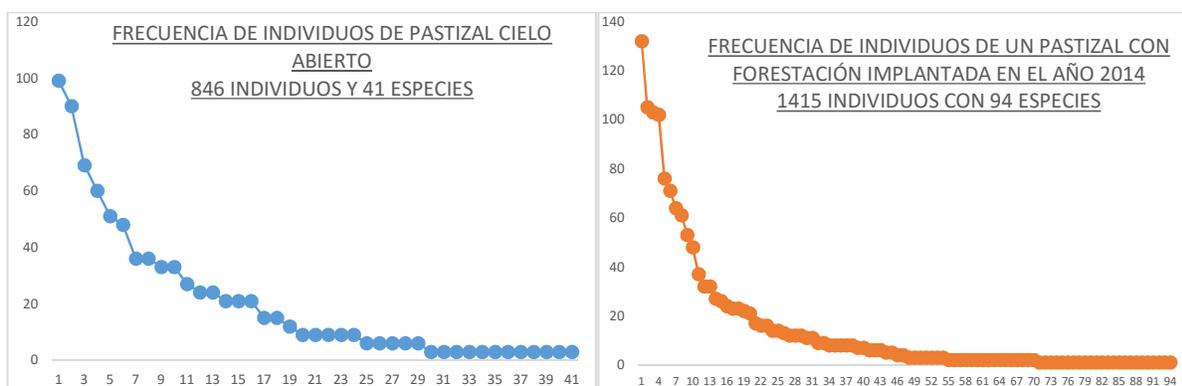


Figura 2. Izquierda. Frecuencia de individuos y cantidad de especies para el pastizal a cielo abierto.

Figura 3. Derecha. Frecuencia de individuos y cantidad de especies en el pastizal en SSP 2014.

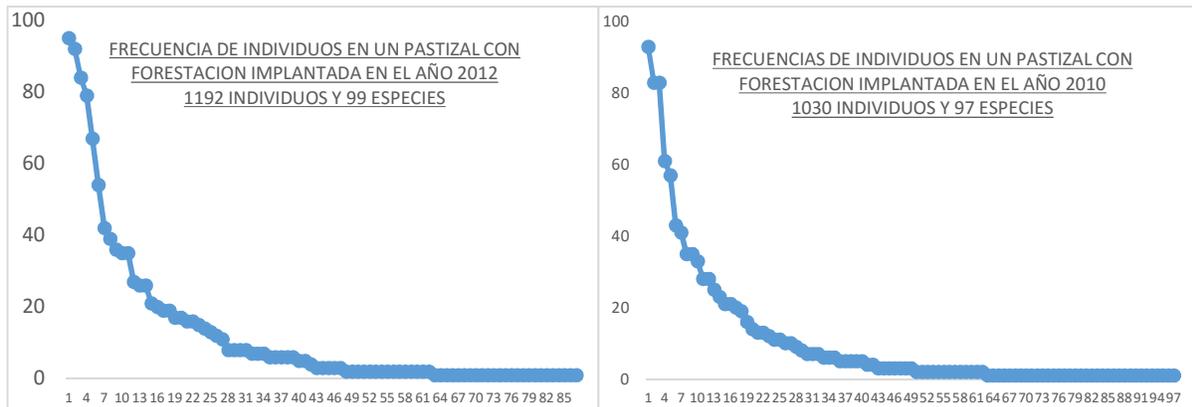


Figura 4. Izquierda. Frecuencia de individuos y cantidad de especies del pastizal en SSP 2012.

Figura 5. Derecha. Frecuencia de individuos y cantidad de especies del pastizal en SSP 2010.

Los resultados evidencian que los mayores niveles de sombra afectaron principalmente el crecimiento de las especies erectas (pajas) como *Andropogon lateralis* y *Sorghastrum setosum* hasta casi extinguir las, siendo reemplazadas por especies no deseables para el ganado. En los SSP 2012 y 2014 se evidenció un menor crecimiento de las pajas antes mencionadas y menor presencia, pero en estos casos fueron reemplazadas por especies forrajeras como *Paspalum spp* y *Axonopus spp.*, de menor productividad, pero de buena calidad.

CONCLUSIONES

No pueden extraerse conclusiones definitivas de este estudio de sistemas silvo pastoriles sobre pastizal de Paja colorada por no haber finalizado el estudio. Sin embargo queda en evidencia que el diseño y manejo posterior de la masa forestal es esencial para evitar una disminución importante del valor forrajero de este pastizal, tanto en su crecimiento como en su calidad.

Los resultados obtenidos hasta ahora permiten afirmar que se deben manejar valores de sombra menores al 30 % para evitar el deterioro del pastizal, además tener presente el manejo de la carga en las diferentes estaciones del año.

Continuar la evaluación de los SSP y agregar la medición del componente animal para tener información más precisa sobre la conveniencia del desarrollo de SSP en pastizales.

Bibliografía

- Acciaresi, H., Ansín, O.E., Marlats, R.M., 1994. Sistemas silvopastoriles: efecto de la densidad arbórea en la penetración solar y producción de forraje en rodales de álamo (*Populus deltoides* Marsh). *AgroForesteria en las Américas*. 4: 6.
- Bernardis, A.C., Roig, C., Bennasar Vilches, M., 2005. Productividad y calidad de los pajonales de *Sorghastrum setosum* (Grisés.) Hitchc. en Formosa, Argentina. *Agricultura Técnica (Chile)*. Vol. 65 Nº 2.



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

- Colcombet, L., Lacorte, S. M., Fassola, H. E., Pachas, N. A., Ferrere, P., 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 Disponible en CD: Actas Décimas Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales - Facultad de Ciencias Forestales - UNaM-EEA Montecarlo - INTA-Eldorado, Misiones, Argentina
- Escobar, E.H., Ligier, H.D., Melgar, R., Matteio, H., VALLEJOS, O., 1996. Mapa de suelos de la Provincia de Corrientes 1:500.000. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Centro Regional Corrientes. / Subsecretaría de Recursos Naturales y Medio Ambiente de la Provincia de Corrientes. Argentina. 432pp.
- Fassola H. E., 2009. Los sistemas silvopastoriles en la región subtropical del NE argentino. XIII Congreso Forestal Mundial. Buenos Aires, Argentina, 18-23.
- Gándara, F., 1994. Productividad primaria de pastizales de la región occidental de Corrientes- Argentina. IICA-BIDPROCISUR. Dialogo XL- Utilización y manejo de pastizales: 197-205.
- Kurtz, D.B., Ligier, H.D., Navarro Rau, M.F., Sampedro, D., Calvi, M., Bendersky, D., 2015. Superficie ganadera y carga animal en Corrientes. Noticias y Comentarios del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Nº 528, pp. 1-5.
- Martín, B., Galleano, V., Spiller, L. C., Vilche, M. S., Montico, S., 2011. Evaluación de la productividad primaria de un pastizal templado en Santa Fe, Argentina. Archivos de Zootecnia, 60, 965-975.
- Royo Pallarés, O., Berretta, E.J., Maraschin, G.E., 2005. The South American Campos ecosystem. En: Suttie, J.M., Reynolds, S.G., Batello, C. (eds.). Grasslands of the world. Rome, F.A.O.
- Sala, O. E., Paruelo, J. M., 1997. Ecosystem services in grasslands. Pages 237-252 in G. C. Daily, editor. Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Island Press, Washington, D.C
- Sampedro, D., 2010. Los cambios productivos en la ganadería vacuna de Corrientes. Hoja Informativa Nº 29. INTA.
- Tothill, J.C., Hargreaves, J.N.C., Jones, R.M., 1978. BOTANAL – A Comprehensive sampling and computing procedure for estimating pasture yield and composition. 1. Field Sampling. Trop. Agron. Tech. Memor., No8, 20 pág. CSIRO -Div. Trop. Crops and Past. Australia.
- Rearte, D., 2007. Informe de situación de la producción de carne vacuna argentina. Programa de producción de carne. Disponible en: <http://www.inta.gov.ar/actual/informes.asp>
- Rosengurtt, B., 1979. Tablas de comportamiento de las especies de plantas de Campos Naturales en el Uruguay. Montevideo: Universidad de la República. 86p



CARACTERIZACIÓN FORRAJERA DE *Vigna luteola* (POROTILLO) EN EL PASTIZAL DEL SISTEMA SILVOPASTORIL DEL DELTA DEL PARANÁ. Estudio de caso

FORAGE CHARACTERIZATION OF *Vigna luteola* (POROTILLO) IN GRASSLAND OF THE SILVOPASTORAL SYSTEM IN THE DELTA OF PARANÁ RIVER. Case study

González, Gabriela L.; Alberto A. De Magistris, Enrique P. De Loof y Carlos A. Rossi.

Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Lomas de Zamora, IIPAAS-CIC. Juan XXIII y Ruta 4, Lomas de Zamora, Pcia. de Bs. As. Dirección de contacto: galgonzalez@yahoo.com.ar

Resumen

Vigna luteola (porotillo) es una fabácea anual estival, herbácea y voluble de los pastizales hidrófilos y márgenes de cursos de agua del Delta Bonaerense. Se registra en sistemas silvopastoriles (SSP), donde es una especie apetecida por los vacunos y usualmente valorada por los ganaderos de la región. Sin embargo, no existe suficiente referencia sobre su valor nutritivo, ecología y manejo. El objetivo es determinar la valoración forrajera y conocer los requerimientos edáfico-ambientales de *V. luteola* como herramientas útiles para su aprovechamiento racional. La investigación se efectuó en la EEA INTA Delta del Paraná y campos (Localidad de Otamendi, Campana, Buenos Aires), sobre 100 censos de vegetación distribuidos al azar. Se determinó Abundancia-Dominancia (5 a +) según Braun-Blanquet. Los resultados sobre valor nutritivo muestran índices de 17,1 % de proteína bruta; 60 % de digestibilidad estimada y 2,162 Mcal/EM/Kg de MS expresado como concentración energética (CE). Estos indicadores colocan a *Vigna luteola* como un forraje con cualidades superiores a los requerimientos de un EV de cría vacuna. Los censos de vegetación mostraron que *V. luteola* es la fabácea nativa con mayores índices de cobertura y abundancia. Se comporta como colonizadora en suelos húmedos y fértiles, no salinos, siempre en sitios muy soleados y está adaptada a tolerar anegamiento.

Palabras clave: fabácea; suelos hidrófilos; valor nutritivo, ganadería

Abstract

Vigna luteola (porotillo) is a summer herbaceous Fabaceae that grows in riparian grasslands and watercourses margins in the Delta Bonaerense. The species appears usually in silvopastoral systems where is valued by the local ranchers. However, there are insufficient references on its nutritive value, ecology and management. The aims of this research are to determine the forage valuation and edaphic and environmental requirements. The research was carried out on the INTA Delta experimental station, located in Campana, Buenos Aires Province, involving about 100 censuses of vegetation distributed randomly. The results on nutritional value show that *V. luteola* has 17.1% CP, estimated digestibility 60% and 2,162 Mcal / DM / kg DM expressed as EC. For these results the forage of this species has nutritional qualities superior to the requirements in cows in the cow-calf operation. Unlike other species of the family, it exhibit waterlogging tolerance. The vegetation censuses showed that this species is the native Fabaceae with highest rates of coverage and abundance.

Keywords: fabaceae, hydrophilic soils; nutritional value, livestock

INTRODUCCIÓN

El pastizal natural que se desarrolla en las islas del Delta del Paraná, es de una gran riqueza florística en varias de sus comunidades (Malvarez, 1997). La instalación de sistemas silvopastoriles



(SSP) en esta región, se han desarrollado en base a plantaciones de salicáceas (álamos y sauces) y mayoritariamente sobre campos endicados. El endicamiento representa un cambio en los flujos de agua, modificando parcialmente la dinámica natural de la vegetación nativa. Los estudios y censos que se vienen realizando sobre el pastizal natural del SSP, muestran que existe más de un centenar de especies con cualidades forrajeras, de las cuales la gran mayoría son Poáceas y solo se han registrado muy pocas fabáceas herbáceas entre las que podemos mencionar: *Vigna luteola*, *Lathyrus pubescens*, *Vicia gramínea*, *Lotus tenuis*, *Trifolium repens*, *Medicago polymorpha* y *Melilotus albus* (Rossi *et al.* 2009). Dentro del grupo de leguminosas herbáceas, *Vigna luteola* (Porotillo) (Figura 1) es la que ha registrado una mayor presencia en los pastizales del SSP del Delta.



Figura 1. Imagen de Porotillo en el pastizal del Silvopastoril del Delta del Paraná

Vigna luteola (Jacq.) Benth: Conocida con los nombres vulgares de Porotillo o Caupí de Monte, es una fabácea herbácea nativa, de crecimiento anual, originaria de América tropical y subtropical que se la encuentra distribuida desde Estados Unidos hasta Argentina. En nuestro país su presencia ha sido registrada en: Buenos Aires, Entre Ríos, Corrientes, Misiones, Formosa, Chaco, Santa Fe, Santiago del Estero, Tucumán, Córdoba, Jujuy y Salta. Esta leguminosa es de hábitos rastreros y trepadores, sus tallos son ramosos, volubles y alcanzan hasta 1,5 m de longitud. Como enredadera, se trepa sobre otras plantas usándolas de soporte. Sus raíces son finas y poco profundizantes, comúnmente con nódulos bacterianos simbióticos. Las hojas son compuestas pinnadas, trifolioladas, con los folíolos ovales a oval lanceolados. Las flores se agrupan en racimos con 3 a 5 flores, ubicadas en el extremo de pedúnculos axilares más largos que las hojas. Las flores son del tipo papilionoidea de color amarillo. Los frutos son legumbres dehiscentes, hirsutas, de color obscuro, pardo-rojizo virando a negrozco a la madurez. Las semillas son de formato oblongo-cilíndrico, de 4,5 a 5 mm de largo por 3 mm de ancho, en número de 5 a 8 por legumbre, color pardo-rojizo a negras. La semilla germina en un período muy prolongado y de manera desuniforme.

Esta leguminosa es muy apreciada por los productores que destacan su presencia en el pastizal natural por su rol estratégico en el aporte de proteína a la dieta del rodeo de cría. En general la disponibilidad de proteína bruta (PB) en los pastizales del SSP es limitada principalmente por la baja presencia de leguminosas (González *et al.*, 2008). La aparición de Porotillo en el pastizal del SSP es irregular entre años y en algunos potreros ha dejado de estar presente durante varios veranos. El estudio edáfico-ambiental y la valoración forrajera de *V. luteola* tiene la finalidad de conocer sus



requerimientos de ambiente donde prospera y sus principales características nutricionales en cuanto a PB, digestibilidad y Concentración Energética (CE). El objetivo de este trabajo fue caracterizar a *Vigna luteola* por sus requerimientos edáficos y ambientales y parámetros nutritivos: Proteína bruta (PB), Fibra detergente neutro (FDN), Fibra detergente ácido (FDA), Digestibilidad *in vitro* de la materia seca (DIVMS) y Concentración Energética (CE). El conocimiento de esta especie permitiría buscar pautas de manejo para incrementar su presencia en los pastizales del SSP.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización del estudio

El estudio se desarrolló en campos con Sistema Silvopastoril en el Bajo Delta del Paraná, en la Pcia. de Buenos Aires durante la primavera de 2015. El clima del Delta es templado húmedo, con precipitaciones que promedian los 1.021 mm/año y régimen isohigro. La temperatura media anual oscila entre 16 y 17 °C. La media de verano entre 22 y 23° C y la de invierno entre 10 y 11° C (Malvárez, 1997). Los datos fueron colectados en parcelas de la EEA INTA Delta del Paraná y campos de productores aledaños en islas en las inmediaciones de la localidad de Otamendi, Pdo. de Campana.

Muestreo

Se realizaron en total 100 censos de vegetación distribuidos al azar en el pastizal del SSP con cuadriláteros de metal de 0,25 m². Los censos se realizaron abarcando las diferentes edades de evolución de las plantaciones forestales del SSP, y en parcelas limpias en pastizal en sucesión previa a ser implantadas con guías de salicáceas y en potreros talados con pastizal en la fase inicial de una nueva sucesión. A manera de poder comparar con el SSP, se realizaron observaciones en los pastizales abiertos, no endicados. El número de censos en cada parcela de muestreo se estableció por la no aparición de nuevas especies en tres censos sucesivos. Con la información de los censos se determinó Abundancia-Dominancia (5 a +) con referencia al rango de cobertura en base a Brun-Blanquete (1979). También durante las tareas de censos se relevó información sobre las características edafo-ambientales: suelos bajos anegadizos, suelos altos de albardón, suelos húmedos de media loma, suelos con indicios de salinidad donde se registró la presencia de plantas de *Vigna luteola*.

Análisis bromatológicos

Para el análisis de laboratorio se recolectaron 10 muestras al azar de *Vigna luteola* en estado de madurez (floración-fructificación). Cada muestra se conformó con un pull de plantas cortadas a un puño de altura, hasta completar aproximadamente 400 gr. de materia verde (MV). Cada muestra fue acondicionada, se retiraron los frutos y fueron pesadas y colocadas en estufa de aire forzado a 60°C hasta alcanzar peso constante. Luego las muestras fueron molidas en un molinillo eléctrico y el material fue pasado por un tamiz de 1mm.

En el laboratorio de la FCA UNLZ se procedió a la determinación de PB según la metodología Kjeldahl (AOAC, 1975). Para las determinaciones de FDN y FDA, se utilizó la metodología propuesta



por Van Soest en un analizador Ankom (Van Soest *et al.*, 1991). La estimación de la Digestibilidad *in vitro* se calculó con el coeficiente por la FDA (Ustarroz *et al.*, 1997) y la Concentración Energética (CE) se estimó por la fórmula de CE en Mcal EM/Kg de MS = 3.6 x % de Digestibilidad (Ustarroz *et al.*, 1997).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Presencia de *Vigna luteola* en el SSP

Los censos de vegetación y observaciones realizadas muestran en general una muy baja presencia de especies leguminosas herbáceas en general. Ninguna de las leguminosas herbáceas censadas superó el rango de + (rara) en la escala de Braun-Blanquet. Sin embargo, la mayor presencia en cantidad de plantas de leguminosas herbáceas registrada en los censos, fue de *Vigna luteola*. Respecto al ambiente, en los muestreos se encontraron plantas adultas y juveniles de Porotillo colonizando en suelos húmedos y fértiles de albardón y media loma y en suelos anegadizos no salinos, y siempre en lugares muy soleados. La presencia observada abarca diferentes comunidades dentro del SSP como los pastizales hidrófilos, bañados temporales, juncales y carrizales, donde trepa sobre los tallos de las gramíneas y ciperáceas. Su adaptación a tolerar anegamientos le otorga una gran ventaja sobre la mayoría de las otras leguminosas mencionadas. Otra observación de presencia fue en los suelos de bordes de canales y avenamientos con restos de resaca. Siempre los lugares donde se registró su presencia eran muy soleados, no se la encontró en las forestaciones más desarrolladas (más de 7, 8 años de edad) donde el crecimiento de los árboles y su canopia limitan bastante la llegada de luz al pastizal. Las plantas observadas presentaban un muy buen desarrollo, con abundante forrajimasa.

Presencia de *Vigna luteola* a cielo abierto

En estos casos se ha observado que *Vigna luteola* coloniza más frecuentemente que en el SSP, aunque su presencia sigue siendo muy baja. Se la ha detectado en los albardones soleados cercanos a arroyos y cursos de agua, creciendo en parches extensos sobre las deposiciones de resaca traída por las crecidas. También se desarrolla frecuentemente en los pastizales hidrófilos, donde se la encuentra trepando en los tallos de gramíneas y ciperáceas. Siempre a pleno sol. Este contraste en la presencia de *Vigna luteola* entre pastizales naturales abiertos y en el SSP endicado, podría deberse en primer lugar a que los diques producen mayores presiones de pastoreo y esto puede afectar la fructificación de esta especie anual. En segundo lugar, los campos endicados sufren la interrupción de los flujos regulares de agua (inundaciones y crecidas) siendo esto una interferencia con la dinámica hídrica de dispersión de sus semillas. Las crecidas que regularmente ingresan por ríos, arroyos y canales depositan sobre los suelos de las islas, capas de resaca que traerían las semillas de esta especie. Para reforzar este comentario, un trabajo de la EEA INTA San Pedro, da cuenta que ha detectado una abundante presencia de semillas de Porotillo (*Vigna luteola*) en la resaca de río que se utiliza en los viveros de la zona de San Pedro, Pcia. de Buenos Aires. (INTA, 2012). Como comentario final de este punto se debe considerar que Porotillo es una especie anual, muy apetecida por el ganado. Su persistencia también depende en gran medida de su fructificación, fase fisiológica que no siempre es respetada por la forma de pastoreo que aplican los productores de esta región.



Parámetros nutritivos

En principio, no se dispone en la bibliografía mucha información sobre los parámetros nutritivos de esta especie, lo cual dificulta las comparaciones. Los resultados obtenidos a partir de los análisis de laboratorio y cálculos de estimación se observan en la Tabla 1.

Tabla 1. Valores promedios de parámetros nutritivos de *Vigna luteola*

PB	FDN	FDA	Digestibilidad Estimada(1)	CE
17,1 %	66,01 %	37,09 %	60,00 %	2,162 Mcal/EM/Kg/MS

(1) Digestibilidad expresada en porcentaje y calculada en base a FDA

Respecto a estos resultados, *Vigna luteola* posee un contenido proteico de 17,1 % de PB superando el valor mínimo de 7% propuesto por Leng (1990) para que un forraje sea aceptable en un planteo pastoril de cría vacuna. Se considera que un forraje debe contener como mínimo entre 70 a 80gr de PB por Kg de MS para que el N no sea limitante. En cuanto a la Digestibilidad estimada, el valor obtenido de 60 % es un índice superior al 55% requerido como mínimo para considerar a un forraje como de buena digestibilidad en un planteo ganadero de cría (Leng, 1990). Solo como dato referencial, el valor de PB obtenido para Porotillo (17,1%) es comparable al 16% obtenido para alfalfa (en estado maduro y 100% de floración) y la Digestibilidad de 60% de Porotillo resultó superior al 57,7 % de Alfalfa en igual estado, según datos publicados por INTA Rafaela (Gaggiotti *et al.* 1996). En cuanto a la concentración energética (CE) el resultado muestra que la especie estudiada posee 2,162 Mcal/EM/Kg de MS. Este porcentaje de EM debe considerarse como bueno si se considera como referencia lo propuesto por Cocimano *et al.* (1975) de 18,54 Mcal/EM/día para un Equivalente Vaca (EV: vacas de cría adultas de 400 kg de peso vivo) para satisfacer sus requerimientos diarios de energía. De acuerdo a este valor, la CE de *V. luteola* colabora con el mejoramiento de la calidad del pastizal de esos SSP.

Los censos y observaciones realizadas en el SSP del Delta muestran que falta realizar investigaciones específicas y obtener mayores conocimientos sobre esta especie en cuanto a su persistencia en los pastizales más sombreados (plantaciones superiores a 7 u 8 años) y también si el endicado es un fuerte impedimento para la dispersión de sus semillas.



CONCLUSIONES

Los análisis de laboratorio permiten afirmar que Porotillo es una forrajera de muy buena calidad nutritiva para vacas de cría con valores de PB, Digestibilidad y CE comparable a los valores de otras leguminosas forrajeras cultivadas como alfalfa.

Bibliografía

- AOAC. 1975. Official Methods of Analysis. 12 th. Ed. Association of Official Analytical Chemists, Washington D.C., USA.
- Braun-Blanquet, J. 1979. Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. Ed. Blume, Madrid, España. 820 Pg.
- Cocimano, M.R.; Lange, A.A.; Menvielle, E.E. 1975. Estudio sobre equivalencias ganaderas. Producción Animal/AAPA, vol 4. Ed. Hemisferio Sur, Bs. As., Argentina: 161-190.
- Gaggiotti, M. del C.; Romero, L.A.; Bruno, O.A.; Comeron, E.A. y Quaino, O. - 1996. INTA, Tabla de composición química de alimentos: II Forrajes verdes. Centro Regional Santa Fe. EEA INTA Rafaela. 9 Pg.
- González, G.L.; Rossi, C.A.; Pereyra, A.M.; De Magistris, A.A.; Lacarra, H. y Varela, E. 2008. Determinación de la calidad forrajera en un pastizal natural de la región del Delta bo-naerense argentino. *Zootecnia Trop.*, 26(3): 223-225.
- INTA, 2012. <https://inta.gob.ar/noticias/viveros-conociendo-los-puntos-debiles-de-las-malezas>.
- Leng, R.A. 1990. Factors affecting the utilization of "poor-quality" forages by ruminants particularly under tropical conditions. *Nutrition Research Reviews* (3):277-303.
- Malvárez, I., 1997. Las comunidades vegetales del Delta del Río Paraná. Su relación con factores ambientales y patrones de paisaje. Tesis doctoral. UBA, 167 Pg.
- Rossi, C. A.; González, G. L.; De Magistris, A. A. y Torrá, E. 2009. Composición botánica del pastizal natural en un sistema silvopastoril del Delta del Paraná: clasificación forrajera. *Actas del 1er. Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, Posadas, Misiones.*: 321-326.
- Ustarroz, E., Latimori, N. y Peuser, R. 1997. Módulo de Programación Forrajera. Alimentación en Bovinos para Carne. 4° Curso de Capacitación para Profesionales. EEA Manfredi, Pcia. de Cba.: 39-53.
- Van Soest, P.J., Robertson, J.B. and Lewis, B.A. 1991. Methods for dietary fiber, NDF and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition. *J.Dairy Sci.* 74: 35-83.



PRODUCCIÓN FORRAJERA DE ORÍGENES DE *Tithonia diversifolia* Hemsl A. (Gray) EN EL NORESTE DE ARGENTINA

FORAGE PRODUCTION OF *Tithonia diversifolia* Hemsl A. (Gray) ORIGINS IN NORTHEAST ARGENTINA

Paola A. González (1;3); Mauro C. Loto (1;3); María B. Rossner (2;4); Ariana Ziegler (2); Federico Corró (4); German Kimmich (4); Luis Colcombet (1)

⁽¹⁾ INTA EEA Montecarlo, Argentina

⁽²⁾ INTA EEA Cerro Azul, Argentina

⁽³⁾ Facultad Cs. Forestales UNaM, Eldorado, Argentina

⁽⁴⁾ Facultad Cs. Agrarias USAL, Virasoro, Argentina

Dirección de contacto: gonzalez.paola@inta.gob.ar.com Av. El Libertador 2472 (3381) Montecarlo, Misiones, Argentina.

Resumen

En la región del NEA de la Argentina, los sistemas silvopastoriles son una alternativa de producción sustentable combinando madera (principal pilar económico) y carne. Esto trae aparejado la necesidad de generar conocimiento de especies forrajeras alternativas aptas a las condiciones de sitios que se presentan. El objetivo del trabajo fue evaluar la respuesta productiva forrajera de tres introducciones de *Tithonia diversifolia* (Colombia, Brasil y México) en tres sitios (Montecarlo, Cerro Azul y Virasoro) para identificar las de mejor crecimiento y productividad. Como resultado, se pudo observar que el crecimiento en altura fue mayor para los orígenes Colombia y Brasil respecto al origen México, siendo esta respuesta similar para los tres sitios. Para la PBA (Producción Bruta Acumulada) se evidenció una interacción sitio-origen; donde el origen Colombia obtuvo su mayor producción en Cerro Azul: 15242,77 kg MS ha año⁻¹, mientras que para Brasil y México la mayor producción fue en el sitio Montecarlo: 15045,07 y 13121,66 kg MS ha año⁻¹ respectivamente. Los valores de producción se encuentran dentro del rango estudiado para esta especie en la región. Se puede considerar que estos tres orígenes poseen adaptabilidad y buen desempeño para ser utilizados en los sistemas agroforestales de la región.

Palabras clave: sistemas productivos; forrajeras alternativas; procedencias.

Abstract

In the NEA region of Argentina, silvopastoral systems are a sustainable production alternative combining wood (main economic pillar) and meat. This brings with it the need to generate knowledge of alternative forage species suitable for the conditions of the sites that are presented. The objective of the work was to evaluate the productive forage response of three introductions of *Tithonia diversifolia* (Colombia, Brazil and Mexico) in three sites (Montecarlo, Cerro Azul and Virasoro) to identify those with the best growth and productivity. As a result, it was observed that the height growth was greater for the origins Colombia and Brazil with respect to the origin of Mexico, this response being similar for the three sites. For the PBA (Cumulative Gross Production) a site-origin interaction was evidenced; where the origin Colombia obtained its highest production in Cerro Azul: 15242.77 kg MS ha year⁻¹, while for Brazil and Mexico the highest production was at the Montecarlo site: 15045.07 and 13121.66 kg MS ha year⁻¹ respectively. The production values are within the range studied for this species in the region. It can be considered that these three origins have adaptability and good performance to be used in the agroforestry systems of the region.

Keywords: productive systems; alternative forages; provenances.



INTRODUCCIÓN

Los Sistemas Silvopastoriles (SSP) son una alternativa de producción para la región Noreste de Argentina, donde la actividad forestal es una de las principales actividades de renta. En esta región, Misiones cuenta con 400.000 ha de plantaciones forestales distribuidas en los géneros *Pinus* (82,81 %), *Eucalyptus* (6,89 %), *Araucaria* (4,47 %), *Melia* (1,89 %), *Pawlonia* (1,30 %), *Toona* (1,08 %) y *Grevillea* (0,54 %) (Trujillo, 2012) y Corrientes, con 450.000 ha forestadas principalmente con *Eucalyptus grandis*, *Eucalyptus saligna*, *Pinus elliotti*, *Pinus taeda* y *Pinus caribea* var. *hondurensis*.

En los SSP, el manejo del componente forestal con raleos intensivos y podas sucesivas asegura la radiación suficiente para el crecimiento forrajero y permite la introducción de forrajeras cultivadas, entre las cuales las más difundidas son *Brachiaria brizantha* y *Axonopus jesuiticus* x *Axonopus scoparius* (Colcombet, 2017). El biotipo de ganado bovino se compone de cruces de Brahman, Braford y Brangus. En estos sistemas, para cubrir los requerimientos de proteína se debe recurrir a la utilización de especies de mayor calidad forrajera, como *Leucaena leucocephala*, *Arachis pintoi*, *Chamaecrista rotundifolia* y recientemente *Tithonia diversifolia* (Rossner *et al.*, 2017).

Tithonia diversifolia es una planta herbácea originaria de América Central (Maina *et al.*, 2012); de crecimiento arbustivo y amplio rango de adaptación, tolera condiciones de acidez y baja fertilidad en el suelo. Es además una especie con buena capacidad de producción de biomasa, rápido crecimiento y baja demanda de insumos y manejo para su cultivo (Gallego *et al.*, 2014). Presenta características nutricionales importantes para su consideración como especie con potencial en alimentación animal (Ríos, 1997) por su alto contenido proteico de entre 16% y 23% según la procedencia (Castaño *et al.*, 2013) y su elevada tasa de degradabilidad ruminal (Wambui *et al.*, 2006; Rivera *et al.*, 2010; Tendonkeng *et al.*, 2014).

La especie fue introducida en el Noreste de Argentina en 2010, donde se realizaron diversos estudios como ser su utilización en el control de hormigas del género *Atta*, su inclusión en la dieta de bovinos a través de análisis de calidad nutricional del material fresco y del ensilaje con distintas proporciones de caña de azúcar, su productividad bajo distintos niveles de sombra y su implantación en suelos rojos (Rossner *et al.*, 2017; González *et al.*, 2017). En la actualidad se encuentran identificadas tres procedencias de *T. diversifolia*: México, Colombia y Brasil. Considerando que su origen geográfico es diferente y que se registran en la especie diferencias marcadas en su comportamiento, según su procedencia (Holguín *et al.*, 2015), es esperable que su respuesta adaptativa al ambiente varíe (Sun *et al.*, 2008). El objetivo del trabajo fue evaluar la respuesta productiva de tres procedencias de *T. diversifolia* en ambientes de suelos rojos del Noreste de Corrientes y Misiones.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se instalaron tres ensayos en red en las provincias de Misiones y Corrientes, en el Noreste de Argentina.

Sitio 1: Campo Anexo Laharrague del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) Montecarlo (Mn), Misiones (26° 30'S, 54° 40'O). El tipo de suelo corresponde a suelos rojos del



Orden Alfisoles, Gran Grupo Kandiuulfes, se caracterizan por presentar un horizonte Kándico de color rojo oscuro, bien drenado, profundo, con buenas condiciones físicas para el desarrollo radical, ligeramente ácido con mediana a alta fertilidad química (Ligier *et al.*, 1990).

Sitio 2: Campo Experimental del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) Cerro Azul (Ca), Misiones (27°39'S; 55°26'O). El tipo de suelo corresponde a suelos rojos del Orden Ultisoles Gran Grupo Hapludoles, se caracteriza por poseer sectores escarpados con pendiente 20 - 40 % (GeoINTA).

Sitio 3: Campo Experimental de la Universidad Del Salvador (USAL) sede Gobernador Virasoro (Vi), Corrientes (28° 11'S, 56° 7'O). El tipo de suelo corresponde a suelos rojos del Orden Ultisoles, Gran Grupo Kandihumultes, se caracteriza por su textura arcillosa y buen drenaje (GeoINTA).

Se realizó una caracterización química del suelo de cada uno de los sitios (Tabla 1).

Tabla 1. Análisis químico del suelo, en el sitio de los experimentos. Montecarlo; Cerro Azul- Misiones y Virasoro Corrientes.

SITIOS	pH	M.O. %	N%	P ppm	Ca meq/100gr	Mg meq/100gr	K meq/100gr	Na meq/100gr
1.MONTECARLO	6,14	3,35	0,21	2,16	7,17	2,56	0,24	0,11
2.CERRO AZUL	6,46	5,78	0,61	8,86	11,07	2,35	0,66	0,02
3.USAL	4,49	3,68	0,2	8,23	4,17	1,06	0,19	0,11

El clima en los sitios de ensayo es subtropical con heladas y régimen pluviométrico isohigro. En la Figura 1 se detalla el comportamiento de las temperaturas y precipitaciones durante los meses de ensayo, en los 3 sitios de estudio.

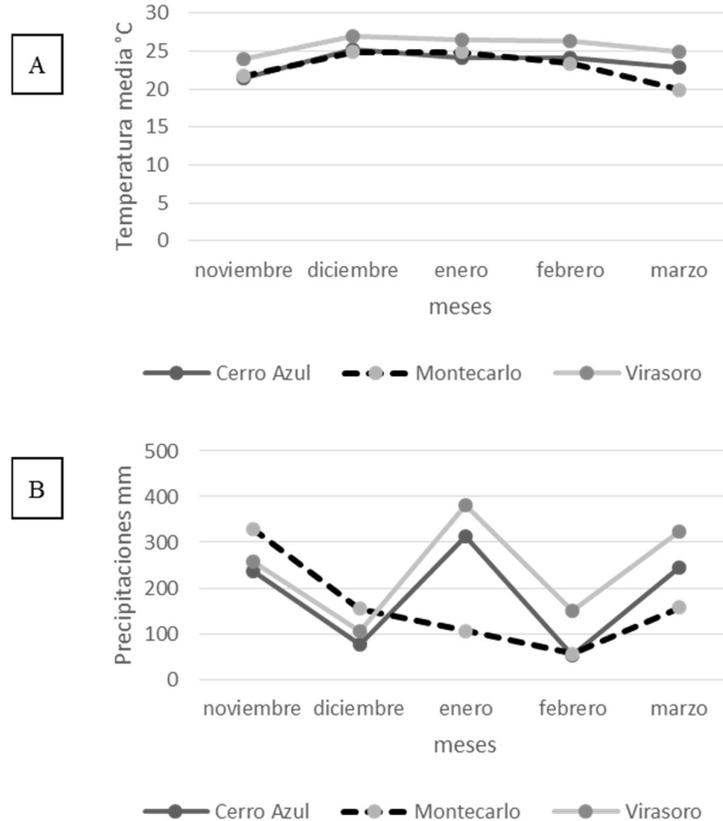


Figura 1. Variables climáticas en los tres sitios de estudio A) Temperaturas (°C) promedio desde noviembre 2017 a marzo 2018. B) Precipitaciones (mm) promedio desde noviembre 2017 a marzo 2018.

El diseño fue en bloques completos al azar con tres repeticiones. Los tratamientos fueron las tres procedencias de *Tithonia diversifolia*: México (Me), Colombia (Co) y Brasil (Br) en diferentes momentos de cosecha Tabla 2. Por otra parte, el estudio en diferentes sitios: Montecarlo (Mn), Cerro Azul (Ca) y Virasoro (Vi). La unidad experimental fue una parcela de 40 m² con 4 líneas de 5 plantas cada una, distanciamiento de 2 m entre líneas y 1 m entre plantas. Las plantas provenían de propágulos de 60 días obtenidos previamente en invernadero. La preparación de suelo se realizó con labranza convencional, surcado con subsolador y transplante a campo en mayo de 2017.

Luego del transplante, se evaluó la sobrevivencia (datos no mostrados) y al final del invierno, luego del período de heladas, se realizó un corte de emparejamiento, para posteriormente dar inicio a las cosechas, las cuales se realizaron con una frecuencia promedio de corte de 500 GD -Grados día- en todos los sitios. Se cosechó el follaje completo (tallos y hojas), en forma manual a 50 cm del suelo.

Las variables evaluadas a nivel de planta individual fueron: altura máxima (cm) previa a la cosecha, Producción de Biomasa Aérea a través del peso seco del follaje de hojas y tallos cortados



a 50 cm del suelo, secado en estufa a 60°C hasta peso constante. Con su posterior estimación de Producción de Biomasa Aérea anual potencial (kg MS-Materia Seca- ha año⁻¹). Para el análisis se tuvo en cuenta la interacción entre factores procedencias y sitios estudiados.

Tabla 2. Fechas de cosecha de *Tithonia diversifolia* en los sitios de Estudio, Montecarlo, Cerro Azul y Virasoro.

Cosecha	Fecha	Estación del año
1	Noviembre 2017	Primavera
2	Enero 2018	Verano
3	Marzo 2018	Otoño

Se realizó un análisis de varianza y comparación de medias con la prueba de *Tukey*, con un nivel de significancia del 95%, se utilizó para ello el paquete estadístico *InfoStat* 2010 (Di Rienzo *et al.*, 2010).

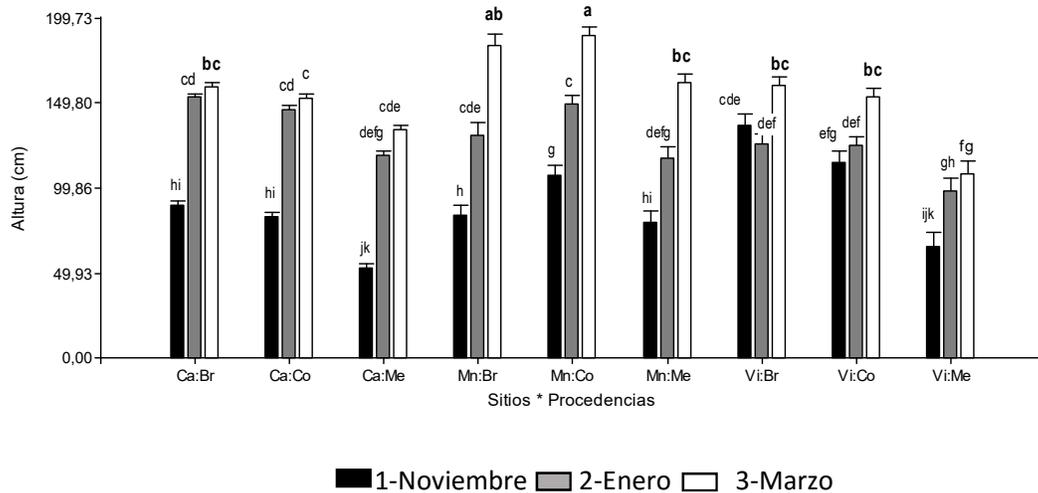
RESULTADO Y DISCUSIÓN

La altura varió significativamente entre procedencias y sitios (Figura 2) para todas las fechas analizadas. Alcanzó en promedio para todos los sitios y procedencias 90,42 cm en la primera cosecha, 129,54 cm en la segunda y 156,10 cm en la tercera cosecha.

Esto pudo deberse a que el primer corte corresponde al rebrote posterior a la pérdida total del follaje, que sufre esta especie en el invierno a causa del daño por heladas (temperaturas inferiores a 0°C, González *et al.*, 2017).

La altura alcanzó mayores valores en el sitio Montecarlo, ubicado en el Norte de Misiones, lo que puede explicarse por las precipitaciones promedio (Noviembre a Diciembre), las cuales fueron superiores a los otros dos sitios durante el período analizado. Por otra parte, las características físicas del suelo en el sitio Montecarlo, no presentan impedimentos para el crecimiento radical, a diferencia de los otros sitios; donde hay presencias de rocosidad y pedregosidad en el perfil del suelo.

Las procedencias Colombia y Brasil alcanzaron alturas significativamente mayores a México, ésta misma respuesta se mostró en la condición de vivero, donde las variables de sobrevivencia, crecimiento en altura, número de brotes y producción de biomasa presentaron los mayores valores respecto al origen México (Rossner *et al.*, 2018-comunicación en edición). Esta diferencia puede estar asociada con el pool genético de la procedencia. En trabajos anteriores con especies forrajeras arbustivas, la variación en crecimiento no estuvo sujeto a las condiciones de sitio, sino a características genéticas (Toral & Iglesias, 2012).



Medias con letra común son significativamente diferentes ($p \leq 0,05$)

Figura 2. Altura de plantas de *Tithonia diversifolia* procedencia Colombia (Co), Brasil (Br) y México (Me), en los tres sitios de estudio (Montecarlo (Mn), Cerro Azul (Ca), Virasoro (Vi)), para las tres fechas de corte (Enero, Noviembre y Marzo).

La Producción de Biomasa Aérea anual potencial, estimada en base a los tres cortes realizados, presentó un efecto de interacción significativa ($p \leq 0,05$) entre procedencias (Co, Br, Me) y sitios (Mn; Ca; Vi) (Figura 3).

La biomasa de la procedencia Colombia fue un 50% mayor en los sitios de Misiones: Cerro Azul y Montecarlo (15242,77 y 14708,17 kg MS ha año⁻¹) con respecto a Virasoro (10864,45 kg MS ha año⁻¹). La procedencia Brasil en cambio presentó los mayores valores de biomasa en Montecarlo y Virasoro (15045,07 y 14123,83 kg MS ha año⁻¹) respecto a Cerro Azul (9679,97 kg MS ha año⁻¹). La procedencia México presentó mayores valores de biomasa en el sitio Montecarlo (13121,66 kg MS ha año⁻¹) respecto a Cerro Azul y Virasoro (8434 y 8073,89 kg MS ha año⁻¹). Esta última procedencia alcanzó valores significativamente menores de biomasa en todos los sitios.

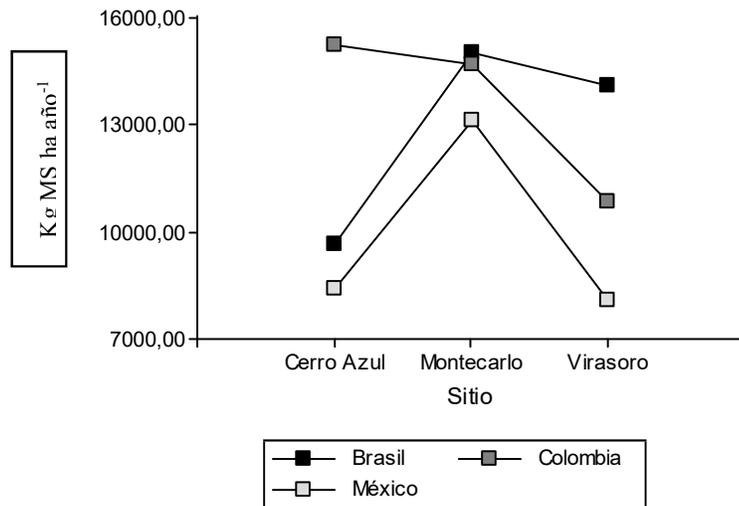


Figura 3. Interacción entre las procedencias de *Tithonia diversifolia* (Colombia, Brasil, México) y sitio (Montecarlo, Cerro Azul y Virasoro) para la Producción de biomasa potencial anual (kg MS ha año⁻¹).

En el sitio Montecarlo, en el Norte de Misiones, la producción de biomasa varió menos entre procedencias, lo que puede explicarse por las condiciones climáticas (temperatura y precipitaciones medias) así como por la mayor aptitud física del suelo para la exploración de raíces (Tabla 1 y Figura 1).

T. diversifolia es una especie que muestra gran plasticidad ecológica (Calle Díaz *et al.*, 2008; Pérez *et al.*, 2009), esta variabilidad se expresa en diferentes órdenes de suelos, condiciones climáticas y de manejo antrópico en los espacios de procedencia de las introducciones (Holguín *et al.*, 2015).

Los valores de producción registrados en este estudio concuerdan con los citados para la región por González, *et al.*, 2017 y Rossner, *et al.*, 2017 (12000 kg MS ha año⁻¹). Estos valores medios superan a la productividad de las gramíneas utilizadas tradicionalmente con una producción promedio entre 6875 kg MS ha año⁻¹ para *Axonopus jesuiticus x A. scoparius* y 10900 kg MS ha año⁻¹ para *Urochloa brizantha* cv. *Marandú* (Colcombet, 2009; Pachas 2010).

CONCLUSIONES

Las tres procedencias de *T. diversifolia* estudiadas (Colombia, Brasil, México) en los diferentes sitios (Montecarlo, Cerro Azul y Virasoro) muestran a un buen desempeño en adaptación y productividad, pudiendo ser utiliza en sistemas silvopastoriles de la región.

Agradecimientos

Agradecemos a cada uno de los participantes del proyecto tanto del INTA (PNFOR 1104075, PRET MSNES 1242101 y 1242205 como a las facultades involucradas (USAL Virasoro- UNaM Eldorado) y a los colaboradores en las tareas de cosecha a campo.



Bibliografía

- Calle Diaz, Z., Murgueitio, E. 2008. El botón de oro: arbusto de gran utilidad para sistemas ganaderos de tierra caliente y de montaña. Revista Carta Fedegán. Pág 54-63.
- Castaño, K.J., Montoya-Lerma, J., Giraldo, C. 2013. Toxicity of foliage extracts of *Tithonia diversifolia* (Asteraceae) on *Atta cephalotes* (Hymenoptera: Myrmicinae) workers. Industrial Crops and Products 44: pp 391-395.
- Colcombet, L.; Egolf, P.; Loto, M. González, P.A.; Rossner, M.B; kimmich, D. y kimmich, G.; Köhnke, W. 2017. Productividad y resultado económico de sistemas silvopastoriles en ambientes contrastantes en Misiones, Argentina: Análisis de dos casos de estudio. IX Congreso Internacional de Sistemas Silvopastoriles 2017. Manizales Colombia.
- Colcombet, L.; Pachas, A. N. A.; Fassola, H. E. 2009. Sistemas silvopastoriles de *Pinus elliottii* var. *elliottii* x *caribaea* var. *hondurensis* (F2), *Brachiaria brizantha* (Hochst) Stapf y *Axonopus catarinensis* Valls, a diferentes densidades arbóreas en el NO de Misiones. 1er. Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Posadas Argentina.
- Di Rienzo, J.A.; Casanoves, F.; Balzarini, M.G.; Gonzalez, L.; Tablada, M.; Robledo, C.W. 2010. InfoStat, versión 2010, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Gallego, L.; Mahecha, L.; Angulo, J. 2014. Potencial forrajero de *Tithonia diversifolia* Hemsl. A Gray en la producción de vacas lecheras. Agron. Mesoam. 25(2): pp 392-403.
- GeolINTA.** http://geointa.inta.gov.ar/publico/INTA_SUELOS/suelos_500000_v9.zip.
- González, P.A.; Loto, M.; Rossner, M.B; Colcombet, L.; Rogerio, M.; kimmich, G. 2017. Productividad de *Tithonia diversifolia* bajo distintos niveles de sombra en la provincia de Misiones, Argentina. Sistemas Silvopastoriles. IX Congreso Internacional de Sistemas Silvopastoriles 2017. Manizales Colombia.
- Holguín, V A.; Ortiz Grisalez, S.; Velasco Navia, A.; Mora-Delgado, J. 2015. Evaluación multicriterio de 44 introducciones de *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) A. Gray en Candelária, Valle del Cauca Rev. Med. Vet. Zoot., Volume 62, Issue 2, p. 57-72, ISSN 2357-3813.
- Ligier, D.; Matteio, H.; Polo, H. & Rosso, J. 1990. Atlas de suelos de la República Argentina. Misiones. Secretaría de Agricultura, Ganadería Pesca. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Centro de investigaciones de Recursos Naturales, Buenos Aires. Tomo II: pp 41.
- Maina, I., Abdulrazak, S.; Muleke, C. and Fujihara, T. 2012. Potential nutritive value of various parts of wild sunflower (*Tithonia diversifolia*) as source of feed for ruminants in Kenya. J. Food Agric. 10:632-635.
- Pachas, N.A. 2010. *Axonopus catarinensis* y *Araquis pintoi* alternativas forrajeras en sistemas silvopastoriles de la provincia de Misiones, Argentina. Tesis presentada para optar al Título de Magíster de la Universidad Nacional de Buenos Aires; Argentina pp 142.
- Pérez, A.; Montejo, I.; Iglesias, J.M.; López, O.; Martín, G.J.; García, D.E.; Dolkis Milán, I. y Hernández, A. 2009. *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) A. Gray. Pastos y Forrajes, Vol. 32, No. 1, 2009.
- Ríos, C. I. 1997. Botón de oro *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) Gray@ en Árboles y arbustos forrajeros utilizados en alimentación animal como fuente proteica. 2^{da} edición. Colciencias - CIPAV. Cali, Colombia, pp115-26.
- Rivera, U.; Sanginés, J.; Escobedo, J.; Cen-Chuc, F.; Rivera, J. Lara, P. 2010. Effect of diet inclusion of *Tithonia diversifolia* on feed intake, digestibility and nitrogen balance in tropical sheep. Agroforestry Systems. Vol. 80, Issue 2, pp 295–302.
- Rossner, M.B; kimmich, G.; Ziegler, A.; Loto, M.; González, P.A.; Esquivel, J.; Colcombet, L.; 2017. Avances en la investigación sobre Botón de Oro (*Tithonia diversifolia* Hemsl. A. Gray) en el Noreste de Argentina. Sistemas Silvopastoriles: IX Congreso Internacional de Sistemas Silvopastoriles 2017. Manizales Colombia.
- Sun, W.B.; Chen, G.; Wang, S.H. 2008. Characteristics of *Tithonia diversifolia*: an alien invasive plant in Yunnan, south-west China. En: Memories 3° Global Botanic Gardens Congress. Building a sustainable future: the role of botanic gardens; 2007 abr. 16-20; Wuhan (China). BGCI. p. 1-7.
- Tendonkeng, F.; Zogang, B.; Sawa, C.; Pamo, E. 2014. Inclusion of *Tithonia diversifolia* in multinutrient blocks for West African dwarf goats fed *Brachiaria* straw. Vol 46, Issue 6, pp 981–986.
- Toral, O. C. & Iglesias, J. M. 2012. Evaluación de accesiones de árboles y arbustos forrajeros durante el período de establecimiento. Pastos y Forrajes Vol.35 no.1 ISSN 0864-0394.
- Trujillo, E. 2012. Ministerio de Agroindustria Presidencia de la Nación. Caracterización Regional. Informe Técnico (<http://neamisionesforestal.blogspot.com.ar/p/informacion-tecnica.html>).
- Wambui, C.C.; Abdulrazak, S.A. and Noordn, Q. 2006. The effect of supplementing urea treated maize stover with TITHONIA, CALLIANDRA and SESBANIA to growing goats. Livestock Research for Rural Development. Volume 18, Article #64. Retrieved March 19, 2014, from <http://www.lrrd.org/lrrd18/5/abdu18064.htm>.



CRECIMIENTO DE *Aspidosperma quebracho-blanco* Y *Vachellia aroma* EN ESTADÍOS DE PLANTÍN

GROWTH OF *Aspidosperma quebracho-blanco* Y *Vachellia aroma* AT PLANTING STAGE

Guzmán, Luis M.; Armando R. Ricarte; Diego Pereyra; Raúl, F. Díaz; Martín, E. Pelliza.

guzman.luism@inta.gob.ar;

INTA EEA La Rioja, Ruta Nac. N°38 km 267 (C.P.:5380) Chamental - La Rioja - Argentina.

Resumen

Las especies leñosas cumplen un rol fundamental en los sistemas de producción ganadera de los Llanos riojanos, tanto desde el punto de vista ecológico como forrajero. Por ende, el estudio relacionado a su crecimiento y asignación de biomasa es imprescindible para tomar decisiones de manejo y conservación. El objetivo de este trabajo fue determinar la tasa de crecimiento en plantines de especies con distinta persistencia foliar, *Aspidosperma quebracho blanco* (perennifolia) y *Vachellia aroma* (caducifolia). El trabajo se realizó en el campo experimental Las Vizcacheras-INTA La Rioja. Las variables evaluadas fueron: a) morfológicas: Tasa de crecimiento relativa (RGR), Razón de área foliar (LAR), Área foliar específica (SLA), proporción de raíz (RWR), tallo (TWR) y hojas (LWR); b) fisiológica: Tasa de asimilación neta (NAR). Fueron sometidos a método destructivo, 15 plantines por especie a los 90 y 120 días después de la germinación, donde se estimó el contenido de materia seca y área foliar. Los parámetros que describen el crecimiento se calcularon siguiendo las ecuaciones propuestas por Lambers y Poorter (1992). Se utilizó un DCA, con 15 repeticiones por especie ($p < 0,05$). Los datos fueron transformados a $\ln(X)$ en aquellos casos en los que no se cumplieron los supuestos de normalidad y homocedasticidad. Para explicar la RGR se usó regresión lineal simple con los componentes morfológicos y fisiológicos. Los resultados muestran diferencias significativas en la RGR de *V. aroma* ($0,04 \pm 0,01 \text{ g g}^{-1} \text{ día}^{-1} \text{ a}$) y *A. quebracho blanco* ($0,02 \pm 0,01 \text{ g g}^{-1} \text{ día}^{-1} \text{ b}$), en donde para el caso de *V. aroma* el crecimiento estuvo mayormente explicado por el componente morfológico, LAR ($R^2=0,22$) y en *A. quebracho blanco* por el fisiológico, NAR ($R^2=0,72$).

Palabras clave: leñosas; tasa de crecimiento; caducifolio; perennifolio; ambientes áridos.

Abstract

The woody species play a fundamental role in the livestock production systems of the Llanos Rioja, both from the ecological point of view as fodder. Therefore, the study related to its growth and allocation of biomass is essential to make management and conservation decisions. The objective was to determine the growth rate in seedlings of species with different leaf persistence, *Aspidosperma quebracho blanco* (evergreen) and *Vachellia aroma* (deciduous). The work was carried out in the experimental field Las Vizcacheras-INTA La Rioja (S: 30°30'; O: 66°07'). The variables evaluated were: a) morphological: Relative growth rate (RGR), Ratio of leaf area (LAR), Specific leaf area (SLA), and proportion of root, stem and leaves; b) physiological: Net assimilation rate (NAR). Fifteen seedlings per species were subjected to destructive method at 90 and 120 days after germination, where the content of dry matter and foliar area were estimated. Growth parameters were calculated following the equations proposed by Lambers and Poorter (1992). ANOVA was performed for a DCA, with 15 repetitions per species ($p < 0.05$), transforming the data to $\ln(X)$ in those cases in which the assumptions of normality and homoscedasticity were not met. To explain RGR simple linear regression was used with the morphological and physiological components. The results showed significant differences in the RGR of *V. aroma* ($0.04 \pm 0.01 \text{ g g}^{-1} \text{ day}^{-1} \text{ a}$) and *A. white quebracho* ($0.02 \pm 0.01 \text{ g g}^{-1} \text{ day}^{-1} \text{ b}$), where for the case



of *V. aroma* growth was mostly explained by the morphological component, LAR ($R^2 = 0.22$), whereas in *A. white quebracho*, by the physiological component, NAR ($R^2 = 0.72$).

Keywords: woody; growth rate; deciduous; evergreen; Arid environments.

INTRODUCCIÓN

En comunidades leñosas de ambientes áridos, las oportunidades de crecimiento se ven restringidas a periodos de lluvia (Westoby, 1980). En este contexto, la determinación de tasas de crecimiento de especies leñosas es necesaria para comprender mejor la dinámica de las mismas, revalorizar su presencia e impulsar usos alternativos (Bravo, et al 2006). Las plántulas de especies características de los hábitats de bajos recursos no son capaces de alcanzar altas tasas de crecimiento relativo, incluso cuando se cultivan en condiciones favorables (Grime y Hunt, 1975, Lambers y Poorter, 1992; Wright y Westoby, 1999) pero durante sus primeros estadios, la dinámica de crecimiento es exponencial y suele reflejar diferencias significativas entre especies (Villar, et al 2004). La tasa de crecimiento relativo (RGR) de plantines obtenida en condiciones favorables de crecimiento puede considerarse por lo tanto como un bioensayo útil de la capacidad potencial de las especies para aprovechar las oportunidades de crecimiento favorables (Wright y Westoby, 2001). Una tasa de crecimiento potencial baja o alta puede ser la base o un subproducto de la adaptación a un cierto conjunto de condiciones ambientales (Lamber y Poorter, 1992).

Dentro de las especies leñosas, se pueden distinguir dos grupos funcionales definidos por su persistencia foliar: a) caducifolias, aquellas plantas cuyas hojas duran menos de un año; b) perennifolias, tienen hojas con una longevidad superior al año (Villar, et al 2004). Reich et al (1992) mencionan que las plantas caducifolias suelen crecer más rápidamente que las perennifolias. Kitajima y Fenner (2000) indican que el periodo entre la germinación y el establecimiento de una planta juvenil es uno de los momentos de mayor vulnerabilidad, ya que no se tiene la misma capacidad de tolerar las condiciones adversas de semillas en reposo y tampoco la robustez física de una planta adulta; razón por la cual en muchos casos se cede crecimiento para invertir en la producción de compuestos de defensa, los cuales parecen ser temporales en muchos casos. En este sentido, Coley (1985) concluye que las especies de crecimiento lento tienden a invertir en compuestos secundarios o factores anti-calidad como taninos y lignina para reducir su palatabilidad y preferencia por los herbívoros. Por otra parte, un rápido crecimiento de las plantines puede permitir la graduación rápida de los tamaños pequeños que presentan alta vulnerabilidad en esta parte del ciclo de vida (Kitajima y Fenner, 2000). Durante sus primeros estadios de plantin, el crecimiento de las especies suelen tener una dinámica exponencial y reflejar diferencias significativas entre especies (Villar, et al 2004, Di Benedetto, et al 2006), por lo cual se planteó como objetivo de este trabajo determinar RGR y asignación de biomasa en plantines de dos especies con distinta persistencia foliar (*Aspidosperma quebracho blanco* y *Vachellia aroma*) que permita entender aspectos básicos sobre su regeneración natural en ambientes áridos bajo pastoreo mixto caprino-bovino.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en el campo experimental Las Vizcacheras del INTA EEA La Rioja (S: 30°30'26,58"- O: 66°07'10,38"; 411 msnm) durante los meses de Noviembre de 2017 -Abril de 2018. Al final de periodo estival, 2016-2017 (Mayo-Junio 2017), se cosecharon frutos maduros de dos



especies leñosas nativas del Chaco Árido Riojano, *Vachellia aroma* (caducifolia) y *Aspidosperma quebracho blanco* (perennifolia). Los lugares de recolección de semillas correspondieron a campos de los Llanos de La Rioja (más de 10 ejemplares por especie). En laboratorio se trillaron los frutos y seleccionaron 100 semillas viables de cada especie (el análisis de viabilidad se realizó con sales de cloruro de Tetrazolio), y se trataron con métodos pre germinativos en el caso de *V. aroma* para asegurar la germinación del 50 % de ellas. La siembra se realizó a mediados del mes de noviembre de 2017 en forma directa en envases plásticos de 4 l (100 μ m), que contenían sustrato proveniente de áreas con cobertura de leñosas nativas (potreros del campo experimental "Las Vizcacheras"), con la incorporación de arena, en relación 3:2. Del total de plántulas logradas fueron seleccionados 30 ejemplares por especie que luego constituyeron los plantines sujetos a evaluación, los cuales fueron homogéneos o similares en cuanto a estructura. Para el tiempo t_1 (90 días), se tomaron 15 plantines que fueron evaluados y otros 15 en el t_2 (120 días). Se registró la precipitación del área con pluviómetro y se realizó un riego inicial hasta capacidad de campo. El resto de días se realizó riego por goteo de 0,5 l, excepto en los que hubo precipitación. Las mediciones de variables en t_1 y t_2 fueron: a) morfológicas: Tasa de crecimiento relativa (RGR $\text{g g}^{-1} \text{ día}^{-1}$), Razón de área foliar (LAR $\text{cm}^{-2} \text{ g}^{-1}$), Área foliar específica (SLA $\text{cm}^{-2} \text{ g}^{-1}$), proporción de raíz (RWR), tallo (TWR) y hojas (LWR) (g g^{-1}), b) fisiológica: Tasa de asimilación neta (NAR $\text{g cm}^{-2} \text{ día}^{-1}$). Para el cálculo de los parámetros que describen el crecimiento de las especies evaluadas se siguió las ecuaciones propuestas por Lambers y Poorter (1992). Además, se usó el fichero de Microsoft Excel 2000, (Hunt et al, 2002) para el procesamiento de datos. Se utilizó un DCA, con 15 repeticiones por especie ($p < 0,05$). Los datos fueron transformados a $\text{Ln}(X)$ en aquellos casos en los que no se cumplieron los supuestos de normalidad y homocedasticidad. Para explicar las tasas de crecimiento se usó regresión lineal simple con los componentes morfológicos y fisiológicos.



Foto 1. Plantines de *Aspidosperma quebracho blanco* (izquierda) y *Vachellia aroma* (derecha).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados encontrados muestran baja RGR para ambas especies durante los primeros estadios de plantin (tabla 1), lo cual coincide con lo descrito por Grime y Hunt, (1975), Lambers y Poorter, (1992); Wright y Westoby, (1999), pero expresan diferencias significativas entre especies,



tal como lo menciona Reich (1992); Villar et al (2004), siendo mayor en *V. aroma*, especie de persistencia foliar caducifolia (tabla 1). Estos resultados de RGR también se tradujeron en variaciones significativas en los componentes morfológicos, LAR, TWR y LWR; pero no así en SLA y RWR. En relación a los componentes que mejor explicaron la variación de la RGR de cada especie, se puede observar que para el caso de *A. quebracho blanco* fue el componente fisiológico NAR, con $R^2=0,72$, mientras que en contraposición en *V. aroma*, fue el componente morfológico LAR con $R^2=0,22$, (figura 1 y 2) (no se presentan las figuras con la regresión lineal para cada componente morfológico SLA, RWR, TWR y LWR al encontrar un R^2 no significativo). La RGR de *Aspidosperma*, explicada en mayor parte por la NAR, indicaría una alta capacidad fotosintética por parte de esta especie (balance fotosíntesis-respiración), mientras que en el segundo caso, la RGR de *Vachellia*, explicada por LAR, indicaría mayor eficiencia en la intercepción de la radiación fotosintéticamente activa, (Di Benedetto & Tognetti, 2006). Los resultados, concuerdan con lo que se podría esperar para este tipo de especies, siguiendo la hipótesis de Coley et al, (1985) en la cual menciona que especies de este tipo de ambientes manifiestan lento crecimiento, asociado generalmente a la adaptación a condiciones ambientales particulares (Lamber y Poorter, 1992) y a una mayor inversión en compuestos secundarios que reducen la palatabilidad de la planta, como por ejemplo taninos que le permiten la supervivencia en esta etapa crítica ante la presencia de herbívoros.

Tabla 1. Valores medios y desvío estándar de variables de análisis de crecimiento de *Aspidosperma quebracho blanco* y *Vachellia aroma* en estadios de plantin (120 días después de la germinación).

Variables	<i>Aspidosperma quebracho blanco</i>	<i>Vachellia aroma</i>
Tasa de crecimiento relativa (RGR) ($\text{g g}^{-1} \text{ día}^{-1}$)	0,02±0,01 a	0,04±0,01 b
Tasa de asimilación neta (NAR) ($\text{g cm}^{-2} \text{ día}^{-1}$)	0,0009±0,0004 a	0,005±0,002 b
Razón de área foliar (LAR) ($\text{cm}^{-2} \text{ g}^{-1}$)	17,36±4,29 a	8,20±3,66 b
Área foliar específica (SLA) ($\text{cm}^{-2} \text{ g}^{-1}$)	34,71±6,79 a	30,16±6,66 a
Proporción de raíz (RWR) (g g^{-1})	0,43±0,08 a	0,39±0,07 a
Proporción de tallo (TWR) (g g^{-1})	0,07±0,01 a	0,32±0,05 b
Proporción de hoja (LWR) (g g^{-1})	0,50±0,07 a	0,29±0,07 b

*Letras diferentes indican diferencias significativas para un $p<0,05$.

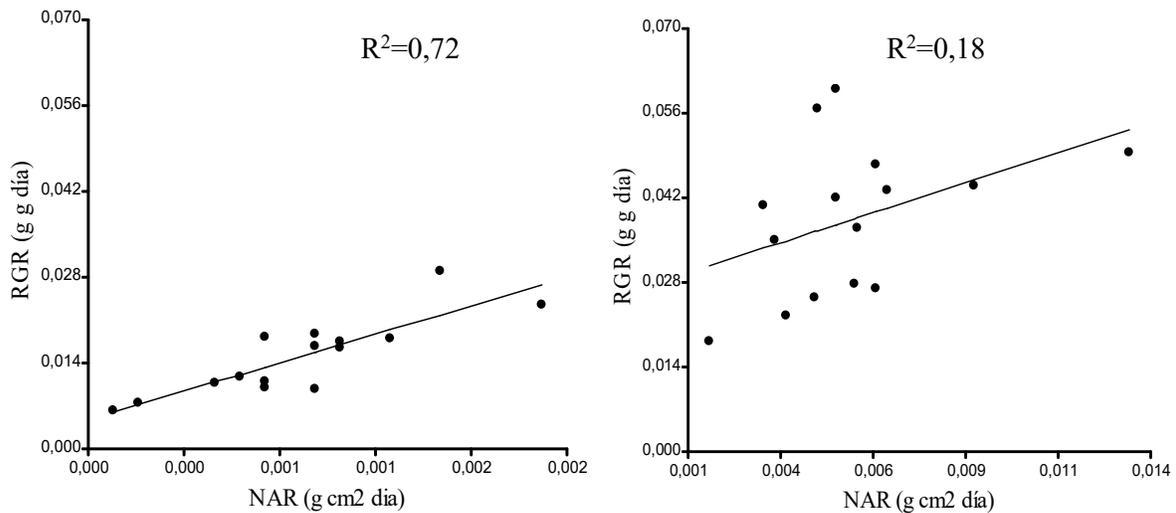


Figura 1. Cambios en la RGR de *Aspidosperma quebracho blanco* (izquierda) ($p=0,001$) y *Vachellia aroma* (derecha) ($p=0,1$), en función del componente fisiológico NAR.

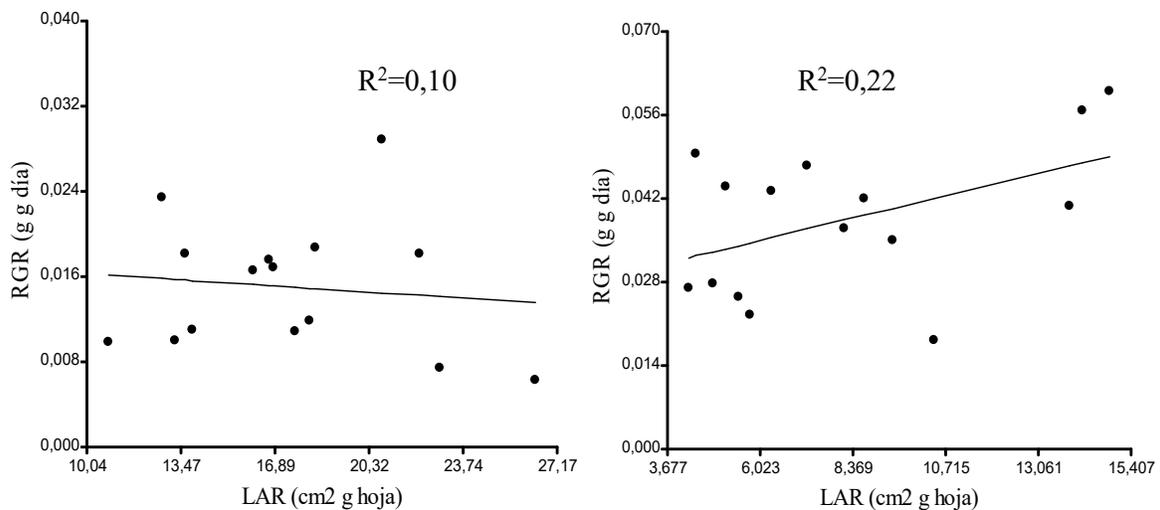


Figura 2. Cambios en la RGR de *Aspidosperma quebracho blanco* (izquierda) ($p=0,6$) y *Vachellia aroma* (derecha) ($p=0,07$), en función del componente morfológico LAR.

CONCLUSIONES

Las especies incluidas en esta evaluación, presentan bajas tasas de crecimiento relativo durante el primer estadio de plantín, aun en condiciones sin restricciones de agua y radiación solar directa. Sin embargo, existen diferencias significativas en la RGR explicadas en mayor parte por el componente morfológico (LAR) para el caso de la especie caducifolia (*Vachellia aroma*) y por el componente fisiológico (NAR) para la perennifolia (*Aspidosperma quebracho blanco*). Estos resultados sugieren que para su manejo y conservación en ambientes sometidos a pastoreo intensos, se debe poner especial atención a la protección o clausura específica temporal de



individuos que permitan el crecimiento de estas especies durante estadios iniciales, de manera tal que sean reclutadas como parte del bosque nativo en clases diamétricas superiores.

Bibliografía

- Bravo, S; Gimenez, A y Moglia, J. 2006. Caracterización anatómica del leño y evolución del crecimiento en ejemplares de *Acacia aroma* y *Acacia furcatispina* en la Región Chaqueña, Argentina. *Bosque* 27(2): 146-154, 2006
- Coley, P. D., Bryant, J. P., y Chapin III, F. S. 1985. Resource availability and plant antiherbivore defense. *Science*, 230, 895-900.
- Di Benedetto, A; Tognetti, J. 2006. Técnicas de análisis de crecimiento de plantas: su aplicación a cultivos intensivos. *RIA. Rev. Investig. Agrop.*, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, v. 42, n. 3, p. 258-282,
- Grime, J. P y Hunt, R 1975. Relative growth rate: its range and adaptive significance in a local flora. *Journal of Ecology* 63, 393–342.
- Hunt, R.; Causton, D.R.; Shipley, B.; Askew, A.P. 2002. A modern tool for classical plant growth analysis. *Annals of Botany* 90 (4), 485-488.
- Kitajima, K. y M. Fenner. 2000. Ecology of Seedling Regeneration. Pp. 331-359, in Fenner M (ed.). *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. 2nd Edition. CABI Publishing, UK.
- Lambers, H y Poorter H. 1992. Inherent variation in growth rate between higher plants: a search for physiological causes and ecological consequences. *Advances in Ecological Research* 23, 188–261.
- Reich, P.B; Walters, M.B and Ellsworth, D.S .1992. Leaf life-span in relation to leaf, plant and stand characteristics among diverse ecosystems. *Ecological Monographs* 62, 365–392.
- Villar, R., Ruiz-Robledo, J., Quero, J. L., Poorter, H., Valladares, F., & Marañón, T.2004. Tasas de crecimiento en especies leñosas: aspectos funcionales e implicaciones ecológicas. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*, 191-227.
- Westoby, M.1980. Elements of a theory of vegetation dynamics in arid rangelands. *Israel Journal of Botany* 28, 169–194.
- Wright, L.J and Westoby, M. 1999. Differences in seedling Growth behaviour among species: trait correlations across species, trait shifts along nutrient compared to rain gradients.
- Wright, I.J y Westoby, M. 2001. Understanding seedling growth relationships through specific leaf area and leaf nitrogen concentration: generalisations across growth forms and growth irradiance.



EVALUACIÓN DE ROLADOS SIN PRESCRIPCIONES MEDIANTE EL "ÍNDICE DE CONDICIÓN FORESTAL" EN LA REGION CHAQUEÑA

ASSESSMENT OF ROLLED CHOPPED AREAS WITHOUT PRESCRIPTIONS WITH THE "INDEX OF FOREST CONDITION", CHACO REGION

Kunst, Carlos (1); Darío Coria (1); Sandra Bravo (2); Roxana Ledesma (1); Juana López (1); Gabriela Barraza (1); José Godoy (1); Víctor Navarrete (1)

⁽¹⁾ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Agropecuaria Santiago del Estero, Jujuy 850 (G4200CQR) Santiago del Estero ARGENTINA. Email: kunst.carlos@inta.gob.ar

⁽²⁾ Cátedra de Botánica, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero, Belgrano 1950 (S), Santiago del Estero, ARGENTINA.

Resumen

El "rolado" es una perturbación mecánica utilizada en la región Chaqueña para desarrollar sistemas silvopastoriles. Aplicada sin prescripciones técnicas, es criticada por no ser selectiva, simplificando la vegetación leñosa y desbalanceando algunos procesos ecológicos. Los objetivos del presente trabajo fueron: (a) explorar el potencial del Índice de Condición Forestal (ICF) de Tucker, modificado, para evaluar grado de impacto y (b) analizar el comportamiento del ICF en 2 comunidades roladas sin prescripciones técnicas en Santiago del Estero con *Schinopsis lorentzii* (Griseb.) Engl. y *Aspidosperma quebracho blanco* Schltldl como especies dominantes. El ICF es la suma de 5 fracciones, cuyos numeradores son: (i) área basal total (AB, $m^2 \cdot ha^{-1}$); (ii) diámetro promedio a la altura del pecho (Dap, cm), (iii) porcentaje de individuos con Dap < 25 cm; (iv) frecuencia de *S. lorentzii* (%) y (v) frecuencia de *A. quebracho blanco* (%), respectivamente. Como denominadores se usaron los mismos atributos observados en: (a) comunidad de referencia; (b) comunidad bajo estudio, antes de la perturbación, y (c) solo en el caso de AB, magnitud en (b) multiplicada por un factor = 0,70, ya que legalmente solo se puede aprovechar el 30 % de AB inicial. Si el ICF \approx 5 la degradación es nula; si ICF \approx 0, la degradación es máxima. La magnitud del ICF en las áreas roladas varió entre 4 y 5. Se considera que el ICF es apto para describir los cambios producidos por el rolado, a pesar de algunas limitaciones mejorables. Su ventaja sería la de fácil recopilación de datos para su determinación (extraíble de inventarios y análisis de la vegetación). Las magnitudes observadas del ICF sugieren que el rolado no sería 'degradante' de la vegetación nativa leñosa bajo las condiciones de estudio.

Palabras clave: perturbación, rolado, bosque, degradación.

Abstract

Roller-chopping is a mechanical disturbance widely used in the Chaco region for developing silvopastoral systems. When applied without appropriate prescriptions, it is viewed with distrust because it is not selective, and may simplify the woody vegetation, unbalancing some ecological processes. The aims of this research were: (a) to explore the possibilities of the Tucker's Index of Forest Condition (IFC), locally adapted, for assessing degree of degradation, and (b) analyze the behavior of the IFC in two woody communities of *Schinopsis lorentzii* (Griseb.) Engl. And *Aspidosperma quebracho blanco* Schltldl as dominant species, where roller-chopping was executed without technical prescriptions. The IFC is the sum of five fractions, whose numerators are: (i) total basal area (BA, $m^2 \cdot ha^{-1}$), (ii) mean diameter at breast height (DBH, cm), (iii) percent of individuals below DBH = 25 cm, (iv) frequency of *S. lorentzii* (%) and (v) frequency of *A. quebracho blanco* (%), respectively. As denominators we used the same attributes, observed in: (a) reference community; (b) communities under study before the disturbance, and (c), the BA of (b) multiplied by a factor = 0,70, because legally only a 30 % of the current BA could be harvested. If IFC \approx 5, degradation is nil; while if IFC \approx 0, degradation is maximum. The IFC varied between 4 and 5. We considered that the IF is suitable for describing



changes caused by disturbances, despite some limitations that could be improved. Its main advantage is that the information used could be gathered from vegetation inventories and analysis. The observed magnitudes of the IFC suggest that roller-chopping may not be 'degrading' of the woody communities under study.

Key words: disturbance, roller chopping, forest, degradation.

INTRODUCCIÓN

Una perturbación o disturbio se define como un evento discreto que elimina biomasa vegetal y que genera cambios, entre ellos nuevas condiciones ambientales y estructuras de la vegetación (Sousa, 1984, Platt y Connell 2003, Sevilla Martínez et al., 2011). En la región chaqueña, el fuego de origen natural o antrópico, los daños por insectos, el pastoreo de animales domésticos y posteriormente el aprovechamiento forestal para postes, leña y carbón son, en forma cronológica, las perturbaciones que provocaron cambios en la vegetación nativa chaqueña desde la Conquista, incrementándose desde principios del siglo XX (Morello y Saravia Toledo 1959). Un efecto colateral fue la modificación del régimen de fuego debido a la disminución de combustible fino (Del Castillo y Saravia Toledo 1985) y al incremento de combustible mediano y grueso (Kunst et al., 2006). Como consecuencia, se produjo una 'lignificación' de la vegetación, es decir un aumento de la dominancia de leñosas (árboles y arbustos) en densidad y cobertura (Adámoli et al. 1972, Leynaud y Bucher 2005).

La reintroducción en la región chaqueña de la actividad ganadera de cría y recria, que utilice el potencial de la precipitación y de la fertilidad de suelos disponibles con el enfoque de sistemas silvopastoriles y que permita el mantenimiento de sombra y aporte de materia orgánica, requiere de perturbaciones. La más difundida es el 'rolado', que 'mecaniza' la perturbación manual. El rolo es un cilindro de metal, con diámetro entre 1,20 y 1,50 m, armado de cuchillas, que puede estar cargado con agua y es traccionado por una topadora o un tractor. Su aplicación posee dos objetivos: (a) aumentar la oferta de forraje; y (b) facilitar la accesibilidad y el tránsito de personal y hacienda (Kunst et al. 2008). Al aplicarse sin prescripciones técnicas, el rolado y prácticas asociadas (ej. fuego, siembra de especies de origen africano de los géneros *Pennisetum* y *Megathyrsus*) representan una manipulación estructural no selectiva orientada a reducir la dominancia de leñosas con fines productivos. Estas prácticas son criticadas por sectores de la sociedad debido a que se interpretan como una 'simplificación' de la vegetación nativa leñosa a favor de la actividad ganadera (Fulbright 2004, Giménez y Moglia, 2017). La principal acción del rolo es aplastar y cortar, rejuveneciendo las leñosas al causar abundante rebrote basal (Kunst et al. 2008, 2009). Los tipos de vegetación que podrían ser más afectados por el rolado serían los bosques. La preocupación se centra en la potencial degradación debido, por ej. al impacto sobre la regeneración, de manera directa (ej. daño a juveniles, reducción sin control del área basal, etc.) e indirecta (ej. daño a un componente facilitador del reclutamiento de árboles como los arbustos, Tálamo et al. 2015).

Los objetivos del presente trabajo fueron: (a) explorar el potencial de un índice de condición forestal para evaluar el grado de degradación de la vegetación nativa chaqueña de bosque perturbada por 'rolados'; y (b) analizar el efecto sobre las mismas cuando se aplican rolados de intensidad y severidad no planificados, es decir aquellos ejecutados por personal sin formación ecológica ni forestal, no presentando prescripciones formales ni supervisión técnica. El empleo de un índice basado en datos de campo relativamente fáciles de obtener y que combine distintos



criterios cuantificables busca evitar ambigüedad en el concepto de degradación (Ochoa-Gaona et al. 2010, Ghazoul et al., 2015, Thompson et al., 2013). Luego de una revisión bibliográfica, se seleccionó el 'Índice de Condición Forestal' (ICF, Tucker et al. 2008), modificado para adaptarlo a la información disponible localmente. El ICF utiliza atributos de rendimiento (ej. área basal) y estructurales (ej. frecuencia de individuos en determinadas clases de Dap) de la vegetación. Se interpretó si las diferencias (\sim cambios) en la magnitud del ICF representan un daño a la sustentabilidad de esas comunidades (\approx degradación), a fin de poder predecir el efecto del rolado y generar recomendaciones de manejo.

MATERIALES Y MÉTODOS

La comunidad de referencia está ubicada en el Campo Experimental 'F. Cantos', de la EEA Santiago del Estero, y no fue aprovechada con objetivo forestal en los últimos 70 años (Kunst et al., 2018, Tabla 1). Los datos de las comunidades leñosas con y sin rolar de dos establecimientos privados denominados "Pu" y "Es" fueron muestreadas (Tabla 1). Ambos establecimientos estuvieron sometidos a ganadería extensiva 'tipo monte' y aprovechamiento forestal en el pasado. En Pu la actividad forestal estuvo muy desarrollada, llegando a contar con un ferrocarril 'Decauville' entre 1930-1950. Las comunidades leñosas fueron roladas por contratistas en Es, y con maquinaria propia en Pu. En el primer caso se empleó una topadora D-6 y un rolo de ancho 4 m, lastrado con agua. Los residuos leñosos fueron reducidos con fuego. En Pu se empleó el equipo de un contratista, y maquinaria propia, con trocha más chica (3 m); con un rolo del mismo ancho, y no se empleó fuego. La perturbación en los dos casos fue acompañada de siembra de *Megathyrus maximum* cv Gattón panic con densidad $\sim 6-7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Los criterios (\sim prescripción) aplicados para la intensidad de rolado (ej. número de pasadas) se desconocen. Probablemente fueron empíricos, tratando principalmente de evitar roturas de máquina. Sin embargo, existe por parte de los propietarios/responsables de ambos establecimientos un reconocimiento del valor del árbol en el confort animal, aporte de hojas y frutos y de la conservación del ecosistema en general.

Muestreo de campo. Se utilizó el método de T (Borges Silva et al., 2017), con número de transectas > 2 , y estaciones de muestreo ≥ 10 por transecta, respectivamente en cada comunidad leñosa. En cada estación de muestreo se registraron: (a) distancias x e y (m) para árboles y arbustos; (b) Dap (cm) para árboles a 1,3 m del suelo; (b) diámetros de copa (m) para especies arbustivas; (c) presencia de herbáceas y cobertura de mantillo en forma visual en un $\frac{1}{4} \text{ m}^2$ centrado en cada estación de muestreo. No se fijó un umbral mínimo para el Dap: todos los individuos a partir de 1 cm de diámetro fueron registrados, en este último caso diámetro a la altura de la corona (DAC). El carácter de árbol de cada especie se extrajo de bibliografía sobre botánica sistemática.



Tabla 1. Características de clima, suelos y de las perturbaciones de las comunidades de leñosas estudiadas. Fuente: SIGSE (2007).

Establecimiento	Pp.media anual (mm)	Subunidad Geomorfológica	Grupo/Serie de Suelos	Datos de la perturbación
Referencia	560	Bajada distal, Sierra de Guasayán	La María	Sin perturbación últimos 60 años
Es y Es perturbado	540	Paleollanura del río Salado	Torrifluentes típicos, con sal	Rolado 2011
Pu y Pu perurbado	750	Planicie residual del río Salado	Haplustoles típicos	Rolado 2009

Laboratorio. Se estimó la densidad* ha^{-1} de árboles y arbustos, área basal ($\text{m}^2*\text{ha}^{-1}$) de árboles, y composición botánica de ambos estratos (frecuencia, %) en cada transecta y comunidad de acuerdo con las fórmulas sugeridas por Borges Silva et al. (2017). Se graficó la estructura de Dap de todas las especies de árboles por establecimiento mediante un histograma utilizando intervalos de clase de 10 cm, de acuerdo con lo sugerido por la Dirección de Bosques y Fauna de Santiago del Estero (com. pers.). Las áreas sin perturbar y perturbadas fueron consideradas tratamientos desde el punto vista estadístico y las transectas como repeticiones, por lo tanto, estiman la variabilidad natural de los 'bosques' perturbados y sin perturbar.

Análisis matemáticos y estadísticos. Con los datos básicos presentados en la Tabla 2 se calculó el 'Índice de condición forestal' (ICF, Tucker et al., 2008) para cada comunidad, con las siguientes modificaciones (fórmula 1):

$$\text{ICF} = [\text{ABT}_i/\text{ABT}_r] + [\text{mDap}_i/\text{mDap}_r] + [\% \text{Dap} < 25_i/\% \text{Dap} < 25_r] + [\% \text{QB}_i/\% \text{QB}_r] + [\% \text{QC}_i/\% \text{QC}_r] \quad [1]$$

dónde: ABT = área basal total ($\text{m}^2*\text{ha}^{-1}$), mDap = diámetro promedio (cm) a la altura del pecho; %Dap < 25 = porcentaje del número de individuos con Dap < 25 cm; QB = frecuencia de *A. quebracho blanco*, y QC = frecuencia de *S. lorentzii*, en el estrato arbóreo respectivamente, *i* = atributos de la comunidad leñosa en campo particular, con o sin perturbación, *r* = atributos de la comunidad leñosa de referencia, u otra seleccionada con el mismo fin. Los términos mDap y %Dap < 25 cm no poseen dimensiones espaciales (Young et al., 2017). Otra adaptación del ICF en el presente trabajo es que los muestreos de leñosas comprenden todas las edades (\approx Dap) de la población leñosa, especialmente las más jóvenes, por lo tanto la evaluación incluye el 'potencial' de la población. El ICF se calculó considerando todas las transectas y comunidades de cada establecimiento.



Los bosques son descriptos por su composición botánica, rendimiento, función, diversidad y estructura (Stone y Porter 1998, Young et al. 2017). En el ICF, el área basal (AB, $m^2 \cdot ha^{-1}$) es un indicador 'sustituto' del servicio ecosistémico de provisión de madera o 'rendimiento' (Thompson et al., 2013, Vauhkonen y Ruotsalainen, 2017). El Dap (cm) es un indicador del tamaño del individuo (\approx edad) y su promedio indica la edad de la población (Tucker et al. 2008). El histograma de Dap (cm), brinda información que se interpreta como una tabla de vida estática. Indica la proporción de individuos jóvenes y viejos, y el tamaño de los individuos a cosechar (estructura, función productiva). El porcentaje de individuos con Dap < 25 cm sobre el total indica el número de individuos jóvenes y sugiere el potencial de expansión de la comunidad. Un gran número de individuos jóvenes puede ser considerado como un indicador de la viabilidad de la población y también de la sustentabilidad de una práctica (Souza, 2007). Sin embargo, es una visión simplista de la dinámica que debe ser tomada con cuidado debido a limitaciones de interpretación del histograma de Dap (Souza, 2007). La composición botánica (frecuencia relativa de especies, indicador de la abundancia) es un indicador de la diversidad, del valor económico, de su funcionamiento normal, evitando así una disminución en la oferta de bienes y servicios (SER 2004, Ruiz Jaén y Mitchell Aide 2005). El concepto de 'comunidad de referencia' es empleado en distintas situaciones para evaluar 'condiciones' (ej. calidad ambiental de lagos, pasturas naturales, etc., Tucker et al., 2008; Thompson et al. 2015). Aun cuando la aplicación del concepto tiene limitaciones y depende del grado de armonía entre la referencia y el objetivo (ej. pertenencia a la misma región, poseer el mismo suelo, etc.), su uso es universalmente aconsejado para establecer estándares objetivos de comparación para evaluar actividades de restauración de ecosistemas y prácticas de manejo productivas (Ghazoul et al., 2015; Thompson et al. 2013). El ICF fue calculado usando 3 denominadores (r) diferentes, asociados a distintos enfoques de medición de la sustentabilidad: (1) atributos de la comunidad de referencia; (2) atributos de la comunidad local antes de la perturbación, (3) usando el área basal de (2) multiplicada por el factor de uso = 0,70, teniendo en cuenta que la Provincia de Santiago del Estero recomienda el aprovechamiento de solo el 30 % del área basal original. El ICF varía de 0 a 5, debido a que los términos de [1] varían de 0 a 1 en los tres métodos de cálculo. El disturbio máximo (\approx máxima degradación) presenta un ICF = 0; y el bosque de referencia (mínimo o cero disturbio) ICF = 5, respectivamente (Tucker et al., 2008).

Usando el resultado de los 5 términos de la fórmula 1 estimados utilizando como denominador los atributos de la comunidad de referencia, se efectuaron los siguientes cálculos: (a) coeficientes de similitud entre comunidades con el índice de Bray y Curtis (Legendre y Legendre, 1998) y (b) ordenamiento multivariado con el método de Bray y Curtis (McCune y Grace 2002). Los cálculos matemáticos se realizaron mediante el paquete PCORD Version 5 (McCune y Grace 2002). Se construyeron los histogramas de Dap con clases de 10 cm, intervalo recomendado por la Dirección de Bosques de Santiago del Estero, empleando el PROC UNIVARIATE del paquete estadístico SAS (SAS Studio, 2018).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los atributos de las comunidades leñosas bajo estudio se presentan en la Tabla 2. De los cinco atributos usados para calcular los términos de la fórmula 1, los tres primeros indican aspectos estructurales de las comunidades ligados a su sustentabilidad (edad, producción y regeneración); y los otros dos la composición botánica y la dominancia de una determinada especie. En todos los



casos y en los tres métodos de cálculo, la magnitud del ICF osciló entre 3,89 y 5, sugiriendo que las comunidades bajo estudio no estarían fuertemente degradadas cuando se las compara con similares atributos de las comunidades utilizadas como denominador (Tabla 3). Este resultado sugiere que su degradación es media o casi nula: el rolado no habría producido una pérdida significativa de atributos en términos genéricos. En los tres métodos, los términos de la ecuación [1] indicaron una reducción del área basal, es decir un menor rendimiento como consecuencia directa de la eliminación de biomasa leñosa. Cuando el numerador corresponde a la comunidad de referencia, el tercer (% individuos con Dap < 25 cm), y cuarto (abundancia de *A. quebracho blanco*) término son casi el doble de los observados en la comunidad de referencia. Tucker et al. (2008) indican que si los términos de la fórmula 1 asociados con la edad y la regeneración son mayores que la unidad, pueden indicar degradación. Comunidades con abundancia de individuos jóvenes (% Dap < 25 cm) pueden presentarse como bosques muy aprovechados y en etapa de reconstitución natural (ej. 'brinzal', Tucker et al 2008). La mayor abundancia de *A. quebracho blanco* puede atribuirse a su gran agresividad y capacidad de dispersión. Esta especie presenta: (a) una amplia distribución en el país, lo que señala su gran adaptación a distintos ambientes climáticos y perturbaciones (Barchuk, 1999); (b) gran resistencia al pastoreo por poseer una espina lignificada en sus hojas, (c) gran potencial de supervivencia al fuego por el espesor de su corteza (Bravo et al., 2014); y (d) gran potencial de diseminación por las características de sus semillas aladas por el viento. Existe también la posibilidad que su gran abundancia se deba a que los sectores perturbados, aunque actualmente comunidades leñosas, hayan sido originalmente sabanas de *Elionorus muticus* (Spreng.) Kuntze, ya que la degradación de las mismas se manifiesta por gran dominancia de *A. quebracho blanco* y *Prosopis nigra* Griseb. (Kunst et al. 2018).

Cuando se emplean los atributos de la comunidad bajo estudio observados antes del rolado (numerador 2), se observa un incremento en el Dap promedio (Tabla 3 y Fig. 2), sugiriendo 'envejecimiento' de la comunidad. En rolados sin prescripción se observa una tendencia de los operadores de la maquinaria a dejar en pie individuos medianos a grandes porque aportan más sombra, enfoque que puede ser la causa de estos resultados (Kunst observación personal).

El índice de Bray-Curtis indicó que la similitud de las comunidades entre sí y con la referencia fue mayor que el 50 % y varió entre 65-90 % (Tabla 4). La comunidad más similar a la referencia fue Pu perturbada (aprox. 77 %, Tabla 4). ¿Qué atributos de la vegetación nativa fueron causantes de este porcentaje de similitud? El ordenamiento de comunidades indicó que 2 ejes explicaron el 98% de la variación total, con el primer eje explicando el 78 % de la misma y el segundo aprox. 20 %. La magnitud de las correlaciones entre los componentes del ICF y la composición botánica sugieren que el eje 1 puede identificarse como un gradiente de perturbación, con una menor intensidad hacia la izquierda del gráfico, donde se observó el mayor área basal (Tabla 5 y Fig. 1). El eje 2 se relacionó con la edad de la comunidad leñosa, debido a su correlación significativa con la frecuencia de individuos con Dap ≤ 25 cm.

De acuerdo a estos resultados, las diferencias entre comunidades se deberían al tamaño de los individuos (≈edad, tamaño) y al aprovechamiento en el pasado (menor mDap y más cantidad de individuos jóvenes). Los histogramas de Dap (Fig. 3) indican un aumento de los individuos con Dap entre 20 y 30 cm luego de la perturbación. Es evidente que un aspecto que influencia este proceso es el intervalo utilizado para definir las clases de Dap, y por lo tanto las magnitudes resultantes del



ICF. Al no existir una recomendación formal sobre cual intervalo utilizar, se resolvió aplicar el sugerido oficialmente, y los resultados obtenidos reflejan esa elección.

Un atributo de la comunidad leñosa donde hay propuestas empíricas para la evaluación del impacto del rolado es la distribución de Dap. Se recomienda, en base a principios silviculturales de manejo de bosques disetáneos, que luego de la perturbación el histograma esté sesgado hacia las clases más pequeñas, es decir que se asemeje a una curva 'J invertida' (Barreira et al., 2000; De la Orden et al. 2003, Hitimana et al. 2004). En ningún caso, ni antes ni después de la perturbación se observa esta distribución teórica en las comunidades bajo estudio. Este comportamiento es similar al observado en poblaciones de leñosas alrededor del mundo (North et al., 2007).



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

Tabla 2. Atributos cuantitativos de las comunidades leñosas muestreadas en este estudio.

Atributo	Comunidades										
	Referencia		Es		Pu		Es perturbada		Pu perturbada		
	Rango	Promedio	Rango	Promedio	Rango	Promedio	Rango	Promedio	Rango	Promedio	
Densidad árboles (individuos*ha ⁻¹)	45-127	80	55-308	160	224-419	293	28-95	55	54-90	66	
Área basal m ² *ha ⁻¹ (promedio)	8		4		8		2,41		4,77		
Porcentaje Área basal en clases de Dap ≤ 25 cm	14		65		65		62		34		
Porcentaje de individuos en clases de Dap ≤ 25 cm	36.10		65.13		66.13		61.72		33.73		
Número de Clases de Dap presentes (intervalo clase 10 cm)	6		5		5		5		6		
Dap máximo muestreado (cm)	59		48		49		42		60		
Densidad de arbustos (plantas*ha ⁻¹)	1130-12000	5000	1700-3900	2636	5300-8600	6626	1800-4972	2898	3044-4113	3386	
Composición botánica (Frecuencia especies > 5%)	Árboles:										
	<i>Schinopsis lorentzii</i> (Griseb) Engl.	50-80	66,25	15-62	35	5-30	19	0-32,5	22,33	8,75-	13
	<i>Aspidosperma quebracho blanco</i> Schltdl	20-40	31,25	20-70	46	40-80	64	45-65	59	0	0
	<i>Ziziphus mistol</i> Griseb.	0-5	2,5	2-40	8	0	0	0-10	3	0	0
	<i>Prosopis nigra</i> (Griseb.) Hieron. var. <i>nigra</i>	0	0	0	0	5-20	10			8,75-18,75	12
	<i>Prosopis kuntzei</i> Harms.	0	0	0	0	7,5-10	9			8,75-36	23
	Arbustos:										
	<i>Acacia gilliessi</i> Burkart	5-30	20	0	0	0	0				
	<i>Celtis ehrenbergiana</i> (Klotzsch) Liebm.	0-50	34	17-36	29	25-75	52	25-60	51,5	43-66	54
	<i>Acacia praecox</i> Griseb.	0	0	10-35	20	20-37	29	0-55	20	14-28,75	20
<i>Atamisquea emarginata</i> Miers ex Hook. & Arn.	10-40	24	0-25	4	0	0	0	0	0	0	



Tabla 3. Índice de condición forestal (ICF) y sus componentes. Numerador: 1 = atributos de la referencia; 2 = atributos antes de la perturbación. 3= área basal original*0,70.

Numerador	Comunidades	Términos ecuación de ICF					ICF
		Área basal (m ² *ha ⁻¹)	Dap Promedio (cm)	% individuos < Dap = 25 cm	<i>Aspidosperma quebracho blanco</i>	<i>Schinopsis lorentzii</i>	
	Referencia	1	1	1	1	1	5,00
1	Es	0,382	0,501	1,804	1,481	0,523	4,69
	Pu	0,784	0,5	1,832	2,06	0,283	5,46
	Es perturbada	0,242	0,613	1,71	1,888	0,337	4,79
	Pu perturbada	0,479	0,805	0,935	1,472	0,196	3,89
	Es perturbada	0,634	1,223	0,948	1,275	0,644	4,72
2	Pu perturbada	0,611	1,611	0,510	0,715	0,693	4,14
	Es perturbada	0,905	1,223	0,948	1,275	0,644	4,99
3	Pu perturbada	0,873	1,611	0,510	0,715	0,693	4,40

Tabla 4. Comparación entre los componentes del ICF de las comunidades leñosas estudiadas usando como numerador la referencia (índice de similitud de Bray y Curtis, McCune y Grace, 2002).

	Referencia	Es	Pu	Es perturbada	Pu perturbada
Referencia	1,000	0,703	0,682	0,652	0,769
Es		1,000	0,877	0,901	0,813
Pu			1,000	0,902	0,767
Es perturbada				1,000	0,797
Pu perturbada					1,000

Tabla 5. Coeficientes de correlación de Pearson (r), coeficiente de determinación de Pearson (r-sq) y coeficiente de correlación de Kendall (τ) entre componentes del ICF (numerador referencia) y de composición botánica, con los ejes del ordenamiento multivariado, método de Bray y Curtis, n = 5 (McCune y Grace, 2002).

Componentes ICF/ composición botánica	Ejes del análisis multivariado					
	1			2		
	r	r-sq	τ	r	r-sq	τ
Área basal (m ² *ha ⁻¹)	-0,775	0,601	-0,600	0,023	0,001	-0,105
Dap promedio (cm)	-0,690	0,476	-0,200	-0,587	0,344	-0,527
Porcentaje individuos < Dap = 25 cm	0,471	0,222	0,000	0,787	0,619	0,738
Porcentaje <i>A. quebracho blanco</i>	0,833	0,694	0,400	0,191	0,037	0,316
Porcentaje <i>S. lorentzii</i>	-0,958	0,917	-0,600	0,285	0,081	0,316

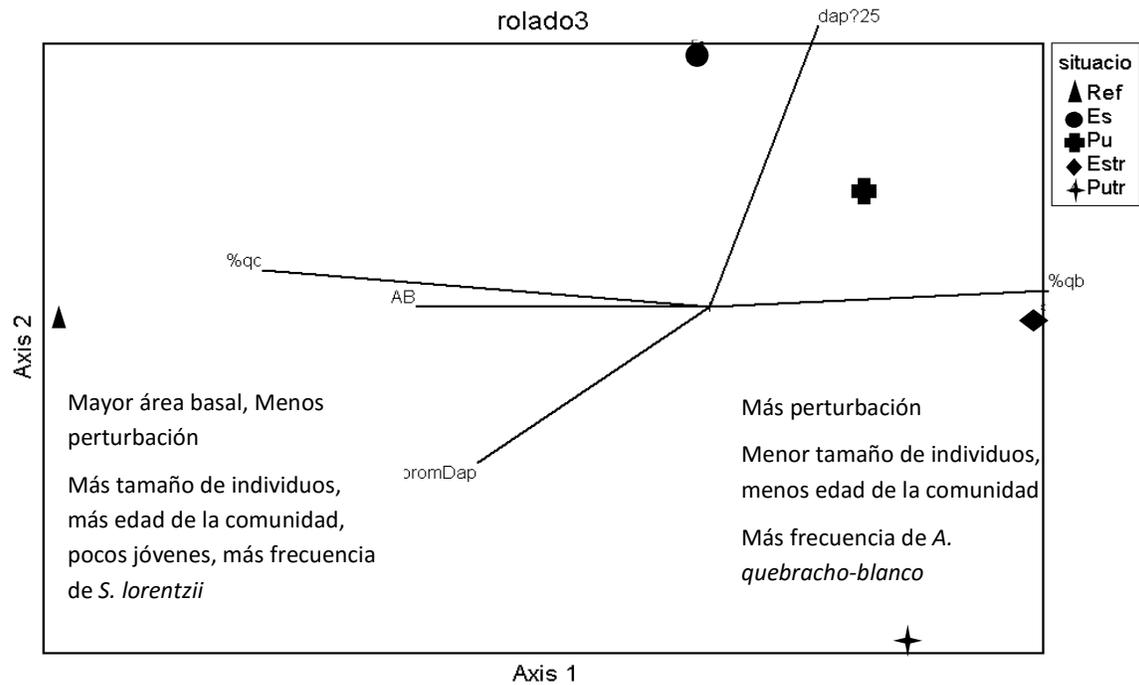


Figura 1. Ordenamiento multivariado de las comunidades estudiadas en el espacio términos del ICF. (Método de Bray y Curtis, McCune y Grace, 2002). Abreviaturas: promDap: Dap promedio, AB: área basal; %qc: frecuencia de *S. lorentzii*; %qb: frecuencia de *A. quebracho blanco*; dap<25: porcentaje de individuos < Dap =25 cm. Ref: referencia; Es: Es sin perturbar; Estr: Es perturbada; Pu: Pu sin perturbar, Putr: Pu perturbada

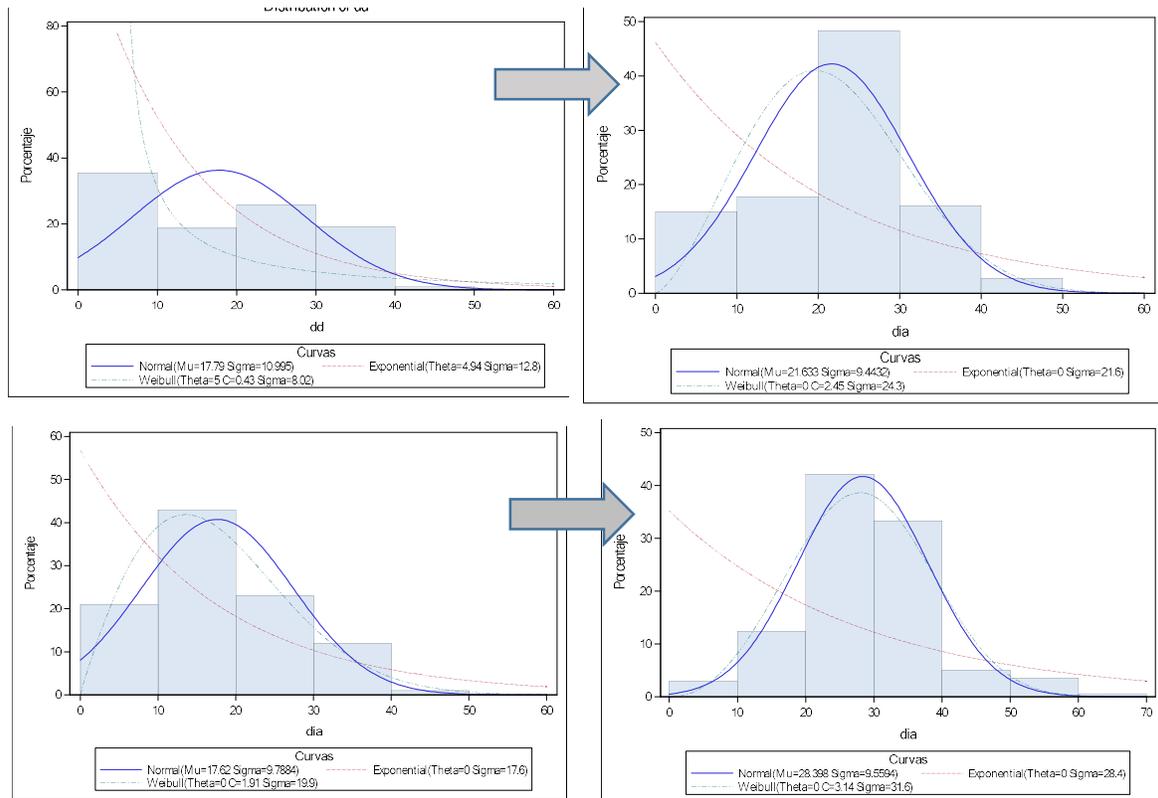


Figura 2. Histogramas de Dap: arriba estancia Es, izquierda sin perturbar: derecha, perturbada. Abajo estancia Pu: izquierda sin perturbar; derecha, perturbada.

CONCLUSIONES E IMPLICANCIAS PARA EL MANEJO.

El primer objetivo de este trabajo fue explorar el potencial del ICF para evaluar el grado de degradación del bosque en comunidades donde se aplicaron perturbaciones mecánicas. Existen trabajos en la Argentina que aplican índices para evaluar cambios en los servicios brindados por los bosques (Peri et al. 2017). En forma similar, utilizan magnitudes relativas de atributos, con base en comunidades de referencia (Peri et al. 2017). El ICF, se distingue porque se basa en información de inventarios y análisis de la vegetación con la cual los profesionales se encuentran familiarizados, fáciles de llevar a cabo y los cálculos matemáticos son sencillos (Ochoa-Gaona et al., 2010). En ese aspecto, aunque puede mejorarse, el ICF es promisorio como indicador rápido de diagnóstico. Como inconveniente, puede decirse que el ICF representa una 'foto' de un proceso dinámico de largo plazo. Se debe tener en cuenta que la silvicultura práctica utiliza indicadores tales como por ej. histogramas de Dap, que son también 'fotos' de un proceso. Sin embargo, se toman decisiones de manejo en base a los mismos, porque representan un resumen de la situación actual. Este resultado también refuerza la necesidad de los monitoreos permanentes.

El segundo objetivo fue estudiar el comportamiento del ICF cuando se aplica a rolados destinados a implementar sistemas silvopastoriles ejecutados sin prescripciones formales. De acuerdo a Ghazoul et al. (2015), 'degradación' se define como la disminución de algún atributo (ej. abundancia de una especie), función (ej. absorción de agua de lluvia) que va a limitar la provisión de un servicio



(ej. oferta de madera) como consecuencia de una perturbación. Este enfoque es también limitado porque perturbaciones naturales (ej. fuego) pueden causar cambios que pueden interpretarse como 'degradación'. En párrafos anteriores se presentó la asociación entre los términos de la fórmula para calcular el ICF y su interpretación ecológica y productiva. La reducción observada en el ICF no es ecológicamente relevante y sugiere una baja magnitud de degradación en las comunidades arbóreas estudiadas. La principal conclusión sería que, dentro de ciertos límites, la perturbación 'rolado' sería compatible con la sustentabilidad de los bosques en un contexto productivo ganadero bajo determinados esquemas de intensidad y supervisión. Este resultado, aunque parcial, contradice la percepción muy difundida que el rolado sin prescripciones es degradante de las comunidades leñosas de la región chaqueña. (\approx bosques). Un corolario de esta conclusión sería que el ICF no es útil como indicador y que debería descartarse. El ICF consiste en la suma de 5 términos (= tiene en cuenta varias visiones), en los que la magnitud actual de un atributo (numerador) se expresa en forma relativa a 3 bases de cálculo (denominadores) distintas: la comunidad de referencia propiamente dicha, la comunidad bajo estudio antes de la perturbación, y un umbral de extracción compatible con el aprovechamiento sustentable. Este estudio sugiere que la disminución en la magnitud de uno de los términos es compensada por incremento(s) en otro(s). Un atributo de mucha influencia en el cálculo del ICF es la frecuencia de *A. quebracho blanco*. Esto plantea la posibilidad de no tener en cuenta la abundancia de esa especie en la evaluación de la degradación de comunidades leñosas, o fijar un umbral máximo para incluirla en la evaluación.

El resultado final de la aplicación del ICF indica que, al menos para los casos de estudio incluidos en el presente trabajo, no es posible generalizar sobre el efecto negativo de la perturbación mecánica, aunque se la aplique con prescripciones mínimas. La evidencia indica que el efecto del rolado puede ser neutro a positivo sobre atributos del ecosistema en general si se planifica con una intensidad, severidad y frecuencia apropiadas (\approx prescripciones) de acuerdo al sitio ecológico de referencia (Bogino y Bravo 2014, Albanesi et al. 2012, Coria et al. 2015, Kunst et al. 2012 y 2016, Rejzek et al. 2017). Este es el primer trabajo – dentro de nuestros conocimientos- que utiliza un índice para evaluar efectos de perturbaciones en bosques de la región chaqueña con fines productivos. La "degradación" del bosque es un concepto de difícil definición (Ghazoul et al., 2015). Las dificultades surgen de la definición de bosque, selección de comunidades de referencia, tipos de perturbaciones naturales, escalas de tiempo y espacio consideradas, umbrales y atributos del ecosistema y la vegetación bajo estudio (Sasaki y Putz, 2009, Putz y Roberts, 2010, Thompson et al., 2013; Morales-Barquero et al. 2014). Todos los aspectos anteriores se deberían usar para enriquecer el ICF, o cualquier otro índice.

Agradecimientos

Este trabajo forma parte del PICTO 0066 "Regímenes de perturbación de bosques nativos y otras comunidades vegetales del Chaco occidental", Convocatoria PICTO 2014, Manejo Sustentable de los Bosques Nativos. Se agradece a los Ings. Agrs. Carlos M. E. Kunst (h) y Miguel Nellem por facilitar los datos de campo.

Bibliografía

Adámoli, J., Neumann, R., Colina, A., Morello, J. 1972. El Chaco aluvional salteño. INTA, Revista de Investigaciones Agropecuarias Serie 3, 9: 165-237.

Albanesi A., Anríquez A., Silberman J., Kunst C., Duffau A., Domínguez Nuñez J. 2012. Fracciones de carbono orgánico del suelo en rolados en el Chaco semiárido. Actas 2do Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, 317-322, ISBN 978-987-679-123-6.



- Barchuk, A., Díaz, M. 1999. Regeneration and structure of *Aspidosperma quebracho.blanco* Schl. in the arid Chaco (Córdoba, Argentina). *Forest Ecology and Management* 118: 31-36.
- Barreira, S., Alvarenga Botelho, S., Scofuro, J., Márcio de Mello, J. 2000. Efeito de diferentes intensidades de corte seletivo sobre regeneração natural de Cerrado. *Cerne* 6: 40-51
- Bogino, S., Bravo, M. 2014. Impacto del rolado sobre la biodiversidad de especies leñosas y la biomasa individual de jarilla (*Larrea divaricata*) en el Chaco Árido Argentino. *Quebracho* 22:
- Borges Silva, L., Alves, M., Bento Elias R., Silva, L. 2017. Comparison of T-square, Point Centered Quarter, and N-Tree sampling methods in *Pittosporum undulatum* invaded woodlands. *Hindawi International Journal of Forest Research* 2017. Article ID 2818132.
- Bravo, S., Kunst, C., Leiva, M., Ledesma, R. 2014. Response of hardwood tree regeneration to surface fires, western Chaco region, Argentina. *Forest Ecology and Management* 326: 36-45
- Coria R., Coria O., Kunst C. 2015. Influencia del rolado selectivo de baja intensidad (RBI) sobre las comunidades de aves de bosques del Chaco Occidental. *Ecología Austral* 25: 158-171.
- De la Orden, E., Quiroga, A., Pico Zossi, R. 2003. Estructura de las poblaciones de *Prosopis nigra* (Gris.) Hyeron. y *Aspidosperma quebracho blanco* Schl. en el Campo Experimental de la Colonia del Valle (Catamarca, Argentina). *Ecosistemas* 2003/3 (URL: <http://www.aeet.org/ecosistemas/033/investigacion6.htm>)
- Del Castillo, H., Saravia Toledo, C. 1985. Manejo silvopastoril en el Chaco nor-occidental de Argentina: II. Regeneración forestal en suelos de la unidad Jume Pozo. Pag. 241-255. En: Ayerza, R. IV° Reunión de Intercambio Tecnológico en Zonas Áridas y Semiáridas. Centro Argentino de Ings. Agrónomos, Bs. As.
- Fulbright T. 2004. Disturbance effects on species richness of herbaceous plants in a semiarid habitat. *Journal of Arid Environments* 58: 119-133.
- Ghazoul, J., Burivalova, Z., Garcia-Ulloa, J., King, L. 2015. Conceptualizing forest degradation. A review. *Trends in Ecology and Evolution* 30: 622-632.
- Giménez, A., Moglia, A. 2017. Los bosques actuales del Chaco semiárido argentino: ecoanatomía y biodiversidad. Una mirada propositiva. Facultad de Ciencias Forestales, Univesidad Nacional de Santiago del Estero, Sgo del Estero, Argentina.
- Hitimana, J., Kiayipi, J., Njunge, J. 2004. Forest structure characteristics in disturbed and undisturbed sites of Mt. Elgon moist lower montane forest, western Kenya. *Forest Ecology and Management* 194: 269-291.
- Kunst C., Ledesma R., Bravo S., Godoy J., Navarrete V. 2009. Sistemas silvopastoriles en el Chaco semiárido III: efecto del rolado sobre la estructura de especies arbustivas nativas. *Actas 1er Congreso Nacional Sistemas Silvopastoriles, Posadas, Misiones* 282-289. ISBN 978 987 521 350 0
- Kunst C., Ledesma R., Navall M. 2008. Rolado Selectivo de Baja Intensidad (RBI) INTA EEA Santiago del Estero. *Boletín* 57 ISBN 978 987 521 329 6.
- Kunst C., Navall M., Ledesma R., Silberman J., Anríquez A., Coria D. [et al.]. 2016. Silvopastoral Systems in the Western Chaco Region, Argentina. Cap 4, p. 63-88, En: P. Peri, F. Dube, A. Varella (ed.) *Silvopastoral Systems in Southern South America. Advances in Agroforestry* No 11, Springer International Pub., ISSN 1875-1199:
- Kunst C.; Ledesma R., Bravo S., Albanesi, A., Godoy J. 2012. Rolados y diversidad botánica I: ¿Sitio ecológico, tiempo o perturbación?. *Memorias III Congreso Silvopastoril, Santiago del Estero*.
- Kunst, C., Bravo, S., Coria, D. et al. 2018. 'Condición de referencia' de la vegetación nativa tipo 'bosque' y su aplicación en el manejo silvopastoril, región chaqueña, Argentina. *Este Congreso*.
- Kunst, C., Coria D., Ledesma R. Bravo, S., Godoy J. 2018. Indicadores de ocurrencia de fuego en sitios ecológicos del Chaco occidental, p. 12. En: Resúmenes y charlas, IV Congreso del Mercosur sobre Manejo de Pastizales Naturales, Chamental, La Rioja, Chamental - La Rioja (Argentina), 15, 16 y 17 de mayo de 2018.
- Kunst, C., Ledesma, R., Casillo, J., Godoy, J. 2006. Rolados y residuos leñosos: I. estimación de la carga de combustibles. *Memorias Ecofuego*
- Legendre, P., Legendre, L. 1998. *Numerical ecology*. Elsevier Science B. V. Amsterdam.
- Leynaud, G., Bucher, E. 2005. Restoration of degraded Chaco woodlands: Effects on reptile assemblages. *Forest Ecology and Management* 213: 384-390.
- Rejzek, R., Coria, D., Kunst C., Svátek, M., Kvasnica, J., Ledesma, R., Matula, R. 2017. To chop or not to chop? Tackling shrub encroachment by roller-chopping preserves woody. *Forest Ecology and Management* 402: 29-36



- Morales-Barquero, L., Skutsch, M., Jardel-Peláez, E., Ghilardi, A., Kleinn, A., Healey, J. 2014. Operationalizing the definition of forest degradation for REDD+, with application to Mexico. *Forests* 5: 1653-1681; doi:10.3390/f5071653
- Morello, J., Saravia Toledo, C. (1959) El bosque chaqueño I y II. *Rev. Agronómica del Noroeste Argentino* 3: 5-81/209-258.
- North, M., Innes, J., Zald, H. 2007. Comparison of thinning and prescribed fire restoration treatments to Sierran mixed-conifer historic conditions. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 331-342.
- Ochoa-Gaona, S., Kampicher, C., de Jong, B., Hernández, S., Geissen, V., Huerta, E. 2010. A multi-criterion index for the evaluation of local tropical forest conditions in Mexico. *Forest Ecology and Management* 268: 618-627.
- Platt, W., Connell, J. 2003. Natural disturbances and directional replacement of species. *Ecological Monographs* 73: 507-522.
- Peri, P. et al. 2017. State and transition model approach in native forests of Southern Patagonia: linking ecosystemic services, thresholds and resilience. *Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*; 13: 105-118.
- Putz, F., Redford, K. 2010. The importance of defining 'Forest': Tropical Forest Degradation, Deforestation, Long-term Phase Shifts, and Further Transitions. *BIOTROPICA* 42: 10-20 2010.
- Ruiz Jaen M., Mitchell Aide. T. 2005. Vegetation structure, species diversity and ecosystem processes as measures of restoration success. *Forest Ecology and Management* 218: 159-173.
- Sasaki, N., Putz, F. 2009. Critical need for new definitions of 'forest' and 'forest degradation' in global climate change agreements. *Conservation Letters* 2: 226-232.
- Sevilla Martínez F. 2011. Evolución temporal del régimen de renovaciones en la montaña cantábrica. p. 31- 46. En: Ezquerro Boticario F., Rey van der Bercken F. (Ed.) *La evolución del paisaje vegetal y el uso del fuego en la cordillera Cantábrica- Fundación Patrimonio Natural de Castilla y León, Valladolid*. 388 pp
- SER. Society for Ecological Restoration. 2004. International Primer on Ecological Restoration. En: http://www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp
- Sousa, W. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15: 353-391.
- Souza, A. 2007. Ecological interpretation of multiple population size structures in trees: The case of *Araucaria angustifolia* in South America. *Austral Ecology* 32: 524-533.
- Stone, J., Porter, J. 1998. What is forest structure and how to measure it? *Northwest Science* 78: 25-26
- Táلامo, A., Barchuk, A., Cardozo, S., Truccio, C., Marás, G., Trigo, C. 2015. Direct and indirect facilitation (herbivore mediated) among woody plants in a semiarid Chaco forest: A spatial association approach. *Austral Ecology* doi:10.1111/aec.12224
- Thompson, I., Guariguata, M., Okabe, K., Bahamondez, C., Nasi, R., Heymell, V., Sabogal, C. 2013. An operational framework for defining and monitoring forest degradation. *Ecology and Society* 18 (2): 20: https://unfccc.int/files/land_use_and_climate_change/redd/submissions/application/pdf/redd_20130704_cpf_working_group_on_forest_degradation.pdf.
- Tucker, C., Randolph, J., Evans, T., Andersson, K., Persha, L., Green, G. 2008. An approach to assess relative degradation in dissimilar forests: toward a comparative assessment of institutional outcomes. *Ecology and society*: 13 (1): 4 [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss1/art4/>
- Vauhkonen, J., Ruotsalainen, R. 2017. Assessing the provisioning potential of ecosystem services in a Scandinavian boreal forest: Suitability and tradeoff analyses on grid wall-to-wall forest inventory data. *Forest Ecology and Management* 389: 272-284.
- Young, B., D'Amato, A., Kern, C., Kastendick, D., Palik, B. 2017. Seven decades of change in forest structure and composition in *Pinus resinosa* forests in northern Minnesota, USA: Comparing managed and unmanaged conditions. *Forest Ecology and Management* 395: 92-103.



EFFECTO DEL RALEO SELECTIVO SOBRE EL PASTIZAL NATURAL EN UN BOSQUE DE *Prosopis caldenia*. LA PAMPA, ARGENTINA.

EFFECT OF SELECTIVE THINNING ON NATURAL PASTURE IN A FOREST OF *Prosopis caldenia*. LA PAMPA, ARGENTINA.

López, Gisela E. (1); Mariano Viana (2); Mónica P. Alvarez Redondo (1,2); Axel Nazaruck (2); Ernesto A. F. Morici (1,2).

⁽¹⁾ Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa, (2) Facultad de Cs. Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa. lopezgisern@gmail.com, Ruta 35 Km 334 (6300). Santa Rosa, La Pampa. Argentina.

Resumen

En la provincia de La Pampa existe una importante extensión de territorio que se encuentra ocupada por bosques nativos de *Prosopis caldenia* (caldén). Estos evidencian una tendencia generalizada hacia formaciones cerradas que son consecuencia de múltiples factores. A pesar de que la ganadería en el bosque de caldén es la principal actividad económica, no se han generado los conocimientos científicos que promuevan el uso de herramientas de manejo que permitan el mejoramiento del pastizal natural. El objetivo de este trabajo fue evaluar los efectos del raleo selectivo manual (RSM) con cuadrilla de hacheros, sobre el pastizal natural del bosque nativo. En el Establecimiento Bajo Verde (36°28'48'S - 64°35'03"O) en el año 2011, se realizó un ensayo de RSM en el que se intervinieron 2ha de bosque nativo. El diseño experimental consistió en cuatro parcelas de 1ha aproximadamente cada una, ubicadas sobre la picada perimetral E del predio y sus correspondientes áreas testigo, representadas por el bosque sin intervenir. Para el presente estudio se evaluaron dos de las cuatro parcelas ubicadas en la parte norte del predio, que corresponden a una fisonomía de bosque añejo de más de 200 años. Se realizaron censos de la vegetación herbácea, estimación de la cobertura promedio de vegetación, suelo y broza y densidad de gramíneas perennes. No se encontraron diferencias estadísticamente significativas para ninguna de las mediciones realizadas ($p > 0,05$); lo que indicaría que seis años después del tratamiento de RSM el pastizal no se ha recuperado. Sin embargo, la riqueza específica aumentó con el RSM, identificándose 18 especies en el RSM y 14 en el área testigo.

Palabras clave: bosque nativo; gramíneas; degradación; manejo; ganadería.

Abstract

In the province of La Pampa there is an important extension of territory that is occupied by native forests of Prosopis caldenia (caldén). These show a generalized tendency towards closed formations that are the consequence of multiple factors. Although cattle ranching in the caldén forest is the main economic activity, no scientific knowledge has been generated that promotes the use of management tools that allow the improvement of natural grassland. The objective of this work was to evaluate the effects of selective manual thinning (RSM) with rural lumberjacks, on the natural grassland of the native forest. In the Establishment Bajo Verde (36 ° 28'48'S - 64 ° 35'03"W) in 2011, an RSM test was conducted in 2ha of native forest. The experimental design consisted of four plots of approximately 1 ha each, located on the perimeter E of the property and its corresponding control areas, represented by the forest without intervening. For the present study, two of the four parcels located in the northern part of the farm were evaluated, which correspond to an appearance of old forest of more than 200. Census of herbaceous vegetation was carried out, estimation of the average coverage of vegetation, soil and brush and density of perennial grasses. No statistically significant differences were found for any of the measurements made ($p > 0,05$); which would indicate that six



and a half years after the treatment of RSM, the grassland has not recovered. However, the specific wealth increased with the RSM, identifying 18 species in the RSM and 14 in the control area.

Keywords: native forest; grasses; degradation; management; cattle raising.

INTRODUCCIÓN

Una importante proporción de la provincia de La Pampa, 1607476ha (PINBN, 2007), está ocupada por bosques nativos de *Prosopis caldenia* (caldén), ubicados sobre la franja central del territorio, lo que corresponde al Distrito del Caldén o Caldenal dentro de la Región Fitogeográfica del Espinal (Cabrera, 1976). La vegetación característica es un bosque de caldén asociado a otras especies arbóreas, tales como algarrobo (*P. flexuosa*), chañar (*Geoffroea decorticans*) y sombra de toro (*Jodina rhombifolia*) y arbustivas como piquillin (*Condalia microphylla*), molle (*Schinus fasciculatus*) y Llaollín (*Licuim chilensis*) y un estrato gramíneo-herbáceo integrado por especies forrajeras como *Poa ligularis*, *Piptochaetium napostaense*, *Nassella tenuis*, *Digitaria californica* y no forrajeras como *Nassella tenuissima*, *Jarava ichu*, *Nassella trichotoma*.

A lo largo de toda la región del Caldenal se presentan importantes variantes en cuanto a la fisonomía de los bosques. En general se reconocen como variaciones fisonómicas principales, el caldenal con pastizal, el caldenal con arbustos, el caldenal abierto tipo sabana y el caldenal joven denso con otros arbustos (Cano, *et al* 1980). Además de los modeladores naturales de las fisonomías boscosas (clima, relieve, suelo), existen otros factores de carácter antrópico que actúan sobre estas fisonomías, tales como la extracción forestal selectiva sin planificación, el sobrepastoreo con ganado vacuno, el avance de la frontera agropecuaria y la alteración del régimen natural de fuegos. En consecuencia, las distintas formaciones son resultado de una combinación de factores ecológicos y antrópicos que provocan cambios estructurales y florísticos de gran magnitud incrementando la heterogeneidad de la vegetación (Anderson *et al.*, 1970; Boyero, 1985; Cano *et al.*, 1980; Lerner, 2004; Roberto *et al.*, 2005; Adema, 2006). En este sentido, existe una tendencia generalizada hacia formaciones de bosques cerrados, afectados por un importante proceso de arbustización, denominados localmente "fachinales" y una fuerte expansión de leñosas en pastizales de médanos y de planicies, generándose nuevos estados relativamente estables de la vegetación del caldenal (Morici *et al.*, 2009; Morici, 2006). Gran parte de la provincia de La Pampa cubierta por áreas de bosque de caldén y montes bajos está siendo afectada por este proceso de degradación (Cano, 1980; Estelrich *et al.*, 2005; Vázquez *et al.*, 2013).

Puntualmente, la introducción del ganado doméstico tuvo una importancia especial en esta región, que carecía de grandes herbívoros desde finales del pleistoceno (Bucher, 1987). El aumento de la abundancia de las especies leñosas y el reemplazo de las gramíneas bajas por otras de mayor porte, representan algunos de los cambios estructurales que la introducción del ganado doméstico provocó en la comunidad vegetal del Caldenal (Llorens, 1995; Distel y Bóo, 1995). Estos cambios estructurales y funcionales del sistema bosque-pastizal hacen visible su degradación debido al escaso valor maderero de los montes bajos y cerrados resultantes y la degradación de los pastizales naturales que son reemplazados por especies de menor valor forrajero (Estelrich *et al.*, 2005; Morici *et al.*, 2003, 2006, 2009; Morici 2006; Peláez *et al.*, 1992). Este reemplazo se ha producido en detrimento de la condición del pastizal natural; entendiéndose como tal al "estado de salud" del pastizal basado en lo que el pastizal es capaz de producir en forma natural (Huss *et al.*, 1986).



En este contexto, la problemática se plantea como la falta de herramientas técnicas de manejo de bosque nativo con eficiencia comprobada, orientadas a rehabilitar áreas con un alto nivel de degradación, potencializando las cualidades ecológicas y productivas que ofrecen los bosques de caldén.

Actualmente en La Pampa, las quemadas controladas y el paso del rolo mecánico, se promueven como herramientas útiles para el control de arbustos y el mejoramiento del pastizal natural en la región del ecotono Caldénal - Monte Occidental. Dichas prácticas están avaladas por la normativa vigente en el contexto de la implementación de la Ley Nacional 26331 y la Ley Provincial 2624.

Una de las herramientas menos utilizadas, es el raleo selectivo manual (RSM) realizado por cuadrilla de hacheros. Una de las ventajas más importantes de este método es la extracción de raíz de los individuos seleccionados, sean arbustos o árboles, lo que garantiza que no existe rebrote después de la extracción, caso contrario al rolo mecánico y las quemadas controladas. Por lo tanto, es necesario avanzar en el estudio científico de los resultados de su implementación para poder difundirla como una alternativa más para los productores que quieran intervenir y mejorar el bosque de caldén. El objetivo de este trabajo fue evaluar los efectos del raleo selectivo manual (RSM) con cuadrilla de hacheros, sobre el pastizal natural del bosque nativo. En este sentido, la apertura del dosel arbóreo y la disminución de la densidad, favorecerían el desarrollo del estrato herbáceo mejorando la productividad del sitio.

MATERIALES Y MÉTODOS

El Establecimiento Bajo Verde (36°28'48"S - 64°35'03"O) propiedad de la Facultad de Agronomía (UNLPam), se encuentra ubicado aproximadamente a 35 km al NO de Santa Rosa, La Pampa. La superficie actual del predio es de 1964ha, de las cuales 325ha se destinan a actividades agrícola-ganaderas y 1639ha corresponden a superficie boscosa de diversas fisonomías, que son utilizadas para la cría de ganado vacuno. El establecimiento funciona además como campo de enseñanza realizándose distintas actividades académico-productivas. Este se encuentra ubicado en una zona caracterizada por su inestabilidad climática, con altas fluctuaciones de temperatura (T° media anual 15°C), precipitaciones estacionales entre 600-800mm (primavero-estivo-otoñoales), periodos de humedad y de sequía (invernales) a veces prolongados (Cano, *et al* 1980). Esta dinámica de las precipitaciones sitúa al predio en el límite de la frontera agropecuaria.

Dentro del predio, en el año 2011, se llevó adelante un proyecto experimental enmarcado en la Ley Nacional 26.331 (Resolución N°256/09) con el objetivo de generar herramientas técnicas para el manejo sustentable de los bosques nativos pampeanos. Como práctica experimental se planteó un raleo selectivo manual (RSM) realizado por cuadrilla de hacheros con el fin de mejorar la producción forestal y aumentar la productividad del pastizal natural. Se intervinieron 4 ha de bosque nativo de diferente fisonomía ubicadas sobre la picada perimetral Este del predio, distantes entre sí 750m aproximadamente y con una superficie aproximada de 1 ha cada parcela intervenida. Las dos parcelas ubicadas en la parte norte se encuentran sobre una fisonomía de bosque añejo de más de 200 años (Medina, 2007) y de mayor densidad, en comparación con las otras dos parcelas ubicadas sobre la parte sur, en un bosque secundario, menos denso que no supera los 60 años (Alvarez Redondo *et al.*, 2016). Ambas afirmaciones se basan en el análisis de registros históricos provisto



por la Dirección de Catastro de la provincia, como son las primeras mensuras del territorio y los relatos de los viajeros, y la colección de fotografías aéreas del año 1961.

El raleo se realizó durante los meses de octubre y noviembre de 2011. El método consistió por un lado, en seleccionar los ejemplares a dejar en pie considerando como principales factores, el porte de los árboles, la densidad y distribución deseada de las especies arbóreas, la densidad de los renovales y la sanidad de las especies en general; y por otro en eliminar los individuos que no cumplieron con las características mencionadas. La extracción fue de raíz, sin dejar tocón en pie, evitando de esta manera el consiguiente rebrote. El presente estudio se realizó sobre las dos parcelas de la parte norte del predio y las dos parcelas testigo dentro del mismo entorno, cada una de ellas de 1ha de superficie aproximadamente (Tabla, 1).

En cada parcela raleada y parcela testigo se establecieron 4 subparcelas de 10 x 25m, cuya ubicación al interior de cada tratamiento fue aleatoria definida por medio de una cuadrícula de puntos. Dentro de cada subparcela se establecieron al azar cinco mediciones de las variables del pastizal en un marco de hierro de 0,50m², siguiendo la metodología adaptada de Morici *et al.* (2009) utilizada en un pastizal natural de un bosque de caldén del mismo establecimiento. Las variables medidas fueron, composición florística del estrato herbáceo, cobertura promedio de vegetación, suelo desnudo y broza y densidad de gramíneas perennes. La comparación de medias de todas las variables medidas se realizó con ANOVA. Los censos se realizaron en Otoño de 2018, seis años y medio después de la realización del RSM. Este diseño es pseudoreplicado en el contraste raleado-no raleado, por lo tanto los resultados se restringen a las parcelas estudiadas.

Tabla 1. Características dasométricas. Valores promedio de las variables.

TRATAMIENTO	ÁREA BASAL (m ² .ha ⁻¹)	COBERTURA DE COPA (m ² .ha ⁻¹)	COBERTURA TOTAL (% árb + arb)	DENSIDAD (ind.ha ⁻¹)
<i>Testigo</i>	28,0	9852,00	82,0	290
<i>Raleo</i>	14,6	6075,00	54,0	210

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En base a los censos de vegetación se identificaron un total de 20 especies herbáceas, 18 de las cuales estuvieron presentes en el RSM y 14 en el testigo. De las 18 especies identificadas en el RSM, 6 estuvieron ausentes en el testigo (Tabla 2). Del total de las especies identificadas solo 5 son gramíneas, 1 anual y 4 perennes (Tabla 3), el resto son especies herbáceas, no gramíneas.



Tabla 2. Listado de especies censadas en áreas tratadas (RSM) y testigos.

Especies	Tratamiento		Ciclo de vida	Valor forrajero
	RSM	Testigo		F/NF
<i>Baccharis crispa</i>	P	P	Perenne	NF
<i>Baccharis ulicina</i>	P	-	Perenne	NF
<i>Baccharis gilliesii</i>	P	P	Perenne	NF
<i>Chenopodium album</i>	P	P	Anual	NF
<i>Clematis montevidensis</i>	P	P	Perenne	NF
<i>Conyza bonariensis</i>	P	-	Anual	NF
<i>Conyza sumastrensi</i>	P	P	Anual	NF
<i>Daucus pussillus</i>	P	-	Anual	NF
<i>Euphorbia dentata</i>	P	P	Anual	NF
<i>Gaillardia magapotamica</i>	P	-	Perenne	NF
<i>Hordeum stenostachys</i>	P	P	Perenne	NF
<i>Melica macra</i>	P	-	Perenne	NF
<i>Phalaris angusta</i>	P	P	Anual	NF
<i>Rynchosia senna</i>	-	P	Perenne	NF
<i>Solanum elaeagnifolium</i>	P	P	Perenne	NF
<i>Solanum juvenale</i>	P	P	Perenne	NF
<i>Spiraea sp.</i>	P	-	Perenne	NF
<i>Stipa ichu</i>	P	P	Perenne	NF
<i>Stipa tenuissima</i>	P	P	Perenne	NF
<i>Vulpia octoflora</i>	-	P	Anual	NF
Total	18	14		

P: presencia, F: forrajera, NF: no forrajera

En relación a la riqueza específica se observa en la Tabla 2 que en el área tratada (RMS- 18 especies) es mayor que en el área testigo (NR- 14 especies). Se calculó el Índice de Sørensen para estimar la similitud entre los sitios tratados (RSM) y los no tratados, el valor del mismo fue de 0,75 indicando, que luego de seis años y medio de la intervención la composición de especies es similar.

De las 18 especies identificadas en RSM las 6 especies ausentes en el testigo son: *Baccharis ulicina*, *Conyza bonariensis*, *Daucus pussillus*, *Gaillardia magapotamica*, *Melica macra*, *Spiraea sp.* El arribo de estas especies a los sitios tratados estaría representado el proceso de sucesión secundaria; respecto de las características de estas especies podemos decir que la disponibilidad de sitios



abiertos posterior al RSM es uno de los factores que estaría determinando este cambio (Omacini *et al.* 2005). La totalidad de las especies identificadas son nativas excepto *Spiraea sp.*; lo que podría expresarse como la migración de semillas de los sitios testigo a los sitios tratados y el ingreso de semillas de especies rudelares provenientes probablemente de la picada perimetral E del predio, que se encuentra próxima a los sitios tratados.

Tabla 3. Densidad de gramíneas perennes en áreas tratadas (RSM) y testigo.

Valor Forrajero	Gramíneas Perennes	Densidad (pl/m ²)	
		RSM	Testigo
NF	<i>Hordeum stenostachys</i>	1,15	0,15
NF	<i>Melica macra</i>	0,05	--
NF	<i>Stipa ichu</i>	1,11	1,35
NF	<i>Stipa tenuissima</i>	0,52	0,69

NF: no forrajera

Respecto de la densidad de gramíneas perennes (plantas/m²) no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ($p>0,05$). Ninguna de las especies censadas presenta valor forrajero.

Entre los tratamientos no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p>0,05$) entre los valores de cobertura promedio de vegetación del estrato herbáceo, suelo desnudo y broza (Fig. 1).

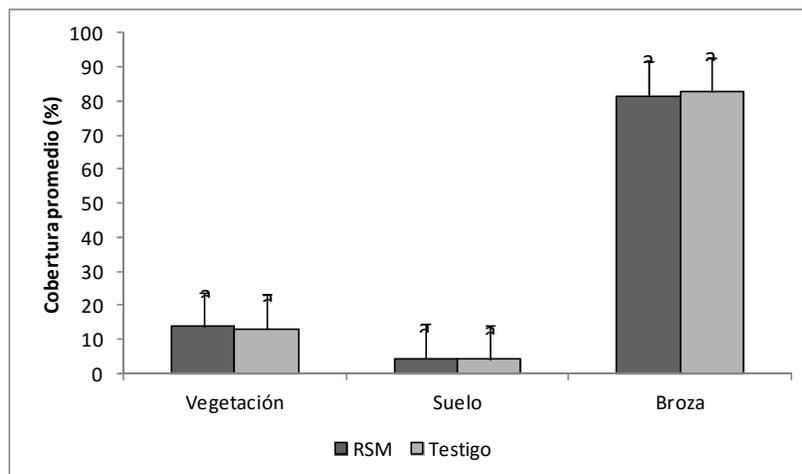


Figura 1. Diferencias en la cobertura promedio (%) de vegetación del estrato herbáceo, suelo desnudo y broza entre los tratamientos de RSM y testigo.



La cobertura promedio de la vegetación herbácea fue de 13,95% para el RSM y de 13,23% para el testigo.

Los valores de suelo desnudo fueron bajos en ambos tratamientos, 4,53 y 4,15% para el RSM y el testigo respectivamente. Para el caso del RSM, se puede decir que después de 6 años y medio de la intervención el suelo no queda expuesto frente a agentes erosivos (hídricos y eólicos) y existe una repoblación de especies herbáceas en los sitios afectados (Bregaglio *et al.* 2001)

Los valores de broza fueron altos en ambos tratamientos y tienen que ver con la época del año en que se realizó el muestreo, Otoño 2018, encontrándose un 81,55% para el RSM y 86,63% el testigo. Se identificó una composición de la broza diferente entre un tratamiento y el otro. En el testigo es producto de las ramas y hojas de la especie arbórea dominante que es el caldén y es de hoja caduca. Mientras que en el RSM la composición de la broza es propia de las gramíneas y restos de las especies leñosas raleadas (ramas finas, corteza, etc.).

En los sitios raleados quedaron restos de materiales leñosos finos y gruesos provenientes del raleo, que ocupan un espacio en el área de estudio, favoreciendo la presencia de ciertas especies que se ven resguardadas frente a la herbivoría.

Luego de seis años de realizado el raleo selectivo no se produjo un mejoramiento del pastizal ya que no se encuentran presentes las principales especies forrajeras del caldenal como son *Poa ligularis*, *Piptochaetium napostaense* y *Nassella tenuis*, la no presencia de estas especies podría deberse a que las mismas no poseen un banco de semillas persistente (Morici, 2006). Una opción posible de restauración del potencial productivo del pastizal natural podría ser la re-siembra de estas especies nativas.

CONCLUSIONES

Si bien la apertura del sistema por el raleo manual permite aumentar la riqueza específica, la disminución de la cobertura arbórea y arbustiva, no garantiza la instalación de especies forrajeras en el pastizal.

Frente a este panorama, se debería pensar en la siembra de especies forrajeras nativas para el mejoramiento del pastizal, ya que a pesar de que la entrada de luz al sistema es mayor y la competencia con especies leñosas disminuye, sino existe un banco de semillas de gramíneas forrajeras no se logrará aumentar el potencial productivo del sitio.

Estudios sobre el banco de semillas, en los sitios raleados y no raleados, serían un complemento necesario para la evaluación de dicha práctica.

Bibliografía

Adema E. 2006. Recuperación de pastizales mediante rolado en el Caldenal y en el Monte Occidental- Publicación Técnica N° 65. EEA Anguil, INTA. 52 pp.



- Alvarez Redondo, M., López G., Morici E., Fritz M y Baumgertner M. 2016. Ordenamiento territorial y rodalización del bosque de caldén en el establecimiento bajo verde, facultad de agronomía (unlpam). XII Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales, COPROCA, La Pampa.
- Anderson D.L., Del Águila J.A. y Bernardón A.E. 1970. Las formaciones vegetales en la provincia de San Luis. Rev. Inv. Agrop. (INTA) S.2 (Biología y Prod. vegetal) Vol. VII (3): 153-183.
- Boyero M.A. 1985. "Prosopis caldenia Burk, en Argentina". Segundo Encuentro Regional CIID América Latina y el Caribe. Forestación en zonas áridas y Semiáridas, pág. 270-323. Santiago de Chile.
- Bregaglio M.N., Karlin U. y Coirini R. 2001. Efecto del desmonte selectivo sobre la regeneración de la masa forestal y la producción de pasturas en el Chaco árido de la provincia de Córdoba Argentina. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Pág. 17-24.
- Bucher E.H. 1987. Herbivoría en las regiones áridas y semiáridas de Argentina. Revista Chilena de Historia Natural 60: 265-273.
- Cabrera A.L., 1976. "Regiones Fitogeográficas Argentinas". Ene. Arg. De Agric. Y Jard., Segunda Edición. 2 (1). Buenos Aires. Pp 28-36.
- Cano E. 1980. INTA. Provincia de La Pampa. Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la provincia de La Pampa. Bs. As.
- Distel, R. A. y R. M. Boo. 1995. Vegetation states and transitions in temperate semiarid rangelands of Argentina, Vol 1: 117. Proc. 5th International Rangelands Congress. Salt Lake City, Utah, USA.
- Estelrich D., Chirino C., Morici E.A.F. y Fernández B. 2005. Modelo conceptual de funcionamiento de áreas naturales cubiertas por bosque y pastizal en la región semiárida central de Argentina. In: Oesterheld, M., M. Aguiar, C. M. Ghersa, y J. Paruelo (eds). La Heterogeneidad de la Vegetación de los Agroecosistemas. Un Homenaje a Rolando León. Ed. Facultad de Agronomía, UBA. 430 ppp: 85-108p.
- Huss L.D., Bernardón E., Anderson L.D. y Brun J.M. 1986. Principios de manejo de praderas naturales. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Buenos Aires, Argentina y Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe (RLAC), Santiago, Chile.
- Lerner P. 2004. El Caldén: dinámica de poblaciones de caldén y procesos de expansión de leñosas en pastizales", en: Arturi, M. F., J. L. Frangi y J. F. Goya (eds.), Ecología y manejo de los bosques de Argentina, La Plata, Editorial de la Universidad Nacional de La Plata.
- Llorens, E. M. 1995. Viewpoint: The state and transition model applied to the herbaceous layer of Argentina's caldén forest. Journal of Range Management 48: 442-447.
- Medina, A. 2007. Reconstrucción de los regímenes de fuego en un bosque de Prosopis caldenia, provincia de La Pampa, Argentina. Bosque, Vol 28, Núm 3: 234-240pp.
- Morici, E., Ernst, R.D., Kin, A.G., Estelrich, H.D., Mazzola, M.B. y Poey, M.S. 2003. Efecto del pastoreo en un pastizal semiárido de Argentina según la distancia a la aguada. Arch Zootec, 52: 59-66.
- Morici E.F. 2006. Efecto de la estructura del pastizal sobre el banco de semillas de gramíneas en el bosque de Caldén (Prosopis caldenia) de la Provincia de La Pampa (Argentina). Tesis doctoral defendida el 25/09/2006, Córdoba (España).
- Morici E.F., Doménech García V., Gómez Castro G., Kin A., Saenz A. y Rabotnikof, C. 2009 Diferencias estructurales entre parches del pastizal del Caldenal y su influencia sobre el banco de semillas. Agrociencia 43: 529-537.
- Omacini M., Tognetti P., Trebino H. y Chaneto E. 2005. La sucesión en campos de cultivo pampeanos: la dominancia de plantas exóticas durante los primeros 20 años. IFEVA – CONICET, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Pág 215-234.
- Peláez, D. V., Boo, R. M. y O. R. Elía. 1992a. Emergence and seedling survival of caldén in the semiarid region of Argentina. J. Range Management 45: 564-568.
- PINBN. 2007. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos: informe nacional – 1ed.-Buenos Aires, 92p. Roberto Z., Adema E. y Rucci T. 2005. Relevamiento fisonómico de la vegetación del área del caldenal. INTA Anguil. Publicación Técnica N° 60.
- Vázquez P., Adema E. y Fernández B. 2013. Dinámica de la fenología de la vegetación a partir de series temporales de NDVI de largo plazo en la provincia de La Pampa. Ecología Austral. 23:77-86.



EFECTO DEL DESCANSO OTOÑAL DE PASTOREO SOBRE LA PRODUCCIÓN FORRAJERA PRIMAVERAL DE *Tithonia diversifolia*

EFFECT AUTUMN BREAK GRAZING ON *Tithonia diversifolia* SPRING FORAGE PRODUCTION

Loto, Mauro (1); Paola A. González (1); María B. Rossner (2); Ariana Ziegler (2); Germán Kimmich (3); Federico Corró (3); Luis Colcombet (1).

⁽¹⁾ INTA EEA MONTECARLO. Av. El Libertador 2472, Montecarlo, Misiones, Argentina.

⁽²⁾ INTA EEA CERRO AZUL. Ruta Nac. N° 14 km 836.

⁽³⁾ Facultad de Agronomía. Universidad Del Salvador Sede Gdor. Virasoro, Corrientes, Argentina

Dirección de contacto: loto.mauro@inta.gob.ar.

Resumen

El objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto del descanso de otoño de Botón de Oro (*Tithonia diversifolia*) en la producción de materia seca (MS) durante la primavera temprana. Por otra parte se evaluó la partición de la biomasa aérea y la relación hoja/tallo a los fines de encontrar rangos de alturas que permitan inferir acerca de pautas de manejo del pastoreo. Durante la primavera no se detectaron diferencias significativas ($p > 0,05$) entre diferentes períodos de descanso de otoño en las variables altura, la tasa de crecimiento (cm.día^{-1}), nº ramas y producción de materia seca (kg MS ha^{-1}). En cambio ante una disminución del tiempo de descanso se obtuvo mayor disponibilidad forrajera acumulada entre el otoño y la primavera debido a la menor pérdida de biomasa por efecto del frío.

Palabras clave: acumulación de biomasa; relación hoja : tallo; Botón de Oro.

Abstract

The objective of the present work was to evaluate the effect of autumn break of *Tithonia diversifolia* on DM production during the early spring. On the other hand, the partition of the aerial biomass and the leaf / stem relation were evaluated in order to find height ranges that allow to infer about grazing management guidelines. During the spring, no statistically differences ($p > 0.05$) were detected between different periods of autumn break in the height variables, the growth rate (cm.day^{-1}), number of branches and production of dry matter (kg DM^{-1}). On the other hand, when there was a decrease in resting time, greater accumulated forage availability was obtained between autumn and spring due to the lower loss of biomass due to the cold.

Keywords: biomass accumulation; leaf : stem ratio; Gold button.

INTRODUCCIÓN

La provincia de Misiones se caracteriza por tener un clima subtropical con presencia de heladas (temperaturas debajo de 0°C en casilla). Esto limita la selección de pasturas y dificulta mantener una oferta forrajera estable a lo largo del año. En la mayoría de los sistemas pastoriles de la región, los recursos forrajeros utilizados son susceptibles a las heladas, por lo que durante el período de heladas (Junio a Agosto; Olinuk, 1995), la tasa de crecimiento y la calidad nutricional del forraje disminuyen.



Recientemente se ha incorporado *Tithonia diversifolia* (TD), con potencialidades de uso en la alimentación de rumiantes. Esta especie es un arbusto forrajero, pertenece a la familia de las asteráceas, se adapta a suelo de baja fertilidad y se multiplica vegetativamente por medio de estacas (Rossner *et al.*, 2017). La calidad nutricional es superior con respecto a las gramíneas C4, sin embargo, la estructura (proporción de hojas y tallos) que adquiere la planta a través del manejo del pastoreo afecta marcadamente los parámetros cualitativos (Loto *et al.*, 2015). Esta especie además presenta potencial para ser utilizada en sistemas silvopastoriles (SSP) con rendimientos anuales superiores a 15 Tn MS/ha (González *et al.*, 2017). Debido a esto, en la provincia de Misiones, se incorporó a establecimientos ganaderos en diversos estratos productivos, con resultados promisorios (Rossner *et al.*, 2017). No obstante, presenta una alta susceptibilidad a las heladas, las cuales generan daños totales o parciales en la parte aérea de la planta (Rossner *et al.*, 2017). Por lo tanto, su utilización en pastoreo queda limitada al período libre de heladas, excepto en su utilización como forraje conservado (Loto *et al.*, 2015).

Es escasa la información local acerca del efecto de las heladas y la incidencia del manejo anterior del cultivo (último pastoreo previo a la ocurrencia de heladas) en el rebrote de TD durante la primavera. Es conocido en otras especies forrajeras que el descanso otoñal puede influir en el nivel de reservas de carbohidratos de la planta lo cual aumentaría la tolerancia al frío y el rebrote de primavera. En este sentido, conocer la dinámica del crecimiento en la primavera, ante diferentes manejos previos, es un aspecto de gran relevancia ya que la anticipación de la producción de forraje a la salida de invierno resulta imprescindible para disminuir el déficit forrajero. Por otra parte, también resulta importante evaluar la proporción de hojas en función de la altura de la planta, debido a que hojas y tallos poseen distinta calidad nutricional y su proporción relativa varía con la altura dentro de las plantas. Su evaluación permitirá establecer pautas de manejo de TD en función de la altura objetivo de entrada de los animales a la parcela.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto del descanso otoñal, previo a la fecha probable de heladas (FPH) sobre el rebrote posterior durante la primavera y la variación de relación hoja/tallo en función de la altura de planta de TD.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los experimentos se desarrollaron en el Campo anexo Laharrague de INTA EEA Montecarlo, Misiones (26° 30' S; 54° 40' O). El clima es subtropical húmedo, con precipitación media anual de 1824 ± 435 mm y temperatura media anual 21,5 ± 1,3 °C, con presencia de heladas (Muller; Bopp, serie 1970-2007). El tipo de suelo corresponde a Suelos Rojo del Orden Alfisoles, Gran Grupo Kandiu-dalfes, se caracterizan por ser suelos rojos, profundos y bien drenados. La composición química del suelo donde se llevaron a cabo los experimentos se detalla en la Tabla 1.



Tabla 1. Análisis químico del suelo previo al inicio del ensayo. Campo Anexo Laharrague.

Profundidad	pH	M.O	N	P	Ca	Mg	K	Na
Cm		%	%	Ppm	meq/100gr	meq/100g	meq/100g	meq/100g
0-5	6,255	3,64	0,25	3,06	7,8	3,22	0,32	0,09
5-20	6,025	3,07	0,18	1,3	6,5	1,91	0,16	0,15

Experimento 1:

Se utilizó un diseño completamente aleatorizado con 4 repeticiones, los tratamientos puestos a prueba fueron: T0= descanso de 120 días antes de la fecha probable de heladas (FPH, corte en Marzo); T1: descanso de 60 días antes de la FPH (corte en Mayo); T2: descanso de 30 días antes de la FPH (corte en Junio). La fecha probable de heladas (16/07) se calculó como la media entre la fecha de primeras y últimas heladas de un registro histórico de la EEA Montecarlo (Olinuk, 1995).

La unidad experimental fue una parcela de 7,5 m², con 12 plantas a una densidad de 2,5 m entre líneas y 0,5 m entre plantas. Las variables se registraron en las 6 plantas centrales de cada unidad experimental, el resto del área se consideró como bordura (50%). La preparación del suelo se realizó mediante labranza convencional, previo a la plantación, las estacas fueron cosechadas de plantas madres ubicadas en el mismo predio.

En el mes de Marzo se realizó un corte de emparejamiento de todo el ensayo a 0,5 m de altura, considerado como el día 0. Las variables evaluadas durante el otoño fueron altura (H), disponibilidad de biomasa (Mayo y Junio; kg MS.ha⁻¹) la cual se utilizó para calcular el total de la oferta de forraje de otoño y primavera. Durante la primavera se evaluó la tasa de incremento de altura, el número de ramas, la disponibilidad de biomasa acumulada hasta el mes de Octubre (kg MS ha⁻¹).

Experimento 2:

Se realizó un muestreo de una parcela experimental de 1450 m². Los rangos de altura evaluados fueron de 30 cm comprendidos entre 60 y 270 cm de altura total de la planta, mediante una regla graduada en cm apoyada en el suelo. Se seleccionaron al azar 12 ramas de cada rango de altura, las cuales se fraccionaron en tallo y hoja, y se pesaron en fresco con una balanza digital. Posteriormente se tomó una alícuota de una muestra compuesta de las ramas seleccionadas, correspondiente a cada rango de altura, las cuales fueron secadas en estufa a 60° hasta peso constante. Se calculó la biomasa seca total y la relación hoja/tallo de cada rango de altura.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN



Experimento 1:

Los parámetros de crecimiento de TD no mostraron diferencias significativas ($p > 0,05$) en las variables altura, tasa de crecimiento (cm/día), nº de ramas y producción total (kg MS ha⁻¹) durante la primavera temprana en función del período de descanso previo (Tabla 2). Al ser una especie que se utiliza en ambientes libres de heladas, no se encontró bibliografía de estudios al respecto. Sin embargo, en alfalfa (*Medicago sativa*), Romero *et al.* (1995) indican la importancia del descanso otoñal para recuperar el nivel de reservas en raíces, que serán utilizadas para desarrollar resistencia al frío, sobrevivir el invierno e iniciar un nuevo ciclo crecimiento en primavera. Esto no fue observado en el presente trabajo, aún con el mayor tiempo de descanso (T0=120 días).

Durante el periodo de evaluación se registraron en la casilla meteorológica del campo experimental 2 heladas meteorológicas, con un desvío de 3 días de la FPH calculada y además 4 días consecutivos con temperaturas mínimas entre 0 y 6 grados centígrados. El efecto del frío generó la muerte total de la biomasa aérea de las plantas en evaluación y consecuentemente la pérdida del forraje acumulado hasta la fecha donde se produjo la primera helada (19/07/2018). Debido a esto, el tratamiento con el mayor período de descanso (120 días) produjo un menor crecimiento acumulado entre el otoño y primavera. Aquellos tratamientos donde se cosechó el forraje 60 y 30 días previos a la FPH, generaron 80 y 83% mayor disponibilidad de forraje, respectivamente, a causa del crecimiento acumulado correspondiente a 60 y 90 días (T1 y T2, respectivamente), sin diferencias significativas entre sí.

Tabla 2. Parámetros de crecimiento según fecha de último corte previo a la fecha probable de helada

Tratamiento	Altura (05/09/2017)	Altura (30/10/2017)	Tasa de Crecimiento (cm/día)	Nº de Ramas	Disponibilidad Primavera (kg MS/ha)	Disponibilidad Otoño y Primavera (kg MS/ha)
T0	64,8 ± 11,2	2,02 ± 0,2	1,96 ± 0,20	20 ± 7,5	3626,7 ± 1589,2	3626,7 ± 460,0 a
T1	58,6 ± 14,0	1,95 ± 0,3	1,89 ± 0,33	18 ± 6,3	3986,6 ± 2430,0	6527,1 ± 341,5 b
T2	57,5 ± 10,2	1,9 ± 0,3	1,85 ± 0,25	19 ± 6,1	3540,1 ± 2067,2	6643,8 ± 465,1 b

Letras distintas indican diferencias estadísticamente diferentes ($P < 0,05$). T0, T1 y T2: 120, 60 y 30 d de descanso otoñal, respectivamente.

Experimento 2:

La relación hoja/tallo disminuyó linealmente ante un aumento de altura de la planta, la cual varió entre 1,12 y 0,26, siendo máxima a los 60 cm y mínima a los 270 cm de altura (Figura 1). La relación H/T afecta directamente la calidad nutricional de la biomasa aérea. Experiencias previas indican que el mayor contenido de nutrientes se encuentra en las hojas, el contenido de proteína bruta (% PB), fibra detergente neutro (% FDN) y fibra detergente ácido (% FDA) en las hojas se encuentran en valores promedios de 24,4, 40,9 y 23,1 % respectivamente. Por el contrario, la calidad nutricional



de los tallos es marcadamente inferior debido a un menor % PB, mayor % FDN y FDA, con valores promedios de 8,8, 53,9 y 41,5 %, respectivamente (Loto *et al.*, 2015). Otros trabajos reportados por Carvalho *et al.* (2017) encontraron similares tendencias, con una disminución de 20 % a 7 % de PB con edades de corte de 30 a 90 días respectivamente, en este sentido también existe una fuerte relación entre la edad de corte, la altura y la relación H/T.

A menor altura de la planta se observó una mayor dispersión de los datos, lo que podría explicarse por la senescencia de las hojas basales y menor entrada de luz al centro de la planta.

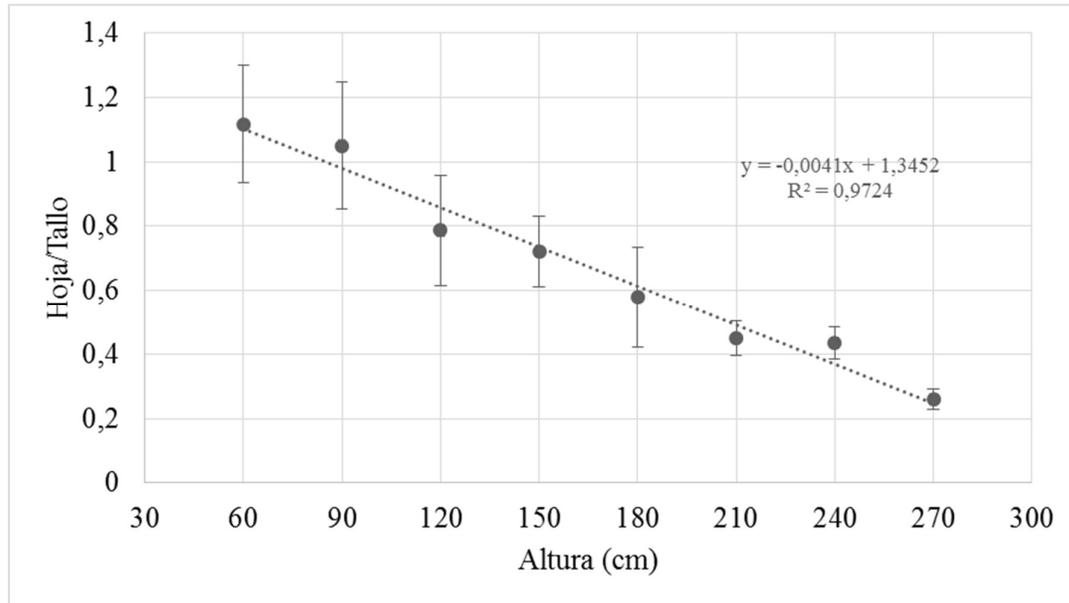


Figura 1. Relación hoja/tallo en función de la altura dentro de la planta de *Tithonia diversifolia*.

CONCLUSIONES

El tiempo de descanso durante el otoño no afectó el crecimiento posterior durante la primavera, mientras que el mayor descanso disminuyó la disponibilidad forrajera total (otoño + primavera) por efecto de pérdidas de biomasa de otoño por el frío. La relación hoja/tallo varió significativamente con la altura. Si bien a menor altura se encontró mayor proporción de hojas la disponibilidad de forraje sería limitante (<1000 kg MS/ha). El punto de equilibrio entre la calidad (>12%PB) y la cantidad (>2500 kg MS/ha) de forraje se encontró dentro del rango de 150 a 180 cm de altura. Dado que dichos experimentos han sido llevados a cabo a plena luz se considera oportuno evaluar en instancias posteriores la interacción entre el efecto la restricción lumínica y el manejo del pastoreo de TD para su extrapolación a sistemas agroforestales.



Bibliografía

Carvalho Minighin, D., de Oliveira, W., Barramansa G.H., Sandin Ribeiro, R., Maurício, R.M., Gimenes Pereira, R.V., Vilela Carvalho, W.T. 2017. Composición química del forraje *Tithonia diversifolia* en diferentes edades de corte. En: Chará J., Peri P., Rivera J., Murgueitio E., Castaño K. 2017. Sistemas Silvopastoriles: Aportes a los Objetivos de Desarrollo Sostenible. CIPAV. Cali, Colombia.

González, P.A., Loto, M., Rossner, M.B., Colcombet, L., Rogerio, M., Kimmich, G. 2017. Productividad de *Tithonia diversifolia* bajo distintos niveles de sombra en la provincia de Misiones, Argentina. En: Chará J., Peri P., Rivera J., Murgueitio E., Castaño K. 2017. Sistemas Silvopastoriles: Aportes a los Objetivos de Desarrollo Sostenible. CIPAV. Cali, Colombia.

Loto, M., Rossner, M.B., Kimmich, G., Colcombet, L. 2015. Análisis preliminar de calidad forrajera de *Thithonia diversifolia* (Hemsl.) Gray en el Norte de Misiones, Argentina. Actas del III Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles y VIII Congreso Internacional de Sistemas Agroforestales. Puerto Iguazú, Misiones.

Olinuk, J.A. 1995. EL clima de la localidad de Montecarlo Informe técnico N° 62. Centro Regional Misiones.

Romero, N.A., Comerón, E.A., Ustarroz, E. 1995. La Alfalfa en la Argentina, INTA Cuyo, 150-170.

Rossner, M.B., Kimmich, G., Esquivel, J.I., González, P.A., Loto, M., Ziegler, A., Colcombet, L., Fleitas, F. 2017. Evolución de la adopción de Botón de oro (*Thitonia diversifolia* Hemsl. A. Gray) en la Provincia de Misiones, Argentina. En: Chará J., Peri P., Rivera J., Murgueitio E., Castaño K. 2017. Sistemas Silvopastoriles: Aportes a los Objetivos de Desarrollo Sostenible. CIPAV. Cali, Colombia.



ENSAYO DE RALEO SOBRE UN RODAL DE ÑIRE POST FUEGO BAJO USO SILVOPASTORIL: UN ANALISIS DASOMETRICO EN EL TIEMPO

THINNING ESSAY ON A ÑIRE POST-FIRE STAND UNDER SILVOPASTORIAL USE: A TEMPORAL DASOMETRIC ANALYSIS

Martínez, María N. (1); Axel R. Von Müller (1); Luis E. Tejera (1)

⁽¹⁾ INTA Esquel, Chacabuco 513 (9200), Chubut, Argentina. e-mail: martinez.mn@inta.gob.ar

Resumen

El incremento en la producción de leño del árbol individual o de un rodal en un determinado periodo es uno de los principales objetivos que se persiguen con las intervenciones forestales. Se espera que en sitios de buena calidad y cuando el bosque es joven, el raleo tenga una respuesta rápida y positiva sobre la estructura. El objetivo de este trabajo es evaluar la respuesta del raleo en un rodal de ñire de sitio intermedio teniendo en cuenta el incremento por individuo de variables dasométricas durante dos periodos de crecimiento. En 2005 se instalaron en la localidad de Lago Rosario dos parcelas de 91m² con y sin tratamiento silvícola de raleo y poda, se determinó la edad del rodal por medio del conteo de sus anillos de crecimiento. Luego se realizó un seguimiento dasométrico por individuo durante los años 2006, 2010 y 2017, donde se midieron diámetro normal y altura de cada árbol. Se realizó un análisis de medidas repetidas en el tiempo. Como resultado se obtuvo que la respuesta del incremento en el leño por efecto del raleo fue tardía respecto a lo esperado. Sin embargo, en los dos períodos de crecimiento evaluados hubo incrementos diferenciales en los mismos.

Palabras claves: crecimiento de leño; intervención forestal; calidad de sitio.

Abstract

Increase in wood production of individual trees or a stand in a given period is one of the main objectives that are pursued with forestry management. It is expected that in good quality sites and in young forest, a thinning treatment results in a rapid and positive response on the structure. The aim of the present study is to evaluate the response of thinning in an intermediate quality site stand by considering the increase in dasometric variables for individual trees during two following growing periods. In 2005, two plots of 91m² were installed in the town of Lago Rosario, with and without silvicultural treatment of thinning and pruning. The age of the stand was determined by the content of its growth rings. Then an individual dasometric monitoring was carried out during the years 2006, 2010 and 2017 by measuring normal diameter and height of each tree. An analysis of repeated measures over time was carried out. As a response of thinning it was found an delayed increase of wood production in the second measurement period. However, in both growing seasons we found differential increases in wood production.

Keywords: wood growth; forest intervention; quality site

INTRODUCCIÓN

El ñire (*Nothofagus antarctica*) es la segunda especie en importancia forestal a nivel regional en Patagonia Argentina (CIEFAP-MAyDS, 2016), y desde mediados del siglo pasado, la principal actividad productiva que se realiza en estos bosques es la cría de ganado bovino bajo sistemas silvopastoriles (Guitart, 2004). Estos bosques también proveen de leña y productos forestales tanto



a las comunidades locales como a toda la región principalmente en época invernal (Peri, *et al.*, 2016a & Quinteros *et al.*, 2010). Hansen, *et al.*, (2004) a nivel de sitio y para Chubut clasifican a los ñirantales en tres tipos diferentes: a) *ñirantal alto*, donde los árboles alcanzan alturas mayores a los 8 m, b) *ñirantal intermedio* con alturas de 4 a 8 m, c) *ñirantal bajo* con alturas menores a los 4 metros. Debido a su ubicación en zonas bajas y accesibles, han sufrido históricamente numerosos disturbios de origen antrópico como tala, fuego, y uso ganadero (Rusch *et al.*, 2015) dando lugar a bosques de cobertura intermedia a muy abiertos (Peri *et al.*, 2013a).

El objetivo del raleo es aumentar la capacidad de crecimiento incrementando el diámetro y altura de los árboles y aumentar la productividad del bosque en el tiempo (Cozzo, 1976; Imaña *et al.*, 2008 & Martínez Velásquez, 1998). Muchas veces la productividad del bosque de ñire raleado se ve más compensada por los mayores incrementos en diámetro que por el número de individuos (Peri *et al.*, 2013). Por otro lado, el objetivo secundario que persiguen estas intervenciones silvícolas es incrementar el acceso de luz hacia el sotobosque para aumentar la productividad forrajera para el consumo animal (Hansen *et al.*, 2008; Hansen *et al.*, 2014; Peri *et al.*, 2016b). La respuesta de una masa forestal a ciertas medidas de manejo depende de la productividad o calidad de sitio (SchlatterVollmann, 1987). En los últimos años, en Chubut se han realizado experiencias de raleo, comenzando con raleos por lo bajo y de diferentes intensidades que bajan la cobertura, donde la intensidad de los mismos está en función de la interacción entre el régimen hídrico y los diferentes niveles de sombra (Hansen *et al.*, 2008 & Peri, 2005). En sitios de buena calidad y cuando el bosque es joven, el raleo tiene una respuesta rápida y positiva sobre la estructura, aumentando área basal, altura y por tanto su volumen total con respecto a los no intervenidos (Ivancich *et al.*, 2011 & Martínez Pastur *et al.*, 2001). En sitios clasificados según los niveles de raleo y la condición hídrica (secos, intermedios y húmedos) las variables estructurales presentan cambios significativos (Hansen *et al.*, 2004).

El crecimiento de cualquier variable dasométrica puede ser evaluado de acuerdo a las modificaciones producidas generalmente en los crecimientos acumulados a lo largo del tiempo (Imaña *et al.*, 2008). A esa característica se denomina incremento y se define como el crecimiento del árbol o de un rodal en un determinado periodo (Klepac, 1976 & Prodan *et al.*, 1997). El crecimiento de los árboles, y consecuentemente de los bosques, está íntimamente asociado al factor tiempo y a las condiciones ambientales del sitio, cuando estas son favorables al desarrollo de los árboles, estos expresan su máxima capacidad de crecimiento (Imaña *et al.*, 2008 & Prodan *et al.*, 1997). Para los bosques de ñire densos se encontraron crecimientos promedios en diámetro (DAP) de 0,18 cm/ año, mientras que para los bosques mixtos semiabiertos fue de 0,49 cm/año, valores máximos se registran en bosques mixtos 1cm/año (Sarasola *et al.*, 2008).

El objetivo de este trabajo es evaluar la respuesta del raleo en un rodal de ñire teniendo en cuenta el incremento de variables dasométricas en individuos pertenecientes a un sitio intermedio durante dos periodos de crecimiento a lo largo del tiempo.



MATERIALES Y MÉTODOS

El rodal evaluado pertenece a un sitio intermedio, los individuos poseen alturas de entre 4 a 8 m (Hansen *et al.*, 2004). Según registros de la dirección de bosques de la provincia de Chubut estos sitios han sufrido eventos de fuego aproximadamente en el año 1987. Para evaluar la respuesta del raleo sobre un rodal de ñire se instalaron en el año 2005, en el Establecimiento "El Pajarito" parcelas permanentes de 91m² (13 x7 m) con y sin tratamiento. En una de ellas se realizó un ensayo de raleo por lo bajo en donde se extrajeron individuos suprimidos e intermedios y de mala calidad y la otra se utilizó como control. Para las parcelas con raleo se empleó una intensidad de extracción del 70% del área basal inicial (14 m².ha) para analizar qué sucede con la masa remanente después de un raleo fuerte. Se determinó la edad del rodal por medio del conteo de sus anillos de crecimiento, solo en la parcela intervenida. No se determinó la edad en la parcela testigo debido a que no se aparearon individuos para la obtención de rodajas. La tabla siguiente muestra los valores dasométricos antes del raleo.

Tabla 1. Estructura del bosque de ñire antes de las intervenciones silvícolas

	Año	Edad	N(pl.ha ⁻¹)	AB. (m ² .ha ⁻¹)	VT (m ³ .ha ⁻¹)	Hd (m)	DAP (cm)
Raleo	2005	13	18502	19	59	6	3
Testigo	2005	-	1099	3	8	5	5,8

N= densidad; AB=área basal; VT= Volumen total; Hd=altura dominante; DAP=diámetro normal (1,3m)

Durante los años 2006, 2010 y 2017 se realizaron inventarios forestales, donde se midieron diámetro normal (DAP) y altura de cada árbol (H). Los datos obtenidos se analizaron mediante un Modelo General lineal con medidas repetidas en el tiempo. Se utilizaron dos factores de interés: "tratamientos" (con raleo y sin raleo) y "períodos" (con dos niveles: 2006-2010 y 2010-2017). Es decir que se consideraron en el presente trabajo el cambio temporal en las variables respuestas que fueron: a) incremento periódico en el diámetro normal (IP en el DAP); b) área basal (IP en AB); y finalmente, c) volumen (IP en Vol.). Se utilizó un nivel de significancia de 0,05% con 95% de confiabilidad. La unidad muestral fue la parcela y se tomó como unidad experimental cada árbol. Se analizaron además las interacciones de los factores.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Incremento periódico del DAP

Para el factor de interés "tratamiento" se encontró que las diferencias en el incremento periódico en el DAP no fueron estadísticamente significativas ($p > 0,05$). En cambio para el factor de interés "períodos" se encontraron diferencias estadísticamente significativa ($p < 0,05$) en el incremento periódico en el DAP (2006-2010 y 2010-2017). Los incrementos medios registrados para ambos factores analizados fueron: en el tratamiento raleo $\chi = 1,01\text{cm}$ ($\epsilon\epsilon = 0.39$) y $\chi = 2.05\text{cm}$ ($\epsilon\epsilon = 0.96$) para el primer y segundo período respectivamente y para el control $\chi = 1.06\text{cm}$ ($\epsilon\epsilon = 0.56$) y $\chi = 1,12\text{cm}$. ($\epsilon\epsilon = 0.61$) para el primer y segundo período respectivamente. Ivancich *et al.*, 2011 mencionan que



una menor respuesta entre tratamientos podría estar relacionada a la baja densidad relativa en las parcelas sin intervenir, lo que permite una mayor permeabilidad a la luz y un elevado crecimiento diamétrico aún en el tratamiento testigo. Estas masas son originadas de rebrotes de cepas post incendio por tanto las coberturas son más abiertas presenten también en parcelas testigo.

La figura 1 y teniendo en cuenta el factor de interés "tratamiento" muestra que existe una tendencia superior en el incremento en DAP para los árboles de las parcelas intervenidas en comparación a la testigo, si bien la diferencia no fue significativa.

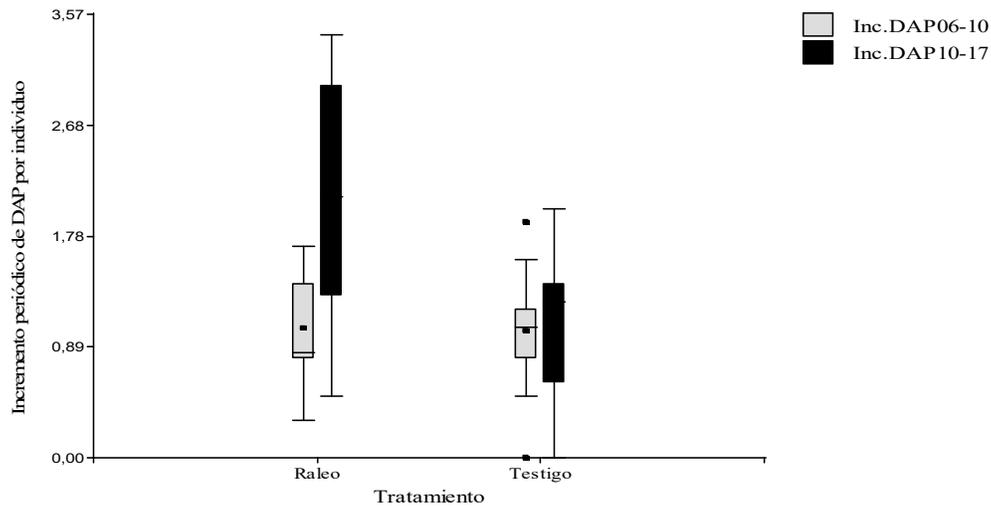


Figura 1. Incremento Periódico individual (IP) del Diámetro Normal (DAP) en parcela con raleo y testigo y para dos periodos de crecimiento: 06-10 (años 2006-2010) (caja gris) y 10-17 (años 2010-2017) (caja negra). Las barras indican intervalos de confianza.

Por otro lado y teniendo en cuenta el factor de interés "periodos" la figura 1 muestra que recién para segundo período (2010-2017) se empieza a notar una diferencia más marcada en el incremento en comparación al primer período (2006-2010), lo cual fue significativo. Esto muestra que, por lo menos durante los primeros años después de efectuado el raleo no hubo respuesta evidente en el incremento en el DAP. Peri *et al.*, (2013b) luego de cuatro años de realizados los raleos obtuvieron incrementos diferenciales en DAP entre tratamientos, siendo de 2,1 y 3,5 mm.año⁻¹ para el rodal testigo y raleado respectivamente

Se encontraron interacciones significativas entre los dos factores analizados (periodo*tratamiento) ($p < 0,05$). Lo cual indica que el incremento periódico en DAP de los árboles no fue igual para los dos períodos evaluados y para los tratamientos.



Incremento del AB

Para el factor "tratamiento" tampoco se encontró diferencia estadísticamente significativa en el incremento en área basal (AB) ($p > 0,05$). En cambio, para el factor "períodos" se encontró diferencia estadísticamente significativa ($p < 0,05$) entre los dos periodos evaluados. Para el primer período de evaluación y para parcelas intervenidas se obtuvo un incremento $\chi = 0,001 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ ($\epsilon\epsilon = 0,0008$) para (2006-2010) y $\chi = 0,002 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ ($\epsilon\epsilon = 0,0018$) para (2010-2017), y para las no intervenidas fue $\chi = 0,001 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ ($\epsilon\epsilon = 0,0006$) para (2006-2010) y $\chi = 0,001 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ ($\epsilon\epsilon = 0,0009$) (2010-2017) (Figura 2). Cisternas *et al.*, (2013) pudieron comprobar que el ñire responde favorablemente en crecimiento a intervenciones fuertes, con extracciones del 60% de área basal inicial (18,23 $\text{m}^2 \cdot \text{ha}$) obtuvieron incrementos relativos que fluctuaron para el período I 0,015 $\text{m}^2 \cdot \text{ha}$ y 0,007 para el período II y de 0,006 $\text{m}^2 \cdot \text{ha}$ para el último.

La interacción entre factores (período*tratamiento) ($p > 0,05$) indica que el incremento del área basal fue igual para los dos períodos evaluados y para los tratamientos.

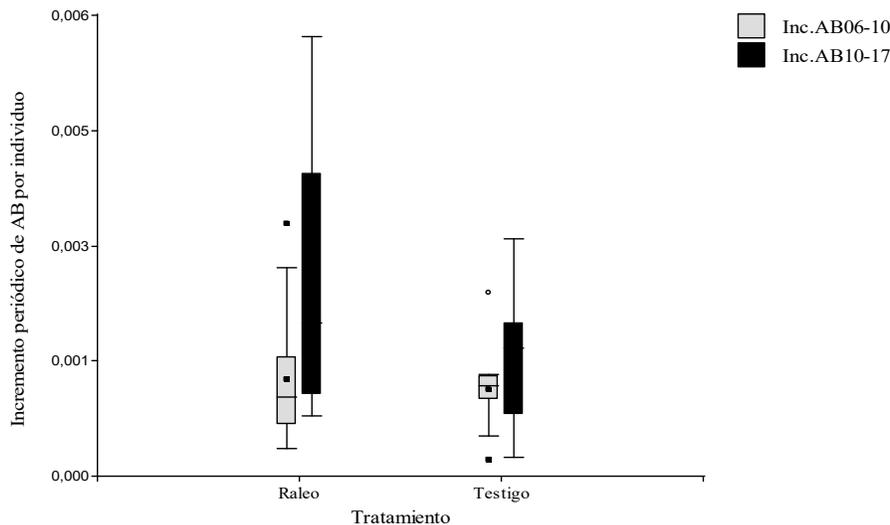


Figura 2. Incremento Periódico individual (IP) del Área Basal (AB) en parcela con raleo y testigo parados períodos evaluados: 06-10 (años 2006-2010) (caja gris) y 10-17 (años 2010-2017) (caja negra). Las barras indican los intervalos de confianza.

Incremento del volumen

Para el factor de interés "tratamiento" la diferencia en el incremento periódico en el volumen no fue estadísticamente significativa ($p > 0,05$). Para el factor "períodos" tampoco hubo diferencia estadísticamente significativa ($p > 0,05$). Para el primer período de evaluación 2006-2010 se obtuvo un incremento $\chi = 0,004 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ($\epsilon\epsilon = 0,004$) y para el segundo período 2010-2017 $\chi = 0,009 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ($\epsilon\epsilon = 0,010$) para las parcelas raleadas y para las parcelas testigos fue $\chi = 0,005$ ($\epsilon\epsilon = 0,004$) y $\chi = 0,005 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ($\epsilon\epsilon = 0,004$) para el primer y segundo periodo respectivamente (Figura 3). Cisternas *et al.* (2013) analizaron el incremento volumétrico y obtuvieron valores de 0,079 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ para el primer período y de 0,026 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ para el segundo período y 0,023 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ para el último. Los incrementos



obtenidos en este trabajo son muchos más bajos, podría deberse a que pertenecen a una calidad de sitio intermedio.

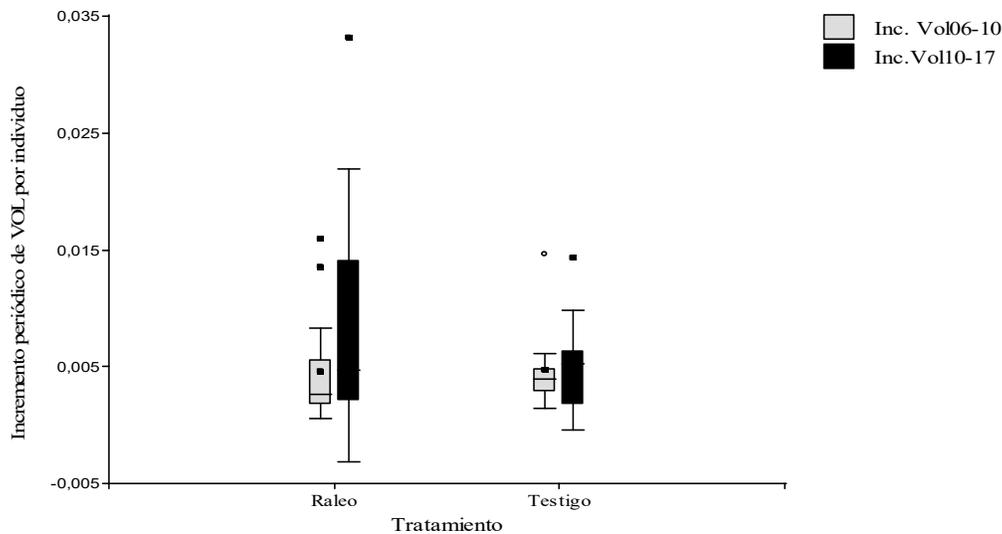


Figura 3. Incremento Periódico individual (IP) del Volumen (VOL) para parcela con raleo y sin raleo para los dos períodos evaluados: 06-10 (años 2006-2010) (caja gris) y 10-17 (años 2010-2017) (caja negra). Las barras indican los intervalos de confianza.

Peri *et al.*, (2013b) al analizar incrementos medios de volumen bruto con corteza no encontraron diferencias significativas entre tratamientos, pero el incremento volumétrico del rodal intervenido fue superior $4,3\text{m}^3\cdot\text{ha}\cdot\text{año}^{-1}$ al rodal testigo con un valor medio de $3,7\text{m}^3\cdot\text{ha}\cdot\text{año}^{-1}$.

No hubo interacción significativa entre factores (Periodo*Tratamiento) ($p>0,05$) esto indica que el incremento en el volumen fue igual para los dos períodos evaluados y para los tratamientos. Ivancich *et al* (2011) analizaron las interacciones en el incremento de diámetro medio, área basal y volumen y obtuvieron interacciones en las tres variables analizadas, sin embargo el incremento en diámetro medio fue la variable que presentó mayor cantidad de entrecruzamientos.

CONCLUSIÓN

Las intervenciones silvícolas realizadas en un rodal de ñire no tuvieron los efectos esperados en los incrementos periódicos en DAP, AB y VOL. Sin embargo, en los dos períodos de crecimiento evaluados hubo incrementos diferenciales para el DAP y AB pero no en VOL.

El diámetro normal es la variable dasométrica que mayor varía en el tiempo en comparación al área basal y volumen.

Estos incrementos fueron mayores para el segundo período evaluado lo cual revela que la respuesta al raleo se da de manera tardía luego de la intervención.



La respuesta del incremento en el leño por efecto del raleo fue tardía respecto a lo esperado. Posiblemente si la intervención no fuera de una alta intensidad, los resultados podrían ser más exitosos. Para el sitio fuertemente raleado se observaron individuos con signos de estrés, ápices muertos, y mortalidad de individuos.

Si bien en los bosques de ñire de Chubut el fin de la práctica del raleo no se justifica en la extracción de madera para aserrado, es importante para estos sistemas silvopastoriles no perder vista la respuesta del bosque remanente luego de las intervenciones, es importante tener presente el incremento de las variables dasométricas y el estado sanitario luego de una intervención.

Bibliografía

CIEFAP, MAYDS (2016). Actualización de la Clasificación de Tipos Forestales y Cobertura del Suelo de la Región Bosque Andino Patagónico. Informe Final. CIEFAP. Pp. 111.

Cisternas J.C; Pinto R; Cossio, A; Silva, M. (2013). Ensayo de raleos para ñire (*Nothofagus antarctica*) en la región de Aysén, Chile. II Jornadas Forestales de Patagonia Sur. 2° Congreso Internacional Agroforestal Patagónico, Mayo 2013. El Calafate, Santa Cruz. Argentina. Pp 112.

Cozzo D. (1976). Los Raleos. Capitulo XXV (En: Tecnología de la Forestación en la Argentina y América Latina). Pp. 405-436.

Imaña J. E.& Encinas, O. (2008). Epidimetría Forestal. Universidade de Brasília Departamento de Engenharia Florestal. Mérida. Universidad de Los Andes, Facultad de Ciencias Forestales.72pp.

Guitart, E. (2004). Diagnóstico productivo orientado a establecer la capacidad del sector ganadero del NO del Chubut para involucrarse y sostener un proyecto de diferenciación por calidad del producto carne vacuna. Informe Interno. INTA. 26pp.

Hansen, N, Tereja, L, &Fertig, M. (2004). Sistemas silvopastoriles en Chubut. Proyectos de Investigación aplicada a los bosques nativos (PIARFON). 671-680pp.

Hansen N, M Fertig, M Escalona, L Tejera, W Opazo. (2008). Eco-Nothofagus. Segunda Reunión sobre *Nothofagus* en la Patagonia. Ramoneo en regeneración de ñire y disponibilidad forrajera. Esquel. Chubut, Argentina. p. 137-142.

Hansen NE, von Müller A, CE Lloyd. (2014). Disponibilidad forrajera en el Bosque Andino Patagónico. Cartilla Técnica INTA EEAf Esquel. Sistemas Silvopastoriles. p. 215-218. [<http://inta.gob.ar/documentos/disponibilidad-forrajera>].

Ivancich, H; Martínez Pastur, G; Peri P; Soler Esteban, R; Lencinas, M.V. (2011). Primeros resultados de raleos en bosques de *Nothofagus antarctica* para el manejo silvopastoril en Tierra del fuego (Argentina). Ciencia e Investigación Forestal. Instituto Forestal. Chile. Volumen 17 N° 3. 311-324pp.

Klepac, D. (1976). Crecimiento e incremento de árboles y masas forestales. Universidad Autónoma de Chapingo, México, 367pp.

Martínez Pastur G.;Cellini, J.M.; Lencinas, M; Vukasovic, R., Vicente R, Bertolami, F; & Giunchi, J. (2001). Modificación del crecimiento y de la calidad de fustes en un raleo fuerte de un rodal en fase de crecimiento óptimo inicial de *Nothofagus pumilio*. Ecología Austral 11:95-104.

Martínez Velásquez, A. (1998). Silvicultura práctica en renovales puros y mixtos y, bosques remanentes originales del tipo forestal Roble-Raulí-Coigüe.148-149pp. En Donoso C.,& Lara A (1998). Silvicultura de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria. 421pp.

Peri P. L; Sturzenbaum, MV; Monelos, L; Livraghi, E; Christiansen, R; Moretto, A; Mayo, JP. (2005). Productividad de sistemas silvopastoriles en bosques nativos de ñire (*Nothofagusantarctica*) de Patagonia Austral. Actas III Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano, Comisión Nuevas Tendencias Forestales. 10 pp. Corrientes, 6-9 Septiembre.

Peri P. Monelos, L; Martínez Pastur, G; Ivancich, H. (2013b). Raleo en bosque de *Nothofagus antarctica* para uso silvopastoril en Santa Cruz. II Jornadas Forestales de Patagonia Sur. 2° Congreso Internacional Agroforestal Patagónico, Mayo 2013. El Calafate, Santa Cruz. Argentina. Pp 96.

Peri P.; Ormaechea, S, (2013a). Relevamiento de los bosques nativos de ñire (*Nothofagus antarctica*) en Santa Cruz: base para su conservación y manejo. INTA.88pp.

Peri, P.L; Tejera, L.E.; Amico, I.; von Müller, A.R.; Martínez Pastur, G.; Bava, J.O.; Bahamonde, H.A; Mondino; V.; Schinelli, T.; Gargaglione, V.; Ormaechea, S. Boyeras, F.; Salvador, G.; Lloyd, C.E. & L. Huertas. (2016a). Estado de situación del sector forestal de Patagonia Sur. Ed. INTA. 43. Pp.



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

Peri, P.L., Hansen N.E, Bahamonde, H.A; Lencinas, M.V.; von Müller, A.R., Ormaechea, S.; Gargaglione, V.; Soler, R.; Tejera, L.E.; Lloyd, C.E. & G. Martínez Pastur. (2016b). Silvopastoral Systems Under Native Forest in Patagonia Argentina. In: Silvopastoral Systems in Southern South America. Ed. Peri, P.L.; Dube, F. & A. Varella. Pp 117-168.

Prodan, M; Peters, R; Cox, F.; Real P.(1997). Mensura Forestal. GTZ/IICA. Serie Investigación y Educación en Desarrollo Sostenible. San José (Costa Rica). 561 pp.

Quinteros, P., Hansen, N., & Kutschker, A. (2010). Composición y diversidad del sotobosque de ñire (*Nothofagus antarctica*) en función de la estructura del bosque. *Ecología austral*, 20(3), 225-234.

Rusch, V.E.; López, D.R.; Cavallero, M.L.; Rusch, G.M.; Peri, P.L.; Cardozo, A.; Hansen, N.; von Müller, A.; Garibaldi, L.A.; Sarasola, M.M. (2015). Un marco ecológico para establecer márgenes de manejo de sistemas silvopastoriles, El caso de ñirantales del norte de la Patagonia, Argentina. III Congreso Argentino y Latinoamericano de Sistemas agroforestales y silvopastoriles.

Sarasola, M; Fernandez, M. E.; Gyenge, J.; Peyrou C. (2008). Respuesta de los ñires al raleo en la cuenca del Río Foyel. *EcoNothofagus*. Segunda Reunión sobre *Nothofagus* en la Patagonia. Simposio I. Usos de los Bosques de ecotono. Resúmenes de trabajos científicos, 47pp.

Schlatter Vollmann, J. (1987). Evaluación de la calidad del sitio y su relación con la productividad forestal. 2 pp. En Charlas y Conferencias N° 8 (1993). Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias Forestales. 86pp.



SELECCIÓN DE HÁBITAT POR OVINOS EN PAISAJES DEL SUR PATAGÓNICO CON BOSQUE NATIVO

HABITAT SELECTION BY SHEEP IN SOUTHERN PATAGONIAN LANDSCAPES WITH NATIVE FOREST

Ormaechea, Sebastián G. (1); Pablo A. Cipriotti (2,5); Pablo L. Peri (3,4,5)

⁽¹⁾ EEA INTA Manfredi

⁽²⁾ FAUBA – IFEVA

⁽³⁾ EEA INTA Santa Cruz

⁽⁴⁾ Universidad Nacional de la Patagonia Austral

⁽⁵⁾ CONICET

Correo electrónico: ormaechea.sebastian@inta.gob.ar

Resumen

La selección de sitios de pastoreo por parte de los animales responde a una compleja interacción de condicionantes que deben estudiarse a diferentes escalas espacio-temporales en la especificidad de cada lugar. En el caso de los sistemas ganaderos patagónicos, los ovinos pastorean en extensos cuadros con una distribución heterogénea de los recursos naturales. Por ello, el conocimiento de sus hábitos de pastoreo es una importante herramienta para el manejo de los pastizales naturales. El presente trabajo estudió la distribución de ovinos en un cuadro de 1300 ha con 6 comunidades vegetales entre las que se incluye el bosque nativo de Ñire. Mediante el posicionamiento espacial de 5 ovinos y la caracterización espacial del paisaje, se modeló la respuesta de los animales determinando la importancia relativa de las 7 variables predictoras contempladas. Todas las variables resultaron significativas, pero la más importante fue la Altura del terreno, seguida de la Pendiente del terreno, la Distancia a los alambres, la Distancia a las fuentes de agua, la Comunidad Vegetal, la Exposición del terreno y finalmente la Distancia a los caminos. Los ovinos seleccionaron ampliamente los sectores de vega y los sitios con pendiente, mientras que el bosque fue la comunidad vegetal menos preferida. Es importante repetir este tipo de estudios, bajo diferentes arreglos del paisaje, a fin de aumentar el conocimiento de los hábitos de distribución de ovinos en las condiciones extensivas de Patagonia Sur.

Palabras clave: Selección de recursos; patrones de distribución espacial; ovejas; collares GPS.

Abstract

The selection of grazing sites by the animals responds to a complex interaction of conditions that must be studied at different spatio-temporal scales in the specificity of each place. In the case of the Patagonian livestock systems, the sheep graze in large paddocks with a heterogeneous distribution of natural resources. Therefore, the knowledge of their grazing habits is an important tool for the grasslands management. The present work studied the distribution of sheep in a 1300 ha paddock with 6 vegetational types including the native Ñire forest. Through the spatial positioning of 5 sheep and the spatial characterization of the landscape, the response of the animals was modeled, determining the relative importance of the 7 predictor variables contemplated. All the variables were significant, but the most important was terrain elevation, followed by terrain slope, distance from fences, distance from water sources, vegetational type, terrain aspect and finally the distance from roads. The sheep selected widely the sectors of vega and the sites with slope, while the forest was the least preferred vegetational type. It is important to repeat this studies, under different landscape arrangements, in order to increase the knowledge of the distribution habits of sheep in the extensive conditions of South Patagonia.

Key words: Resource selection; spatial distribution patterns; ewes; GPS collars.



INTRODUCCIÓN

La selección de sitios de pastoreo por parte de grandes herbívoros, como ovinos y bovinos, no son decisiones tomadas al azar, sino en función de los diversos elementos del paisaje y en búsqueda de la máxima eficiencia de cosecha (Stephen y Krebs, 1986). Así, la heterogeneidad espacial de los recursos afecta la ingesta de los animales y su comportamiento a través de respuestas no lineales a las condiciones locales (Laca, 2008). En el caso del manejo extensivo de ovinos, los rumiantes a menudo controlan sus propias respuestas a través de la búsqueda y selección de sus dietas, donde el pastoreo selectivo es exhibido en su máxima expresión (Brizuela y Cibils, 2011). En este sentido, las ovejas ocupan más tiempo en tipos de vegetación que ofrecen mayor ganancia energética (Armstrong *et al.*, 1997), lo cual varía a lo largo del año según cambia la digestibilidad y disponibilidad del forraje (Owen Smith, 2002). En consecuencia, la heterogeneidad temporal y espacial de la biomasa forrajera determina un uso heterogéneo de la superficie por parte de los animales (Gross *et al.*, 1995; Owen Smith, 2002). Por otra parte, los factores abióticos tales como la distancia al agua, la pendiente del terreno y la presencia o ausencia de sombra o viento también son determinantes en la selección de hábitats a escalas de sitios de pastoreo o mayores (Bailey *et al.*, 1996). En consecuencia, la selección de sitios de pastoreo por parte de los animales responde a una compleja interacción de condicionantes que deben estudiarse a diferentes escalas espacio-temporales en la especificidad de cada lugar (Bailey y Provenza, 2008).

En Patagonia, Bertiller y Ares (2008) en un ensayo realizado en los arbustales del Monte patagónico, encontraron que la selectividad de las ovejas por las diferentes unidades de vegetación fue determinada fuertemente por aspectos relacionados a la obstaculización visual, las defensas antiherbívoros físicas y químicas de las plantas, y la oferta de especies preferidas. Por su parte, Ormaechea y Peri (2015) estudiaron la preferencia de ambientes por parte de ovinos en paisajes con bosque nativo, estepas gramíneas y mallines, encontrando preferencia por los ambientes con mayor confort térmico o mayor disponibilidad de pastizal. En Patagonia Sur, es conocido que los animales prefieren los mallines o vegas para el pastoreo diario por sus características forrajeras (alta calidad y disponibilidad), que buscan sitios altos y secos para el descanso nocturno y que las laderas de exposición norte son preferidas por una mayor insolación diaria que las mantiene más secas y cálidas. No obstante, este comportamiento de ovinos en pastoreo debe ser estudiado con rigor científico para avanzar en el desarrollo de pautas de manejo que propendan a un uso más uniforme de los recursos forrajeros, evitando así tanto el sobrepastoreo como la subutilización de las comunidades vegetales en los potreros.

Actualmente se cuenta con numerosos modelos conceptuales que explican cómo los factores bióticos y abióticos influyen en la selección de hábitats por el ganado (Senft *et al.*, 1987; Bailey *et al.*, 1996; Launchbaugh y Howery, 2005; Bailey y Provenza, 2008). Sin embargo, presentan dificultades al intentar predecir el comportamiento selectivo de los animales bajo la combinación de condiciones y recursos particulares de cada lugar. Para abordar esta problemática en el sur patagónico, el presente trabajo desarrolla un modelo de la respuesta de ovinos en un cuadro de pastoreo con múltiples ambientes durante la época estival. Para la elaboración del modelo, se aplica una función de probabilidad de selección de recursos (RSF - Resource Selection Function), considerando los factores que determinan los sitios de pastoreo del ganado ovino (Manly *et al.*, 2002). RSF es una técnica usada comúnmente por científicos que trabajan con vida salvaje, pero también por aquellos que estudian el ganado doméstico (Walburger *et al.*, 2009; Allred *et al.*, 2011;



Peinetti *et al.*, 2011). Los factores intervinientes en el modelo, se denominan en forma genérica variables predictoras, porque permiten cada una en su medida predecir la selección de sitios que harán los animales bajo condiciones específicas. En este sentido, Boyce *et al.*, (2002) define la técnica RSF como un modelo que produce valores proporcionales a la probabilidad de uso de un recurso, pero que además lo hace con rigor estadístico porque los modelos se desarrollan con datos objetivos en lugar de basarse en la opinión experta (modelos heurísticos).

Por todo esto, el objetivo del presente estudio es analizar el uso de recursos por parte de ovinos en un cuadro extensivo, respecto de su disponibilidad y posición en el paisaje; buscando además jerarquizar su importancia relativa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio:

El ensayo se llevó a cabo en un cuadro de pastoreo de 1300 ha denominado Faja, perteneciente a la estancia Morro Chico, ubicada al suroeste de la provincia de Santa Cruz (51° 58' S - 71° 37' O). El establecimiento se encuentra en el extremo oeste del área ecológica denominada Estepa Magallánica. Es una zona de ecotono entre la estepa y el bosque de ñire (*Nothofagus antarctica*), el cual se dispone en isletas dentro del paisaje (Peri y Ormaechea, 2013). El paisaje es levemente ondulado, constituido por una estepa gramínea dominada por coirón fueguino (*Festuca gracillima*) y un estrato de pequeñas hierbas y gramíneas entre las matas de coirón denominado "intercoironal" (Bran, 2000). En áreas más degradadas se presentan extensas superficies de un arbusto rastrero llamado murtillo (*Empetrum rubrum*), lo cual representa sitios con una disponibilidad forrajera muy escasa (<50 kg MS/ha). Finalmente, el paisaje también se compone de extensos mallines en las depresiones del terreno, donde dominan gramíneas, ciperáceas y juncos. La precipitación acumulada anual para esta zona es de 654 mm, mientras que la temperatura media anual alcanza los 5 °C (Kreps *et al.*, 2012). Un rasgo típico del clima de la región son los fuertes y frecuentes vientos provenientes del Oeste y Suroeste, cuyos promedios históricos de intensidad varían entre 4,75 y 7,28 m/s para las diferentes estaciones localizadas al sur de la provincia de Santa Cruz (Samela *et al.*, 2012).

Medición de las variables predictoras y posicionamientos GPS de los ovinos:

En el cuadro de pastoreo, se evaluaron 7 variables predictoras de la selección de sitios por parte de los ovinos: comunidad vegetal, altura del terreno, pendiente del terreno, exposición del terreno, distancia a las aguadas, distancia a los alambres y distancia a los caminos.

Para la variable comunidad vegetal se utilizó una imagen satelital Landsat, dividida y digitalizada de acuerdo a una clasificación supervisada (pixel 38x38 m) en 6 comunidades o ambientes: Bosque de ñire, Mallín Seco, Mallín Húmedo, Estepa gramínea, Murtillo y Agua (lagunas o superficies inundables). La altura, pendiente y exposición del terreno se obtuvieron mediante un modelo de elevación digital (DEM - pixel 50x50 m). Las distancias a aguadas, alambres y caminos se obtuvieron mediante su geolocalización con un GPS de mano (Garmin Etrex Legend C) y vectores (SHP - shapefile) provistos por el establecimiento.



El geoposicionamiento de los ovinos se obtuvo mediante collares GPS compuestos por un microcontrolador con arquitectura interna de 8 bits. Las coordenadas fueron almacenadas en una memoria no volátil EEPROM (Electrically Erasable Programmable Read-Only Memory) de 64 KB, que al ser descargada genera un archivo de texto. El GPS se alimenta de un pack de baterías conformado por 6 pilas recargables del tipo AA, con una capacidad energética de 4000 mAh a una tensión de 3,6 V. Esto le confiere una autonomía aproximada de 10 días bajo un intervalo de muestreo de 5 minutos. El diseño y construcción de los collares GPS estuvo a cargo del Instituto de Ingeniería Rural de INTA Castelar. Se colocaron collares GPS en 5 ovinos (raza Corriedale, hembras de 2 a 6 años de edad) escogidos al azar sobre un grupo de animales sanos y sin dificultades visuales ni tractoras. Se contempló que los animales conozcan previamente el cuadro para que el proceso de selección por parte del animal contemple todas las opciones disponibles en el cuadro. La carga animal instantánea utilizada fue de 1,16 EOP/ha. Un EOP (equivalente ovino patagónico) equivale al promedio de requerimientos anuales de una oveja de 49 kilos de peso vivo al servicio, esquilada en septiembre, que gesta y desteta un cordero de 20 kilos de peso vivo a los 100 días de lactancia.

Análisis de los datos:

Inicialmente se realizó un análisis SIG para determinar la información de cada variable predictora y el uso por parte de los ovinos en toda la superficie del cuadro. Mediante el software QGIS 2.18.11, se elaboró inicialmente un polígono cuadrículado con celdas de 100x100 m. Este polígono abarcó todo el cuadro de pastoreo y se le fue adicionando información sobre cada celda mediante herramientas SIG que extraen información de ráster específicos para cada variable predictora. Los ráster para comunidad vegetal y altura del terreno, fueron respectivamente la imagen clasificada y el DEM descritos anteriormente. Para obtener los ráster de pendiente, exposición del terreno y distancias a alambres, caminos y aguadas, se aplicaron herramientas SIG de la biblioteca GDAL (Geospatial Data Abstraction Library) y GRASS (Geographic Resources Analysis Support System), incorporada en QGIS 2.18.11. Finalmente, también se obtuvo información sobre el número de geoposiciones en cada celda mediante un vector de puntos construido en base a los datos descargados del collar GPS.

La información resultante de todo este proceso SIG, se procesó bajo el programa estadístico R (R Development Core Team 2011) buscando analizar los patrones de selección de recursos por parte de los ovinos (Resource Selection Function - Manly *et al.*, 2002). Resource Selection Function (RSF) se basa en modelos lineales generalizados, y permitió modelar los factores que afectaron la distribución de los animales en pastoreo, determinando valores proporcionales a la probabilidad de uso de los recursos analizados. Para la modelización se utilizó una distribución binomial negativa con el $\log(x)$ como función vinculante por sus ventajas para el desarrollo de regresiones basadas en conteos; en este caso número de geoposiciones por celda. Luego, se realizaron pruebas de hipótesis específicas a fin de evaluar la significancia estadística de cada variable predictora. Además, se realizaron contrastes de modelos mediante la prueba del cociente de logaritmo de la función de máxima verosimilitud, buscando determinar la diferente incidencia de las variables bajo estudio. Finalmente, con el objetivo de encontrar un modelo de alta capacidad de predicción y baja complejidad (menor número de variables predictoras), se utilizó el Criterio de Información Akaike (AIC). Este índice se calculó para diferentes combinaciones de las variables predictoras, descartando sucesivamente las variables de menor peso.



RESULTADOS

Los ovinos se distribuyeron espacialmente a través del 67% de la superficie del cuadro en los 10 días evaluados (Figura 1A). No obstante, algunos sitios fueron utilizados en mayor medida dada la gran cantidad de geoposiciones observadas. La figura 1B, 1C y 1D muestran, a modo de ejemplo, los resultados del procesado SIG de 3 variables predictoras de las 7 analizadas para el desarrollo del modelo. En los diferentes ejemplos, puede observarse la distribución heterogénea de los factores ambientales en la superficie del cuadro.

A partir de pruebas de hipótesis para cada efecto del modelo (Tabla 1) y contrastes de modelos basados en el cociente del máximo de la función de verosimilitud, se determinó la significancia estadística de cada variable ambiental en explicar la variabilidad observada en el uso de los recursos. En base a los contrastes de modelos, se determinó que la Altura del terreno fue la variable de mayor incidencia, seguida de la Pendiente del terreno, la Distancia a los alambres, la Distancia a las fuentes de agua, la Comunidad Vegetal, la Exposición del terreno y finalmente la Distancia a los caminos. Cabe destacar, que, a pesar de las diferencias entre las variables, todas presentaron una incidencia significativa como determinantes del ovino para la selección de sitios de apacentamiento.

Tabla 1. Resultados de pruebas de hipótesis por efecto basadas en el estadístico Chi-cuadrado sobre el modelo binomial negativo

	gl	Desvíos	gl Residuales	Desvíos Residuales	P (>Chi)	Sig.
NULL			1385	1806,2		
Altura	1	250,5	1384	1555,8	<2,2E-16	***
Pendiente	1	27,4	1383	1528,3	1,6E-07	***
Distancia a alambres	1	27,7	1382	1500,6	1,4E-07	***
Distancia a caminos	1	7,1	1381	1493,5	7,7E-03	**
Distancia a aguadas	1	13,8	1380	1479,7	2,0E-04	***
Comunidad vegetal	5	29,8	1375	1450,0	1,6E-05	***
Exposición	4	14,9	1371	1435,0	4,8E-03	**

***<0,001 **<0,01 *<0,05

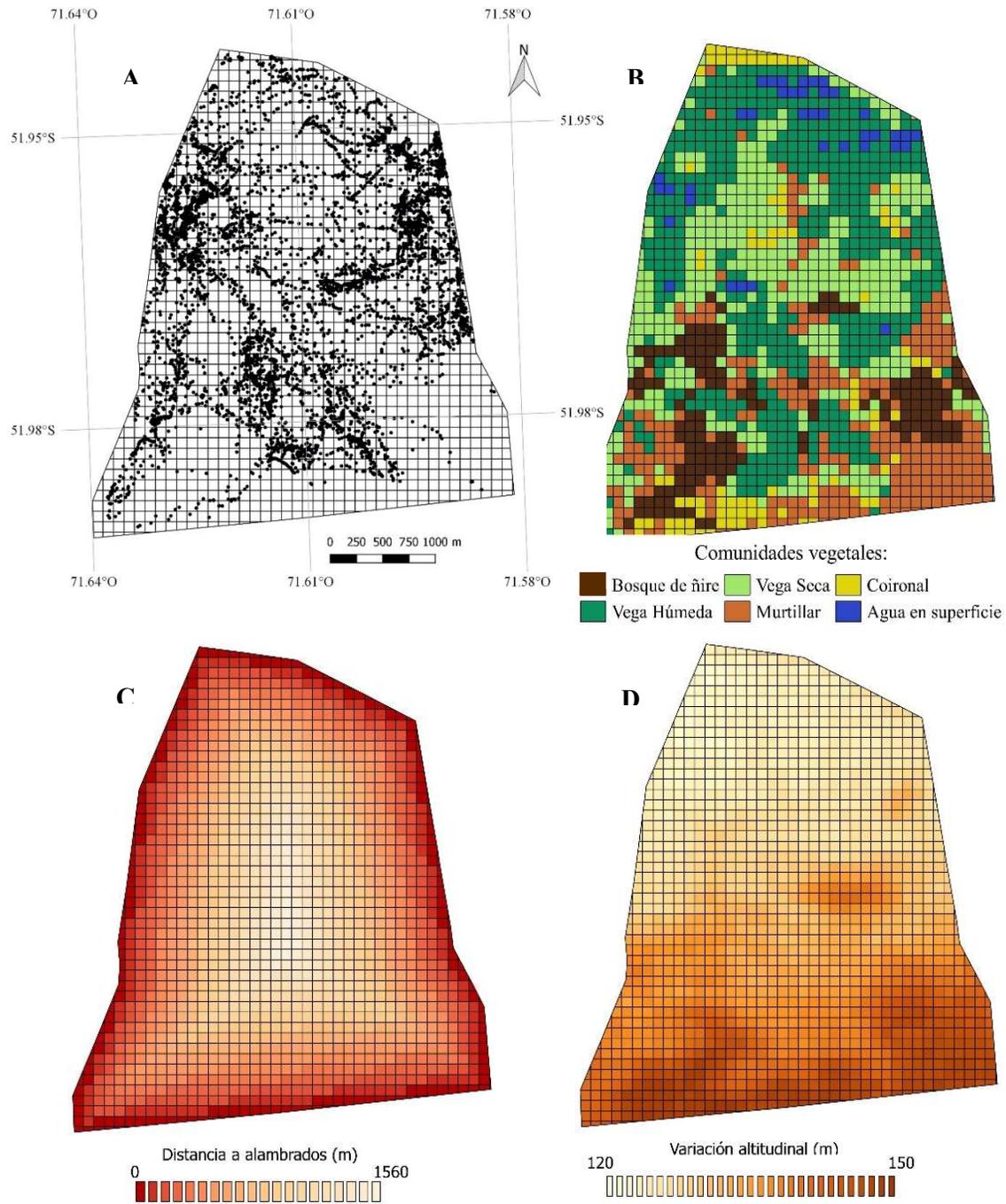


Figura 1. Cuadrículas vectoriales (100x100m) sobre el cuadro de pastoreo Faja, Estancia Morro Chico, provincia de Santa Cruz. A. Geopositiones de 5 ovinos (frecuencia 5 minutos) a lo largo del período de estudio (4 al 14 de febrero). B. Comunidades vegetales. C. Distancia a alambrados. D. Altura del terreno.



La Tabla 2 muestra los rangos que tienen las variables en sus escalas originales, los estimadores para cada uno de los efectos incluidos en el modelo, y las estimaciones puntuales (exponenciales de los estimadores) conjuntamente con sus intervalos. Los signos correspondientes a cada estimador indican la tendencia del comportamiento animal respecto de la variable. Por ejemplo, en el caso de la Altura del terreno, los ovinos se inclinaron por un uso preferente de las zonas más bajas. Luego, los valores de los estimadores puntuales indican la variación unitaria de la variable predictora. Esto implica, por ejemplo, que ante un metro de aumento en la altura del terreno se reducen en promedio 0,89 geoposiciones, con una variación entre 0,87 y 0,90. Al tratarse de valores relativos, no es posible la comparación directa de la magnitud de los efectos de variables predictoras cuantitativas con escalas tan diferentes sin estandarizar. En el caso de las variables categóricas, los coeficientes son estimados en función de uno de los niveles de la variable categórica que se toma de referencia. Así, en el caso de las comunidades vegetales, el Agua en superficie es la comunidad de referencia; mientras que para la variable Exposición, el Este es el nivel de referencia. Por esto, es posible señalar para la variable Comunidad, que, al tener todos los niveles con signo negativo, no hubo preferencia por ninguna de las comunidades mayor a los sitios con agua. En el caso del Coironal, por su valor tan cercano a cero, puede señalarse con una preferencia equivalente a la de los ambientes con agua. Por otra parte, también es posible afirmar que la comunidad Bosque (valor del estimador = -1,0637), fue sobre la que el ovino mostró mayor aversión respecto de la comunidad de referencia.

La figura 2a muestra el incremento en el número de geoposiciones encontradas a medida que disminuye la altura del terreno, siendo más pronunciada en el caso de la comunidad del Coironal y leve en el Bosque. La figura 2b muestra el incremento en el número de geoposiciones encontradas a medida que aumenta la pendiente del terreno, siendo más pronunciada en el caso de la comunidad del Coironal y leve en el Bosque. La figura 2c muestra el incremento en el número de geoposiciones encontradas a medida que disminuye la distancia a las fuentes de agua, las diferencias en la magnitud del incremento fueron evidentes, siendo más pronunciada en el caso de la comunidad del Coironal y leve en el Bosque. La figura 2d muestra el incremento en el número de geoposiciones encontradas a medida que aumenta la distancia a los alambrados, las diferencias en la magnitud del incremento fueron evidentes, siendo más pronunciada en el caso de la comunidad del Coironal y leve en el Bosque.



Tabla 2. Estimadores lineales y sus respectivos elevados con el intervalo de confianza para cada variable predictora. Se señala además el rango (min-max) de cada variable predictora cuantitativa.

	Rango	Estimador	Exp	IC95% LI	IC95% LS
(Intercept)		1,7E+01	3,8E+07	2,8E+06	5,4E+08
Altura (m)	121 - 149	-0,1160	0,8905	0,8738	0,9075
Pendiente (grados)	0 - 3,3	0,5684	1,7655	1,4565	2,1539
Distancia a alambres (m)	4 - 1562	0,0008	1,0008	1,0005	1,0011
Distancia a caminos (m)	22 - 2621	-0,0002	0,9998	0,9996	1,0000
Distancia a aguadas (m)	12 - 1102	-0,0011	0,9988	0,9983	0,9994
Comunidad Bosque		-1,0637	0,3452	0,1735	0,6551
Comunidad Coironal		-0,0735	0,9291	0,4529	1,8355
Comunidad Murtillar		-0,6024	0,5475	0,2867	0,9867
Comunidad Vega Húmeda		-0,2115	0,8094	0,4443	1,3753
Comunidad Vega Seca		-0,3893	0,6775	0,3607	1,1965
Exposición Norte		-0,3100	0,7334	0,5575	0,9596
Exposición Oeste		-0,4973	0,6082	0,4455	0,8298
Exposición nula o plano		-0,2176	0,8044	0,5867	1,1027
Exposición Sur		0,0491	1,0503	0,7424	1,4950

El modelo de mayor capacidad predictiva resultó ser el que incluye todas las variables predictoras, ya que presentó el menor índice de Criterio de Información Akaike (Tabla 3).



Tabla 3. Valores de Criterio de Información Akaike (AIC) en diferentes modelos de selección de recursos desarrollados para ovinos en un cuadro de pastoreo de 1300 ha al suroeste de la provincia de Santa Cruz.

Modelo	AIC
Altura + D. Alam + Pendiente + Comunidad + D. Agua + Exposición + D. Cam	7295
Altura + D. Alam + Pendiente + Comunidad + D. Agua + Exposición	7296
Altura + D. Alam + Pendiente + Comunidad + D. Agua	7304
Altura + D. Alam + Pendiente + Comunidad	7321
Altura + D. Alam + Pendiente	7337
Altura + D. Alam	7361
Altura	7385

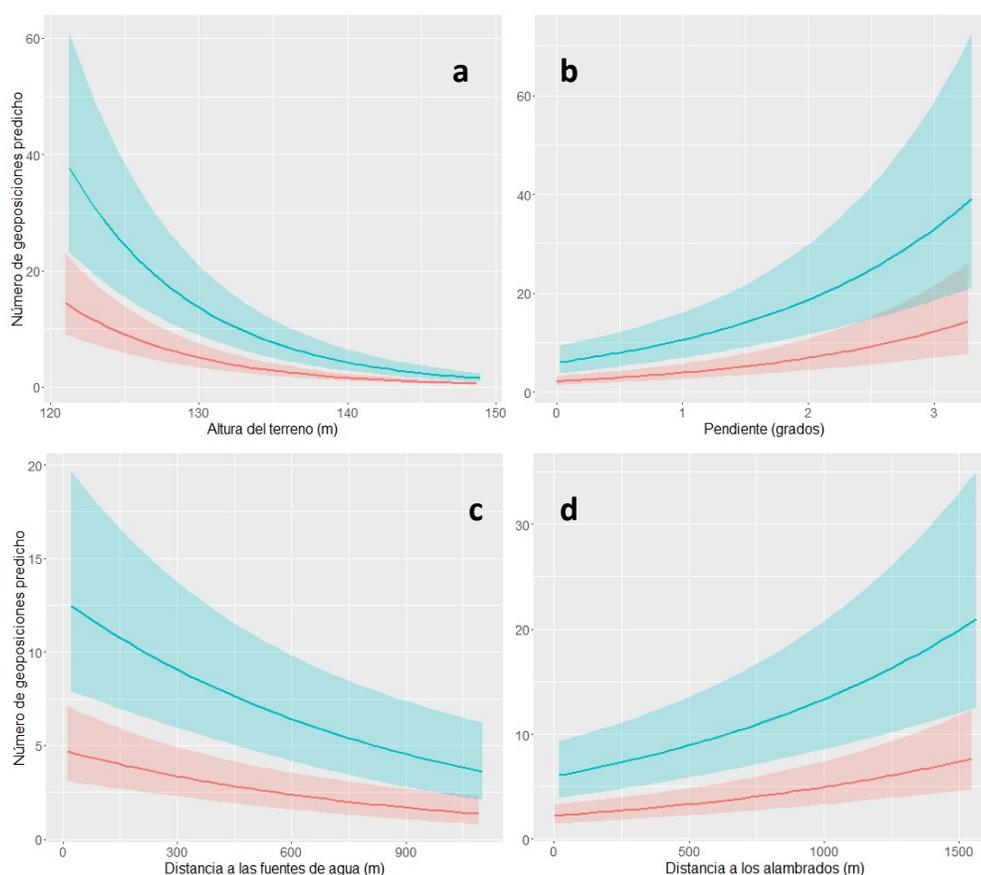


Figura 2. Valores esperados del número de geoposiciones respecto de: a) la altitud del terreno; b) pendientes del terreno; c) distancia a las fuentes de agua; d) distancia a los alambrados. Se muestra la relación para las dos comunidades más contrastantes (Coironal en celeste y Bosque en rojo) en base a la exposición Este. Las áreas sombreadas corresponden al error estándar.



DISCUSIÓN

El análisis del uso de recursos por parte de ovinos en el cuadro extensivo bajo estudio, determinó que todas las variables predictoras contempladas tuvieron incidencia significativa en el proceso de selección de sitios para el pastoreo y permanencia. En paralelo, el modelo de mayor capacidad predictiva fue el que contempló todas las variables predictoras bajo estudio. Por otra parte, la importancia relativa de cada variable fue jerarquizada para determinar aquellas de mayor incidencia. En este sentido, la altura del terreno se encontró en primer lugar, observándose una respuesta de preferencia de los ovinos sobre los sitios de menor altura del terreno. Particularmente en esta zona, estos sitios están representados con las comunidades vegetales de Vega seca y húmeda, que conjuntamente predominan en el cuadro bajo estudio con un 59,7% de la superficie. En Patagonia Sur, las vegas poseen una amplia disponibilidad y calidad de forraje durante primavera y verano (Collantes *et al.*, 1999; Utrilla *et al.*, 2006), lo cual puede explicar la alta selección por parte de los ovinos. No obstante, los ovinos mostraron mayor preferencia por la comunidad vegetal de Coironal cuya escasa superficie en el cuadro apenas supera el 7%. Este fenómeno se explica por la amplia disponibilidad de la comunidad de vega en este cuadro, lo cual determina la necesidad de muy altos niveles de selectividad sobre las mismas para que se exprese la preferencia por estas comunidades. En este sentido, Ormaechea y Peri (2015) señalan para estos paisajes, que los ovinos utilizan integralmente las diferentes comunidades vegetales a fin de satisfacer sus diferentes necesidades de descanso, refugio y alimentación. Teniendo en cuenta esto, es normal que las comunidades con menor participación en la superficie del cuadro manifiesten mayor preferencia. Por otro lado, el Bosque, cuya superficie apenas alcanza el 11% del cuadro, mostró ser la comunidad menos preferida por los ovinos. Estos datos se contraponen con lo encontrado por Ormaechea y Peri (2015) para paisajes similares de Patagonia Sur, donde se evidenciaron preferencias por el ambiente boscoso en la época invierno-primaveral dado que brinda refugio y un pastizal de mayor calidad que las praderas gramíneas adyacentes sin cobertura arbórea. Por otra parte, considerando la diferente época del año analizada en el presente estudio, es posible suponer que, durante el período estival, el bosque no brinda recursos importantes para satisfacer las necesidades fisiológicas diarias del ovino, o las demás comunidades cubren estas necesidades ampliamente.

La pendiente y la distancia a los alambrados fueron los factores de segundo orden de importancia para el proceso de selección de sitios por parte de los ovinos. Los animales mostraron preferencia por lugares de mayor pendiente, lo cual es normal en muchas razas ovinas siempre que no se superen determinados umbrales (Holecheck *et al.*, 2010). Según Hopewell *et al.* (2005), la selección de sitios con pendiente, en lugar de sectores llanos del paisaje, puede estar asociado a que los primeros brindan mayor resguardo de las inclemencias climáticas.

En cuanto a la distancia a los alambrados, los resultados señalan una preferencia por lugares más alejados de los límites del cuadro. El comportamiento de herbívoros domésticos respecto de los alambrados puede estar determinado por factores inherentes al mismo, como es el caso de la fragmentación del paisaje (Boone y Hobbs, 2004); o accidentales como es el caso de la preferencia por comunidades vegetales que se encuentran fortuitamente alejadas de los alambrados (Putfarken *et al.*, 2007). En el caso de este estudio, no se observa que las comunidades vegetales preferidas se concentren en el centro del cuadro. Por ende, es posible que la distribución de los ovinos en sitios centrales del cuadro simplemente obedezca a que estos disponían de los recursos necesarios para



sus actividades diarias; y que la fragmentación del paisaje no supuso una restricción importante de recursos.

Respecto al distanciamiento del agua, los animales prefirieron lugares cercanos a las fuentes de bebida en lugar de aquellos más alejados (Bailey *et al.*, 1996). Esto era previsible dada la fuerte evidencia científica existente acerca de la importancia del agua como condicionante de los sitios de apacentamiento del ganado (Senft *et al.*, 1987; Smith, 1988; Ganskopp, 2001). Sin embargo, el hecho de ser un factor de tercer orden de importancia para el proceso de selección de sitios por parte de los ovinos, relativizó su importancia en este tipo de paisajes. Esta información, en conjunto con el distanciamiento observado entre los ovinos y las fuentes de agua (<1km), brinda los primeros indicios sobre el distanciamiento mínimo recomendable que debe haber entre fuentes de agua para esta zona.

CONCLUSIONES

La modelización de los factores que afectan la distribución de ovinos en pastoreo es una herramienta estadística sumamente útil para el estudio de las respuestas complejas del comportamiento animal. Frente a las condiciones particulares de un cuadro extensivo con bosque nativo en Patagonia Sur, el presente estudio evidenció una respuesta de los ovinos principalmente condicionada por la variación topográfica del terreno (altura y pendiente) pero vinculada indirectamente a las comunidades vegetales presentes en el paisaje. Es importante repetir este tipo de estudios, bajo diferentes arreglos del paisaje, a fin de aumentar el conocimiento de los hábitos de distribución de ovinos en las condiciones extensivas de Patagonia Sur.

Agradecimientos

A la Ing. Vanesa Torres por su colaboración en el tratamiento de las imágenes satelitales. A la empresa Ovis XXI por la imagen con clasificación supervisada de las comunidades vegetales presentes en el cuadro.

Bibliografía

- Allred, B.W., Fuhlendorf, S.D., Hamilton, R.G. 2011. The role of herbivores in Great Plains conservation: comparative ecology of bison and cattle. *Ecosphere* 2,1-17.
- Armstrong, H.M., Gordon, I.J., Hutchings, N.J., Illius, A.W., Milne, J.A., Sibbald, A.R. 1997. A model of the grazing of hill vegetation by sheep in the UK. II. The prediction of offtake by sheep. *J. Appl. Ecol.* 34,186-206.
- Bailey, D.W., Gross, J.E., Laca, E.A., Rittenhouse, L.R., Coughenour, M.B., Swift, D.M., Sims, P.L. 1996. Mechanisms that result in large herbivore grazing distribution patterns. *Journal of Range Management* 49, 386-400.
- Bailey, D.W., Provenza, F.D. 2008. Mechanism determining large-herbivore distribution. En: Prince, H., Langevelde, F. (Eds.), *Resource Ecology: Spatial and Temporal Dynamics of Foraging*, Springer, Netherlands, pp. 7-28.
- Bertiller, M.B., Ares, J.O. 2008. Sheep Spatial Grazing Strategies at the Arid Patagonian Monte, Argentina. *Rangeland Ecology and Management* 61,38-47.
- Boone, R.B., Hobbs, N.T. 2004. Lines around fragments: effects of fencing on large herbivores. *African Journal of Range and Forage Science* 21,147-158.
- Boyce, M.S., Vernier, P.R., Nielsen, S.E., Schmiegelow, F.K. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* 157,281-300.
- Bran, D. 2000. Las regiones ecológicas de la Patagonia y sus principales formaciones vegetales. En: Manazza, J. (Ed.), *Principios de Ecología y Conservación de los Recursos Naturales de la Patagonia*, Ediciones INTA, Bariloche, Argentina, pp. 93-100.



- Brizuela, M., Cibils, A. 2011. Implicancias de la carga animal, distribución de los animales y métodos de pastoreo en la utilización de pasturas. En: Cangiano, C.A., Brizuela, M.A. (Eds.), Producción animal en pastoreo, Ediciones INTA EEA Balcarce, Argentina, pp. 349-376.
- Collantes, M.B., Faggi, A.M. 1999. Los humedales del sur de Sudamérica. Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica, 15-25.
- Ganskopp, D. 2001. Manipulating cattle distribution with salt and water in large arid-land pastures: a GPS/GIS assessment. *Applied Animal Behaviour Science* 73,251-262.
- Gross, J.E., Zank, C., Hobbs, N.T., Spalinger, D.E. 1995. Movement rules for herbivores in spatially heterogeneous environments: responses to small scale pattern. *Landscape Ecology* 10,209-217.
- Holechek, J.L., Pieper, R.D., Herbel, C.H. 2010. Range management: principles and practices. 6th edn. Nueva Jersey, Estados Unidos.
- Hopewell, L., Rossiter, R., Blower, E., Leaver, L., Goto, K. 2005. Grazing and vigilance by Soay sheep on Lundy island: influence of group size, terrain and the distribution of vegetation. *Behavioural Processes* 70,186-193.
- Kreps, G., Martínez Pastur, G., Peri, P. 2012. Cambio climático en Patagonia Sur, Ediciones INTA. EEA INTA Santa Cruz-CONICET, Buenos Aires, pp. 100.
- Laca, E. 2008. Foraging in a heterogeneous environment. Intake and diet choice. En: Prince, H., Langevelde, F. (Eds.), *Resource Ecology: Spatial and Temporal Dynamics of Foraging*, Springer, Netherlands, pp. 81-100.
- Launchbaugh, K.L., Howery, L.D. 2005. Understanding landscape use patterns of livestock as a consequence of foraging behavior. *Rangeland Ecology & Management* 58,99-108.
- Manly, B.F.J., McDonald, L.L., Thomas, D.L., McDonald, T.L., Erickson, W.P. 2002. Resource Selection by animals. *Statistical Design and Analysis for Field Studies*. 2nd edn, Dordrecht, the Netherlands, pp. 222.
- Ormaechea, S., Peri, P. 2015. Landscape heterogeneity influences on sheep habits under extensive grazing management in Southern Patagonia. *Livestock Research for Rural Development*, Vol: 27, Ed: 6, Art:105.
- Owen Smith, N. 2002. Adaptive herbivore ecology: from resources to populations in variable environments. Cambridge University Press, Cambridge, pp 374.
- Peinetti, H.R., Fredrickson, E.L., Peters, D.P., Cibils, A.F., Roacho-Estrada, J.O., Laliberte, A.S. 2011. Foraging behavior of heritage versus recently introduced herbivores on desert landscapes of the American Southwest. *Ecosphere* 2,1-14.
- Peri, P.L., Ormaechea, S. 2013. Relevamiento de los bosques nativos de ñire (*Nothofagus antarctica*) en Santa Cruz: base para su conservación y manejo. Ediciones EEA INTA Santa Cruz, Buenos Aires, pp. 88.
- Putfarken, D., Dengler, J., Lehmann, S., Härdtle, W. 2008. Site use of grazing cattle and sheep in a large-scale pasture landscape: a GPS/GIS assessment. *Applied Animal Behaviour Science* 111,54-67.
- Samela, A.M., Bahamonde, P.J., Calafiore, C.A., Bonfili, O.A., Queipul, J.A., García, D.H., Rojas, C. 2012. Determinación de Parámetros de Vientos en el Sur de la Provincia de Santa Cruz. *Actas II Congreso Latinoamericano de Ingeniería del Viento CLIV2*, La Plata, Buenos Aires.
- Senft, R.L., Coughenour, M.B., Bailey, D.W., Rittenhouse, L.R., Sala, O.E., Swift, D.M. 1987. Large herbivore foraging and ecological hierarchies. *BioScience* 37,789-799.
- Smith, M.S. 1988. Modelling: three approaches to predicting how herbivore impact is distributed in rangelands. *New Mexico State Univ. Agr. Exp. Sta. Res. Rep.* 628.
- Stephens, D.W., Krebs, J.R. 1986. *Foraging Theory*, Princeton University Press, Princeton, pp. 247.
- Utrilla, V.R., Brizuela, M.A., Cibils, A.F. 2006. Structural and nutritional heterogeneity of riparian vegetation in Patagonia (Argentina) in relation to seasonal grazing by sheep. *Journal of arid environments* 67, 661-670.
- Walburger, K.J., Wells, M., Vavra, M., DelCurto, T., Johnson, B., Coe, P. 2009. Influence of cow age on grazing distribution in a mixed-conifer forest. *Rangeland ecology & management* 62,290-296.



VARIABILIDAD INTERANUAL EN LA PRODUCCION DE VAINAS DE *Prosopis caldenia* EN LA PAMPA SEMIARIDA ARGENTINA: UNA APROXIMACIÓN A TRAVES DE LA MODELIZACIÓN

INTER-ANNUAL VARIABILITY IN *Prosopis caldenia* POD PRODUCTION IN THE ARGENTINEAN SEMIARID PAMPAS: A MODELLING APPROACH

Risio, Lucía (1, 2*), Rafael Calama (3) Stella M. Bogino (1), Felipe Bravo (4)

⁽¹⁾ Departamento de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de San Luis, Argentina.

⁽²⁾ Instituto Multidisciplinario de Investigaciones Biológicas, CONICET-UNSL, San Luis, Argentina.

⁽³⁾ Departamento de silvicultura y Gestión Forestal, CIFOR-INIA. Madrid, Spain

⁽⁴⁾ Departamento de Producción Vegetal y Recursos Forestales, E.T.S. de Ingenierías Agrarias, Universidad de Valladolid, Palencia, Spain.

*luciarisio@gmail.com; Ruta Prov. 55 ext. Norte S/N, Villa Mercedes, San Luis, Argentina.

Resumen

La parte más seca de las Pampas Argentinas está ocupada por bosques semiáridos dominados por *Prosopis caldenia* Burkart (Caldén). Las chauchas de Caldén son un valioso suplemento forrajero para la producción ganadera pero su producción es altamente variable. Nuestro objetivo fue analizar y modelizar el patrón temporal en la variación interanual de la producción de chauchas de Caldén. Nuestra hipótesis de partida es que las condiciones climáticas son los factores dominantes en la producción de frutos vecera del Caldén. El tamaño del árbol y las variables climáticas fueron evaluadas como co-variables exploratorias usando un modelo log-normal inflado en ceros. La estructura final del modelo propuesto incorporo 25 parámetros, incluyendo cuatro componentes de la varianza, dos interceptos para las partes logística y Log-normal del modelo y diecinueve parámetros asociados con efectos fijos. El clima ejerce una fuerte influencia en el proceso de floración-fructificación del Caldén y en la variación interanual en la producción final a nivel de árbol. Las temperaturas durante el hinchado de yemas, la maduración de la floración y fruto junto con las precipitaciones del último mes de maduración y del ciclo vegetativo anterior fueron las principales co-variables climáticas que afectaron el proceso.

Palabras clave: Chauchas; Productos forestales no maderables; Caldén; ZIP

Abstract

The driest part of the Argentinean pampas is occupied by semiarid woodlands dominated by *Prosopis caldenia* Burkart (Calden). Calden pods are a highly valuable fodder supplement for livestock but its production is highly variable. Our objective was to analyze and model the temporal pattern in interannual variability of Calden pod production. Our key hypothesis is that weather conditions are the main determinant of the pod masting behaviour. Tree size and climatic variables were evaluated as explanatory covariates using a zero-inflated log-normal modelling approach. The proposed final model structure incorporated 25 parameters, including four variance components, two intercepts for both the logistic and the log-normal parts of the model, and nineteen parameters associated with fixed effects. Climate had a strong influence on the flowering-fruiting Calden process and on the inter-annual variability of the final pod production at the tree level. Temperatures during bud breaking, flowering and fruit shedding, together with the precipitation from the final month of fruit shedding and the total amount of the prior vegetative cycle, were the main weather covariates that affect the processes.



Keywords: Zero-inflated, Fruit, Non-wood forest product, Calden

INTRODUCTION

The Caldenales are a xerophytic open woodlands dominated by Calden trees (*Prosopis caldenia* Burkart) an endemic species of Argentina and a transitional ecosystem between the Pampas grasslands and the dry Monte shrublands. These woodlands cover about 170,000 km² of central Argentina and two opposing processes are simultaneously occurring in it. Firstly, there is a high rate of deforestation across its distribution area (0.86% per year), leaving only 18% of the original Caldenales surface (SAyDS, 2007). Secondly, as the original area shrinks, adjacent grasslands not occupied by crops are increasingly encroached upon by calden, leading to very high density secondary woodland (Dussart et al., 1998). The invasion of pristine grasslands by calden and the increased densities of this species in savannas are well-known vegetation changes in the semiarid region of central Argentina (Dussart et al., 1998). Woody-plant encroachment has long been of concern to a broad range of stakeholders, from pastoral farmers to ranchers, because of the subsequent negative impact on livestock production (Anadon et al., 2014), the main economic activity in these woodlands after beekeeping.

The non-wood forest products are a major source of income for the Caldenales woodland owners since wood extraction, mostly firewood production, is only a marginal activity (SAyDS, 2007). Fruits of *Prosopis* spp. have served as a food source for humans and domestic cattle in rural communities of arid and semiarid environments around the world since ancient times (Burkart, 1952). Calden pods are a highly valuable fodder supplement for livestock due to the pod's nutritional characteristics: 15% raw protein, 2.2 Mcal of metabolizable energy per kg of dry matter and a 52% of dry matter in situ digestibility (Privitello et al., 2001; Menvielle and Hernandez, 1985), during its ripening period (June-July). Due to its availability, the pods can provide the sole source of food at certain times of the year or supplement grass for cattle in the winter months (Privitello and Gabutti, 1988). Calden flowers are also recognised as a source of nectar (Genise et al., 1990) and pollen for honey bees (Andrada and Tellería, 2007). Also, the spatial and temporal dynamics of flowering, fruiting and seeding can be considered as a key to controlling natural recruitment of plant populations (Calama et al., 2011).

Most *Prosopis* species produce abundant flowers at a predictable time of the year (spring and/or summer depending on the species) (Simpson et al., 1977). Despite the predictability of the *Prosopis* blooming, high variability in fruit production has been observed (Salvo et al., 1988). Calden pod production is highly variable from year to year and from tree to tree, even with trees from the same stand (Peinetti et al., 1991). In years of high fruit production, it is common to find trees that allocate a high proportion of photoassimilates into pod production growing close to neighbouring trees of a similar size that do not bear fruits (Peinetti et al., 1991). Many long-lived plant species exhibit strong synchronized annual variability in fruit production, this phenomenon is known as masting or mast fruiting (Ostfeld and Keesing, 2000). The interval between consecutive masting and the degree of periodicity is species specific and varies depending on endogenous control factors, weather conditions and resource availability (Thomas and Packham, 2007; Han et al., 2008). The mast seeding has important ecological consequences, not only on the recruitment of the species that exhibit this reproductive behaviour (e.g. seedling establishment may be limited to mast years, (Negi et al., 1996)), but also on a myriad of organisms in other trophic levels, whether directly or indirectly



related to seed and fruit availability: e.g. direct consumers of seeds (insects, birds, small and large mammals), and predators of seed consumers and parasites (Espelta et al., 2008; Kelly et al., 2008).

Edible fruits and seeds from some forest species can represent an important non-timber forest product (Scarascia-Mugnozza et al., 2000). Additionally, when fruit production is one of the main objectives in forest management planning, adequate estimates of fruit production on spatial and temporal scales are often required.

Our objective is identify the factors controlling the temporal variability in order to develop models that allow us to predict the annual pod production at tree level. Analyzing and modeling the temporal pattern in inter-annual variability of *P. caldenia* pod production in woodlands located in the northern limit of its natural distribution area. Our key hypothesis is that weather conditions are the main determinant of the masting behaviour. Given the data structure, a Zero-Inflated Log-Normal mixture distribution will be evaluated and fitted as the modelling approach for our data.

MATERIAL AND METHODS

Study area

P. caldenia woodlands thrive at the edge of the driest area of the Argentinean Pampas, across 34-36°S and 64-66°W (Fig. 1) (Anderson et al., 1970). Across its natural distribution area, the total annual precipitation varies from 450 to 620 mm, and it is concentrated in the spring and summer months (78%, from October to March). Temperature ranges from the annual isotherms of 16-18°C. The area is a well-drained plain with moderate slopes produced by wind and fluvial processes (SAyDS, 2007). Soil types are mainly poorly developed and well drained, with scarce horizon differentiation and low water holding capacity and with 1.5-3% organic matter. The area is severely affected by wind and water erosion due to its poor soil structure (Peña Zubiarte et al., 1998; Peña Zubiarte et al., 1998). Five sampling sites were located on privately-owned properties in the San Luis province, near the northern edge of the natural distribution area of calden woodlands. These lands are used for cattle ranching, and there is no active silvicultural management practices on them.

Prosopis phenology, flowering and fruiting

Prosopis species sprout at the beginning of spring (average temperature around 16 °C) and stay in leaf until autumn. The initiation of leaf production and cambium activity appears to be rather independent of rainfall (Mooney et al., 1977; Villalba, 1985). The flowers are hermaphrodite, entomophilous and they depend on pollinating insects for seed setting. Most Prosopis species produce abundant flowers at a predictable time of the year, since they bloom regardless the yearly rainfall fluctuation (Simpson et al., 1977), responding rather to photoperiod as well as the length of the growing season (Solbrig and Cantino, 1975). High variability in Prosopis fruit production has been observed (Salvo et al., 1988); close observation of native stands of Prosopis indicated that only between 0.05 and 0.25% of the flowers buds initiated fruits, and only 20-45% of the initiated fruits reached full size (Cariaga et al., 2005). Similar patterns have been observed in *Prosopis flexuosa* and *Prosopis chilensis* (Mooney et al., 1977). Flower mortality takes into accounts either inflorescence abortion and/or intra-inflorescence flower abortion Cariaga et al., 2005). Peinetti et al. (1991)



reported that for *P. caldenia* only 5×10^{-4} % of flowers reached fruit maturity, following the flower and fruit abortion patterns of the genus.

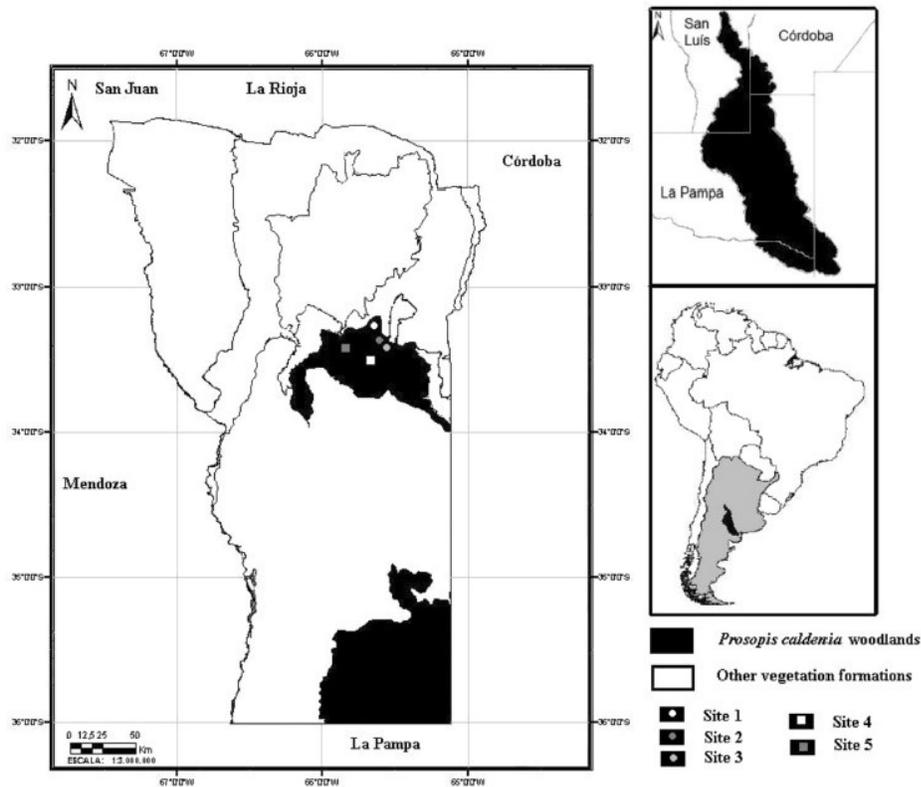


Fig. 1. Location of the sampling sites and natural distribution area of *Prosopis caldenia* in the San Luis province and in the Argentinean Pampas (based on Anderson et al., 1970).

Data

Tree data

We sampled *P. caldenia* pod production in five different sites during the months of June and July (when the ripe pods dehiscence occurred) of seven non-consecutive years (1982, 2000, 2004, 2011, 2012, 2013, 2014). A total of 400 trees were sampled, and the number of sampled trees varied among years and sites (Table 1). Only the trees of site 1 (64) were measured twice (1982 and 2000). Different trees were measured at the remaining sampling sites. At each tree, diameter at breast height (at 1.3m) in cm, diameter in the base of the stem (at 0.3 m) in cm, tree height (m), and crown area (m) were recorded (Table 2). Once a year when the dehiscence of the annual pod production occurred, four samples per tree of 1 m^2 in each cardinal point below the tree crown, (in the middle of their projection above the ground), were collected and taken to the laboratory, where they were oven dried at 80°C until they reached a constant weight. Wild animal predation or pod redistribution before sample was not taken in account. In order to evaluate the morphological variability (weight and length) a random subsample ($n = 50$) of the 2014 pod production were measured.



Climate data

The climate data of the EEA INTA Villa Mercedes meteorological station was used due to its proximity to the samples sites (40 km from the farthest site). Data was organized according to the southern hemisphere vegetative cycle, from May to April. Climate data is available at: <http://siga2.inta.gov.ar/en/datoshistoricos/>

Table 1. *P. caldenia* pod production at each sampling site and year (n= 400).

Site	Year	n	% With no pods	Mean pod mass (g m ⁻² canopy)	Max pod mass (g m ⁻² canopy)	SD pod mass (g -m ² canopy)
1	1982	64	35.91	76.34	908.67	148.08
	2000	64	100	0.00	0.00	0.00
2	2004	49	67.4	47.67	490.75	114.22
	2011	31	33.3	9.51	222.21	40.14
3	2011	26	0.00	3.21	3.20	6.23
	2012	26	16.67	10.49	137.15	26.93
	2013	25	8.34	21.85	115.63	28.59
4	2011	25	0.00	9.00	53.85	12.12
	2012	25	95.33	0.47	10.88	2.18
	2013	22	100	0.00	0.00	0.00
5	2012	25	16	29.00	104.5	32.81
	2014	18	0,00	124,28	1726.59	400.08

Table 2. Main tree level variables of the sampled trees of *Prosopis caldenia* (n= 400).

Tree attributes	Tree diameter (cm)		Height (m)	Crown		Pod yield (g m ⁻² canopy)
	Stem base	Breast height		Diameter (m)	Area (m ²)	
Maximum	133,7	96,3	14,5	18,5	265,0	1726,6
Minimum	8,3	3,2	2,6	1,2	1,2	0,0
Mean	38,9	28,9	6,7	8,0	52,0	30,2
SD	21,9	17,0	2,6	3,4	47,0	115,1



METHODS

Response and explanatory variables

Annual pod-yield per tree can be expressed either by the number of pods or by their dry weight. In our case we decided to use the weight as the response variable since it takes into account both the phenomena related to the initial processes of floral induction and pollination (determining pod numbers) and the pod growth. Furthermore, weight is a better indicator of the total amount of resources allocated to the reproductive effort than the number of pods, since it reflects the observed variability in pod length and weight. Tree pod productivity was expressed in grams per square meter of crown area (g per crown area square meter) because production per crown unit area is the most objective way to measure productivity and compare between different stands and locations (Gea-Izquierdo et al., 2006). For both variables (pod number and weight), the distribution of frequencies did not fulfil the standard normality assumption, displaying:

- Asymmetry: empirical distribution is significantly skewed towards the higher values of the variable, with a massive number of observations showing smaller values of pod production, and only a small number of trees in a few years giving very large crops and forming a long tail to the right.
- Zero inflation: the distribution displays a strong mode at zero (corresponding to null production by sampled trees), comprising 45% of the observations in the fitting data set (Table 1).
- Truncation: given the nature of the response variable, negative values are not possible. Furthermore, the hierarchical structure of the data (repeated observations from trees nested in sample plots within natural units) implies a lack of independence among observations, which prevented us from using estimation methods based on ordinary least squares minimization.

The tree size group variables; diameter at breast height, crown radio, basal areas at breast height and crown width were evaluated to explain spatial variability in pod production. The temporal variability in pod production was explained by evaluating different characteristics of the weather over the course of the study period: monthly rainfall (mm), mean, maximum and minimum temperatures ($^{\circ}\text{C}$), monthly sum of chill hours, monthly sum of effective sunlight hours, frost free period (days), monthly sum of the days with precipitation and with a mean wind velocity over 18 km h^{-1} . The last two variables were included due to the possible effect they can have on insect pollination activity. Because flower bud induction is produced the year prior to the flowering-fruiting year, weather variables from the induction year were also evaluated. Finally, due to the southern hemisphere location of the study area, the climate variables were considered according to the vegetative year from May to April, involving two different calendar years.

Modelling approach

We used zero-inflated models for our modelling approach. The explanatory covariates selection was carried out by first independently fitting a binomial regression model for the dichotomized data for fruiting occurrence and, after, fitting a log-normal model using only the non-null intensity data (weight of pods), as proposed by Heilbron (1994) and Woollons (1998). The independent fitting of these generalized linear models can be accomplished using maximum likelihood estimation methods. Information criteria such as $-2LL$ and AIC were used to define the best independent model for each component. In a subsequent step, simultaneous fitting using ZILN was carried out with



these pre-selected covariates, testing the significance level of the parameters and removing those that were non-significant. The explanatory covariates may or may not be common to both the occurrence and intensity models. We compared the three possible alternatives of additional level of random variability (site, year and tree), and then selected the best according to Akaike's Information Criterion (AIC), Bayesian Information Criterion (BIC), and minus two likelihood (-2LL). Site per year, site per tree and tree per year iteration terms were also evaluated as random sources of variability, but problems in the model convergence were detected and, thus, it was discarded. The accuracy of the selected model was checked using the fitting data set, since not more data was available. Two alternatives were evaluated to predict the pod production from a tree using the fitted model: a) a cut-off value of 0.55 was set (proportion of fruiting trees in the data set). If the value predicted by the occurrence part of the model was greater than the cut-off value, the pod production was predicted using the intensity part of the model, otherwise the predicted production was zero; b) The pod production from a tree was equal to the product of the expected probability of occurrence, as estimated using the logistic part, and the expected value of pod production estimated by the log-normal part. In this case, no zero values are predicted. Approaches (a) and (b) were compared using the fitting data set, considering the mean error (E), root mean squared error (RMSE) and modelling efficiency (EF). In the case of approach (a), specificity (rate of correctly classified non-events) and sensitivity (rate of correctly classified events) were also evaluated. All the statistical analyses were carried out with SAS/ETS 9.2 software. The independent fitting of the binomial regression model was implemented in the NLMIXED procedure, the independent fitting of log-normal model in the MIXED procedure and the simultaneously fitting of the ZILN model in the NLMIXED procedure.

RESULTS

Pod production

During the study, the annual mean tree pod yield varied from 0 to 124.18 g per crown area square meter and 45.3% of the observations were null. The difference in fruit production can be even bigger at the individual tree level; the maximum registered value for a tree in a single year was 1730 g per crown area square meter. In order to simplify the comparison among years, two trees were not considered due their high production values. The first (1982) with a pod production of 908.6, and the second (2014) with the highest production of the data set (1730 g per square meter of crown area). The percentage of nil yields per year per site varied from 0 to 100%. Table 1 shows the main fruit production statistics for all sites and years. Regarding the distribution of frequencies for observed annual values of pod production at tree level (Fig. 2), it is possible to detect a clear pattern of zero abundance and asymmetry, with pronounced right-tail behaviour indicating that the main part of the production is limited, even in good years, to a few trees. Differences in the length and size of fruits were also observed. Pod mass ranged from 6.6 to 1.6 g, with a mean of 3.3 and standard deviation (SD) of 1.0. Pod length ranged from 24 to 9.5 cm (mean 16.5, SD 3.4).

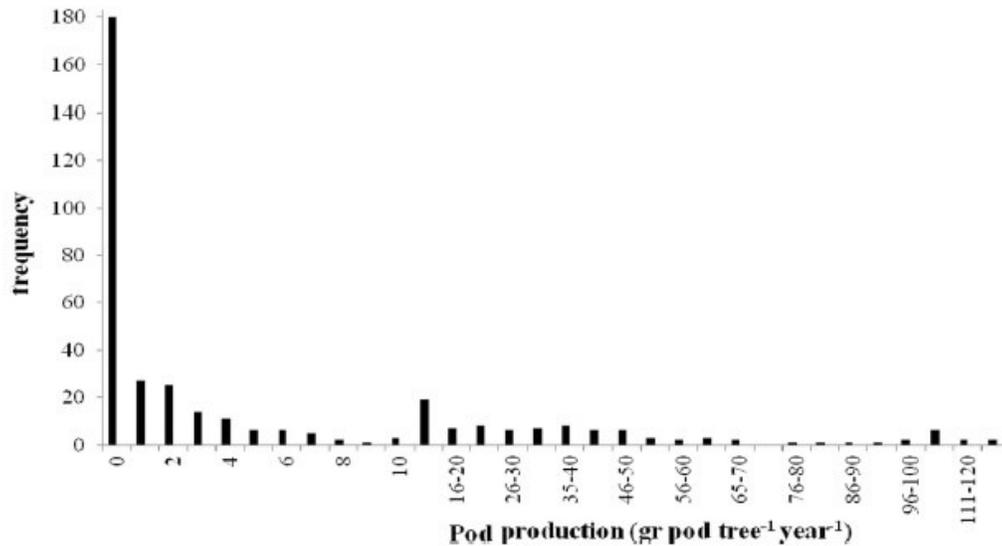


Fig. 2. Annual pod production frequency of single trees ($\text{g tree}^{-1}\text{year}^{-1}$) of *Prosopis caldenia* at the five sampling sites (all sites and years combined).

Selection of covariates and random effects

After separately fitting the logistic and the log-normal models, the following covariates were selected:

Logistic equation:

DBH: breast height diameter (cm); Pp^{-1} : is the total precipitation during the previous flowering-fruited cycle of the sampled flowering-fruited cycle (mm); mTO : is the month mean temperature of October of the sampled flowering-fruited cycle ($^{\circ}\text{C}$); mMinTS : is the lowest minimum temperature registered in the September month of the sampled flowering-fruited cycle ($^{\circ}\text{C}$); mMinTN : is the lowest minimum temperature registered in the November month of the sampled flowering-fruited cycle ($^{\circ}\text{C}$); mMaxTD : is the mean of the maximum temperatures registered in the December month of the sampled flowering-fruited cycle ($^{\circ}\text{C}$); mMinTD : is the lowest minimum temperature registered in the December month of the sampled flowering-fruited cycle ($^{\circ}\text{C}$); maxMaxTJ : is the highest maximum temperature registered in the January month of the sampled flowering-fruited cycle ($^{\circ}\text{C}$); Log-normal equation: DBH: breast height diameter (cm); CA: Crown area (m^2); PpApr : is the total precipitation registered in the month of April of the sampled flowering-fruited cycle (mm); mTO : is the month mean temperature of October of the sampled flowering-fruited cycle ($^{\circ}\text{C}$); mMinTS : is the lowest minimum temperature registered in the September month of the sampled flowering-fruited cycle ($^{\circ}\text{C}$); mMinTO : is the lowest minimum temperature registered in the October month of the sampled flowering-fruited cycle ($^{\circ}\text{C}$); mTD : is the month mean temperature of December of the sampled flowering-fruited cycle ($^{\circ}\text{C}$); maxMaxTJ : is the highest maximum temperature registered in the January month of the sampled flowering-fruited cycle ($^{\circ}\text{C}$); mTF : is the month mean temperature of February of the sampled flowering-fruited cycle ($^{\circ}\text{C}$); mTM : is the month mean temperature of March of the sampled flowering-fruited cycle ($^{\circ}\text{C}$).



Most of the covariates are related to temperature and are common to both parts of the model, indicating that the occurrence and abundance of fruiting are mainly governed by the same factors. The selected covariates were then used to fit the different alternative of the ZILN mixed model. Different alternatives of random structures (year, tree and site) were considered (Table 3). The results show that the best alternative was to consider random intercepts at the year level for both the logistic and the lognormal component of the model (showed the lowest AIC and BIC values). The random intercepts at tree and site levels were not significantly different statistically than the model without random intercepts (P values 0.0524 and 0.0229 respectively). The model does not improve its behaviour by partitioning the data according to the tree or site. Our analyses suggest that the effects of the tree and site on annual variability of *P. caldenia* pod production were not significant and that the variability of the fructification is were mainly governed by the year. The common covariate parameters in both parts of the model have the same sign, indicating that the effect of the selected variables on occurrence and abundance is similar. The results also show that temperature is the dominant factor influencing both occurrence and abundance. Total precipitation of the prior cycle influences the occurrence, and April precipitation only affects total final pod mass. The correlation coefficient between random effects in the two parts of the model was highly significant (Wald test, $P < 0.0001$) and positive (0.5612), indicating that the unobserved factors acting at the year level are also the same for both processes.

Table 3. Fitting statistics and information criteria to the different alternatives of random structures (random site, tree and year) for the ZILN mixed model.

Random level	No	Tree	Site	Year
-2LL	17,281	18,813	17,701	16,996
AIC	18,342	18,547	16,904	16,403
BIC	18,221	17,947	17,041	16,637
P<LRT	-	0,0524	0,0229	0,0004

-2LL: minus 2 logarithm of likelihood function; AIC: Akaike's Information Criterion; BIC: Bayesian Information Criterion; R²-adj: adjusted R square coefficient; p < LRT: indicates the probability for a likelihood ratio test among evaluated alternatives with the alternative not including random components.

Model evaluation

Approach (a) with a fixed cut-off, tended to underestimate the average value, leading to biased estimates, approach (b) instead showed better statistical parameters, leading to unbiased estimates with smaller RMSE and larger EF, but also underestimate the average value. The capacity for correctly classifying the observations as events or non-events approach (a) correctly classifies 67.5% of the non-events (trees with null production), in the case of the sensitivity (percentage of events correctly classified) approach (a) correctly classified the 59% of the data set. As approach (b) is not capable of estimating a null production, no values were obtained for specificity or sensitivity.



DISCUSSION

Most *Prosopis* species produce an abundance of flowers at a predictable time of the year, since they bloom regardless of yearly rainfall fluctuation (Simpson et al., 1977), responding, on the other hand, to photoperiod and to the length of the growing season (Solbrig and Cantino, 1975). Despite the predictability of blooming, high variability in fruit production of *P. caldenia* and other *Prosopis* has been observed (Salvo et al., 1988; Peinetti et al., 1991; Privitello et al., 2001; Cariaga et al., 2005). Resource limitation, the time of rainfall, frost and wind occurrence, and soil water content have rates (Solbrig and Cantino, 1975; Cariaga et al., 2005). The absence of an adequate pollinator system, and predation by bruchids (Coleoptera) might be among the ecological causes (Simpson et al., 1977; Toro et al., 1993). According to our data, climatic factors are the main determinants of the calden masting behaviour at the northern limit of its natural distribution. Evidence of weather control over fruit production has mainly been identified in less productive and resource limiting environments (Sarker et al., 2003), such as those associated with Mediterranean forests, indicating that a lack of water, light or adequate temperatures at crucial stages influences reproductive success (Calama et al., 2011).

The proposed final model structure incorporates 25 parameters, including four variance components, two intercepts for both the logistic and the log-normal parts of the model and nineteen parameters associated with fixed effects (nine in the logistic part and ten in the log-normal part). Diameter at breast height was only included in the logistic part of the model because data on tree age was unavailable. Diameter could be used as a proxy for age, a factor that determines the absence of pod formation in reproductively immature young trees. Although 45% of the observations in our data set were zeros, only 17% of the sampled trees had a diameter at breast high <13 cm. According to Privitello et al. (2001), a 13 cm DBH (in our sampling site area) corresponds to a calden tree approximately 20-25 years old. *Prosopis* peak pod production occurs at 15-20 years of age (Sawal et al., 2004), which suggest that the presence or absence of pods is more dependent on other factors, such as climate, than on "switching on/off" processes like tree maturity. The weather covariates entering in the model accord closely with the main phenological stages of the flowering-fruiting processes described for the species by Peinetti et al. (1991), such as bud break (temperatures in September, October and November), flowering (temperatures in November and December), fruiting (temperatures in December and January) and fruit shedding (temperatures in March as well as April precipitation). Even though calden fruits always come from flower buds formed during the previous season (Peinetti et al., 1991), only total precipitation of the prior vegetative cycle was statistical significant and included in the model. The amount of precipitation in the last month of fruit shedding (April) was also included but only affects the final weight of pod production. Eleven of the fifteen selected covariates were temperature related. Our results suggest that calden fruit occurrence and production are mainly governed by temperature and not by precipitation, even though precipitation does have an effect, as would be expected in a semiarid environment (Cariaga et al., 2005). The independence of the flowering-fruiting process observed in our data could be explained by the access the trees in the sampling sites had to the underground water table. *Prosopis* trees and shrubs typically develop an extensive dimorphic root system with a vertical tap root several meters long which gives them access to deep soil water (Jobbágy et al., 2011).



The *Prosopis* root system characteristics could lead to a relatively high and seasonally stable predawn water potentials (Nilsen et al., 1984), higher transpiration and photosynthesis rates than shallow-rooted associated species (Nilsen et al., 1984), and higher net primary productivity than that which was predicted by precipitation (Sharifi et al., 1982). In the five sampling sites, the ground water table was not deeper than 15 m (data not shown). In the sampling area the water table has risen over the past 40 years with an average rate of increase at 0.15 m year⁻¹ and total elevation increments reaching up to 10 m in 35 years (Contreras et al., 2013). In one of the sampling sites, stable oxygen isotopes (O¹⁸) in ring wood and underground water were analyzed and the use of this source of water by the trees was proved (data not showed). Felker et al. (1984) suggested that for *Prosopis* species, a sustained temperature threshold requirement exists in order for pollen shed to attract bees. They observed that if the hot weather ceased before the flowers are in full blossom, little bee activity is observed on the flowers, and few pods are observed in the *Prosopis vetulina* trees. This phenomenon is well documented for pines (Boyer, 1978). Without pollen shed and bees, insect-pollinated, self incompatible plants such as *Prosopis* seriously reduced its fruit production (Felker et al., 1984).

According to our data, climate has a strong influence on the flowering-fruiting *P. caldenia* process and on the inter-annual variability of the final pod production at tree level. However, we must also take into account that our data set has limitations. The moderate length of data series (7 years), the lack of continuity (only the last four years were consecutive), the trees have had access to the groundwater (which could mask the climate signal), and we only had one set of production data from each tree (only 16% of our trees were sampled twice). Thus, evaluating the existence of a fixed cyclic pattern of annual pod production was not possible. Nevertheless, our pod production results are a significant improvement on the correlation and multiple regression models presented by Privittello et al. (2001). The use of zero-inflated models allows a more accurate estimation of zero events (Welsh et al., 1996) and the consideration of fruiting as two different processes (presence/abundance), even assuming different distributional assumptions for events and non-events (Fortin and DeBlois, 2007). Finally, zero inflated modeling allows a simultaneous and correlated estimation of the parameters explaining both processes (Calama et al., 2011). It also prevents us from violating basic statistical assumptions derived from zero abundance, non-normality and inherent correlation among observations, factors which have been identified as the main impediments to modelling annual fruit production (Calama et al., 2008). Both of our modelling approaches allowed us to accurately predict pod production at the tree level.

Weather is not the only controlling factor over the masting behaviour of *P. caldenia*. A deeper analysis is needed that includes; a) physiological factors (e.g., hormonal inhibitions caused by the ripening seeds (Lee, 1979)), b) intraspecific genetic variability. Extrapolation of *Prosopis* pod production data from one "natural stand" to another would be extremely difficult, even under similar climatic and moisture conditions because of the genetic variability in *Prosopis*; Felker et al. (1984), c) dendrochronological analysis for evaluating the resource depletion theory whereby the demands on resources to support a normal crop the following year, d) the incorporation of stand attributes to take into account spatial variability such as stem density, stand age and site index, and e) predation by bruchid beetles (Vir, 1996).



CONCLUSIONS

Climate is the main factor that influences the flowering-fruiting process of *P. caldenia* and the inter-annual variability of the final pod production at the tree level on the northern limit of its natural distribution. Temperatures in the months of bud break, flowering and fruit shedding, together with precipitation from the final month of fruit shedding and the total amount of the prior vegetative cycle, are the main weather covariates that affect the processes. Zero-inflated models allow us to take into consideration the idiosyncrasies of data from plant flowering-fruiting studies without violating standard assumptions or using data transformation. Our statistical approach allows an accurate prediction of *P. caldenia* annual pod production, which will enable forest managers to carry out annual planning activities such as predicting the amount of pods to include in their livestock management plan or estimating the crops which can be expected under different climatic scenarios.

REFERENCES

- Anadon, J.D., Sala, O.E., Turner, B.L., Bennett, E.M., 2014. Effect of woody plant encroachment on livestock production in North and South America. In: Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 111. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1320585111>.
- Anderson, D.L., Del Aguila, J.A., Bernardon, A.E., 1970. Las formaciones vegetales en la provincia de San Luis. RIA, Serie 2, vol. VII, pp. 153-183. N°3.
- Andrada, A., Tellería, M.C., 2007. Pollen collected by honey bees (*Apis mellifera* L.) from south of Calden district (Argentina): botanical origin and protein content. *Grana* 44, 115-122.
- Burkart, A., 1952. Las Leguminosas Argentinas Silvestres Y Cultivadas. Acme Agency.
- Calama, R., Mutke, S., Gordo, J., Montero, G., 2008. An empirical ecological-type model for predicting Stone pine (*Pinus pinea* L.) cone production in the Northern Plateau (Spain). *For. Ecol. Manag.* 255, 660-673.
- Calama, R., Mutke, S., Tome, J., Gordo, J., Montero, G., Tome, M., 2011. Modelling spatial and temporal variability in a zero-inflated variables: the case of stone pine (*Pinus pinea* L.) cone production. *Ecol. Model.* 222, 606-618.
- Cariaga, R.E., Aguero, P.R., Ravett, D.A., Vilela, A.E., 2005. Differences in production and mortality of reproductive structures in two *Prosopis* L. (Mimosaceae) shrub species from Patagonia, Argentina. *J. Arid Environ.* 63, 696-705.
- Contreras, S., Santoni, C., Jobbágy, E., 2013. Abrupt watercourse formation in a semiarid sedimentary landscape of central Argentina: the roles of forest clearing, rainfall variability and seismic activity. *Ecohydrology* 6, 794-805.
- Dussart, E., Lerner, P., Peinetti, R., 1998. Long-term dynamics of 2 populations of *Prosopis caldenia* Burkart. *J. Rangel. Manag.* 51, 985-991.
- Espelta, J.M., Cortes, P., Molowny-Horas, R., Sanchez-Humanes, B., Retana, J., 2008. Masting mediated by summer drought reduces acorn predation in Mediterranean oak forest. *Ecology* 89, 805-817.
- Felker, P., Clark, P., Osborn, J., Cannel, G.H., 1984. *Prosopis* pod production comparison of north American, south American, Hawaiian and African germplasm in young plantations. *Econ. Bot.* 38, 36e51.
- Fortin, M., DeBlois, J., 2007. Modelling tree recruitment with zero-inflated models: the example of hardwood stands in Southern Quebec. *For. Sci.* 53, 529-539.
- Gea-Izquierdo, G., Cañellas, I., Montero, G., 2006. Acorn production in Spanish holm oak woodlands. *Investig. Agrar. Sist. Recur. For.* 15, 339-354.
- Genise, J., Palacios, R.A., Hoc, P., Carrizo, R., Moffat, L., Mom, M.P., Agullo, M.A., Picca, P., Torregrosa, S., 1990. Observaciones sobre la biología floral de *Prosopis* (Leguminosae, Mimosoidae) II. Fases florales y visitantes en el Distrito Chaqueño Serrano. *Darwiniana* 30, 71-85.
- Han, Q., Kabeya, D., Iio, A., Kakubari, Y., 2008. Masting in *Fagus crenata* and its influence on the nitrogen content and dry mass of Winter buds. *Tree Physiol.* 28, 1269-1276.
- Heilbron, D., 1994. Zero-altered and other regression models for count data with added zeros. *Biom. J.* 36, 531e547.



- Jobbágy, E., Nosetto, M., Villagra, P., Jackson, R., 2011. Water subsidies from mountains to desert: their role in sustaining groundwater-fed oases in a Sandy landscape. *Ecol. Appl.* 21, 678-694.
- Kelly, D., Koenig, W.D., Liebhold, A.M., 2008. An intercontinental comparison of the dynamic behavior of mast seeding communities. *Popul. Ecol.* 50, 329-342.
- Lee, K.J., 1979. Factors Affecting Cone Initiation in Pines: a Review. Research Report 15. Institute of Forest Genetics, Soweon (Korea).
- Menvielle, E.E., Hernandez, O.A., 1985. El valor nutritivo de las vainas de caldén (*Prosopis caldenia* Burk.) *Rev. Arg. Prod. Anim.* 5, 433-439. Nº 7-8.
- Mooney, H.A., Simpson, B.B., Solbrig, O.T., 1977. Phenology, morphology, physiology. In: Simpson, B.B. (Ed.), *Mesquite. Its Biology in Two Desert Scrub Ecosystems.* U.S./IBP Synthesis Series 4. Hutchinson & Ross, Dowden, pp. 26-43.
- Negi, A.S., Negi, G.C.S., Singh, S.P., 1996. Establishment and growth of *Quercus floribunda* seedlings after a mast year. *J. Veg. Sci.* 7, 559-799.
- Nilsen, E.T., Sharifi, M.R., Rundel, P.W., 1984. Comparative water relations of phreatophytes in the Sonoran Desert of California. *Ecology* 65, 767-776.
- Ostfeld, R., Keasing, F., 2000. Pulsed resources and community dynamics of consumers in terrestrial ecosystems. *Tree* 15, 232-237.
- Peinetti, R., Martinez, O., Balboa, O., 1991. Intraspecific variability in vegetative and reproductive growth of a *Prosopis caldenia* Burkart population in Argentina. *J. Arid Environ.* 21, 37-44.
- Peña Zubiarte, C.A., Anderson, D.L., Demmi, M.A., Saenz, J.L., D' Hiriart, A., 1998. Carta de suelos y vegetación de la provincia de San Luis. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación. INTA and Gob. de la prov. de San Luis, p. 115.
- Privitello, L., Gabutti, E., 1988. Producción de vainas de calden (*Prosopis caldenia* BURKART) y análisis de la calidad forrajera. VI congreso forestal argentino. Tomo I. Santiago del Estero, Argentina, pp. 169-171.
- Privitello, L., Gabutti, E., Leporati, J., 2001. Chachas de calden. Factores ambientales que afectan su producción. Actas la XVII reunion la Asoc. Latinoam. Prod. Anim. 47 (La Habana. Cuba).
- Salvo, B., Botti, C., Pinto, M., 1988. Flower induction and differentiation in *Prosopis chilensis* (Mol.) Stuntz and their relationship with alternate fruit bearing. In: Habitat, M.A. (Ed.), *The Current State of Knowledge of Prosopis Juliflora.* FAO, Rome, pp. 269-275.
- Sarker, A., Erskine, W., Singh, M., 2003. Regression models for lentil seed and straw yields in Near East. *Agric. For. Meteorol.* 116, 61-72.
- Sawal, R.K., Ratan, R., Yadav, S., 2004. Mesquite (*Prosopis juliflora*) pods as a feed resource for livestock: a review. *Asian Australas. J. Anim. Sci.* 17, 719-725.
- Scarascia-Mugnozza, G., Oswald, H., Piussi, P., Radoglou, K., 2000. Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *For. Ecology Manag.* 132, 97-109.
- Secretaría de ambiente y desarrollo sustentable de la Nación, 2007. Informe Regional Espinal. Segunda Etapa. ANEXO I. Estado de Conservación del Distrito Calden.
- Sharifi, M.R., Nilsen, E.T., Rundel, P.W., 1982. Biomass and net primary production of *Prosopis glandulosa* (Fabaceae) in the Sonoran desert of California. *Am. J. Bot.* 69, 760-767.
- Simpson, B.B., Neff, J.L., Moldenke, A.R., 1977. *Prosopis* flowers as a resource. In: Simpson, B.B. (Ed.), *Mesquite. Its Biology in Two Desert Scrub Ecosystems.* US/ IBP Synthesis Series 4. Hutchinson & Ross, Dowden, pp. 84-105.
- Solbrig, O.T., Cantino, P.D., 1975. Reproductive adaptations in *Prosopis* (Leguminosae, Mimosoideae). *J. Arnold Arbor.* 56, 185-210.
- Thomas, P.A., Packham, J.R., 2007. *Ecology of Woodlands and Forest.* Cambridge University Press, Cambridge.
- Toro, H., Chiappa, E., Covarrubias, R., Villaseñor, R., 1993. Interrelaciones de polinización en zonas áridas de Chile. *Acta Entomol. Chil.* 18, 20-29.
- Villalba, R., 1985. Xylem structure and cambial activity in *Prosopis flexuosa* D.C. *IAWA Bull. N. S.* 6, 119-130.
- Vir, S., 1996. Bruchid infestation of leguminous trees in the Thar desert. *Trop. Sci.* 36, 11-13.
- Welsh, A.H., Cunningham, R.B., Donnelly, C.F., Lindenmayer, D.B., 1996. Modelling the abundance of rare species: statistical models for counts with extra zeros. *Ecol. Model.* 88, 297-308.
- Woollons, R.C., 1998. Even-aged stand mortality estimation through a two-step regression process. *For. Ecol. Manag.* 105, 189-195.



PRODUCTIVIDAD PRIMARIA NETA DEL PASTIZAL NATURAL CON DIFERENTES TIEMPOS DE PASTOREO ROTATIVO EN BOSQUES NATIVOS DEL ESPINAL ARGENTINO

NET PRIMARY PRODUCTIVITY OF RANGELANDS WITH DIFFERENT TIMES OF ROTARY GRAZING IN NATIVE FORESTS OF THE ARGENTINE ESPINAL

Sabattini, Julián A. (1); Rafael A. Sabattini (1); Lucas Sandoval (2); Juan Carlos Cian (1); Iván A. Sabattini (1)

⁽¹⁾ Cátedra Ecología de los Sistemas Agropecuarios, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos, Oro Verde, Argentina.

⁽²⁾ Área Natural Protegida Reserva de Usos Múltiples Estancia "El Carayá", Feliciano, Argentina.

Dirección de contacto: juliansabattini@hotmail.com, juliansabattini@fca.uner.edu.ar; Ruta 11 km 10,5 (3100) Oro Verde, Entre Ríos, Argentina

Resumen

En el centro-norte de la provincia de Entre Ríos se realiza ganadería de cría bovina, siendo el pastizal natural de los bosques nativos la principal componente forrajera. La falta de manejo del pastoreo rotativo ha conducido a un proceso de pérdida de calidad en los pastizales. En este sentido, el objetivo del trabajo consistió en evaluar la respuesta de la productividad primaria neta del pastizal natural sometido a diferentes tiempos de descanso del pastoreo en dos condiciones de bosques nativos del Espinal Mesopotámico. El estudio se realizó en el Área Natural Protegida Reserva de Usos Múltiples Estancia "El Carayá" ubicada en Entre Ríos, Argentina. Se realizó en Agosto de 2014 una clausura de 250 m² con alambrado eléctrico suspendido en dos lotes, donde se realizó una simulación de pastoreo rotativo con diferente tiempo de descanso del pastizal natural: 75, 150 y 225 días. Se realizaron 5 evaluaciones *in situ* cuantificando la cobertura vegetal de forrajeras, *E. horridum*, otras especies no forrajera y suelo desnudo; y además la biomasa vegetal de forrajeras. Posteriormente se analizó la información con métodos estadísticos no paramétricos. El sistema de pastoreo rotativo con períodos de descanso inferior a 75 días presentó mayor productividad primaria anual promedio (5.854 kg MS.ha⁻¹.año⁻¹) respecto a descansos superiores a 150 días y 225 días (4.598 y 3.523 kg MS.ha⁻¹.año⁻¹, respectivamente). En términos generales es posible afirmar que al aumentar la frecuencia de pastoreo en un pastizal natural con tiempos descanso entre 60 y 75 días, se alcanzan valores de productividad primaria más elevados en diferentes tipos de bosques nativos del Espinal Mesopotámico, respecto a tiempos de descansos prolongados (mayores a 150 días). Si bien existe una respuesta compensatoria al corte por parte del ganado se desconoce si el efecto se mantiene a largo plazo.

Palabras clave: planta-herbívoro; competencia; presión de pastoreo; producción ganadera

Abstract

In the center-north of the province of Entre Ríos, livestock is carried out, with the rangelands of native forests being the main forage component. The lack of management of rotational grazing has led to a process of loss of quality in pastures. The aim of the work consisted in evaluating the response of net primary productivity of rangelands subjected to different resting times of grazing in two conditions of native forests of the Mesopotamian Espinal. The study was carried out in the Protected Natural Area Reserve of Multiple Uses Estancia "El Carayá" located in Entre Ríos, Argentina. A closure of 250 m² was carried out in August 2014 with electrical wiring suspended in two lots, where a simulation of rotating grazing was carried out with different resting time of the natural pasture: 75, 150 and 225 days. Five evaluations were carried out



quantifying the forage vegetation cover, *E. horridum*, other non-forage species and bare soil; and also the forage vegetable biomass. Subsequently, the information was analyzed with nonparametric statistical methods. The rotating grazing system with rest periods of less than 75 days had higher average annual primary productivity ($5.854 \text{ kg DM.ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) with respect to breaks longer than 150 days and 225 days (4.598 and $3.523 \text{ kg DM.ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, respectively). In general terms it is possible to affirm that increasing the frequency of grazing in a natural grassland with resting times between 60 and 75 days, higher primary productivity values are reached in different types of native forests of the Mesopotamian Espinal, with respect to long resting times (greater than 150 days). Although there is a compensatory response to the cut by cattle it is unknown if the effect is maintained in the long term.

Keywords: plant-herbivore; competition; grazing pressure; livestock production

INTRODUCCIÓN

A nivel global los pastizales, matorrales, bosques y sabanas, son biomas utilizados para el pastoreo vacuno dado que ocupan el 50% de la superficie terrestre (Bailey y Ropes, 1998). Los bosques nativos particularmente representan el 30% (FAO, 2007) de esa superficie, y se encuentran en disminución en las últimas décadas (Hansen *et al.*, 2013). Estos biomas, proporcionan un 30 a 35% de la productividad primaria neta terrestre sustentado gran parte de la producción ganadera mundial (Safriel y Adeelm, 2005; Reynolds, 2007) y además, brindan servicios ecosistémicos como secuestro de carbono, mantenimiento y conservación de la diversidad genética, entre otros (Anadón *et al.*, 2014). En este sentido, América del Sur sufrió la mayor pérdida de bosques nativos estimada en cuatro millones de hectáreas durante el período 2000 a 2005 (FAO, 2007). La Argentina no escapa a este fenómeno, estimando una pérdida de las dos terceras partes del patrimonio forestal debido al avance de la agricultura (Cozzo, 1979; FAO, 2009). El aumento de la cobertura de especies leñosas nativas y exóticas sobre estos sistemas naturales trae acompañado un reemplazo de las especies herbáceas y una disminución de la accesibilidad y de la oferta forrajera para el ganado bovino (Archer, 1990; Moleele *et al.*, 2002; Graz, 2008; Tighe *et al.*, 2009).

En gran parte de los agro-ecosistemas del centro-norte de Entre Ríos la ganadería de cría bovina sobre pastizales naturales, es una actividad agropecuaria destacada. Esta región ha sido considerada como marginal durante varios años, destinándose básicamente a actividades agropecuarias de baja rentabilidad, con mínimos niveles tecnológicos aplicados (Sabattini *et al.*, 1999). La estabilidad de los ecosistemas está directamente relacionada con un alto valor de biodiversidad (Tilman *et al.*, 2006), característica que disminuye por efecto antrópico sobre los pastizales naturales del mundo (Helm *et al.*, 2009). La ocurrencia de un disturbio en una comunidad vegetal comprende la eliminación parcial o total de la biomasa (Grime, 1977) a causa, entre otras acciones, del sobrepastoreo intensivo de bovinos (Hobbs y Huenneke, 1992; Holmgren, 2002; Zimdahl, 2004; Parker *et al.*, 2006), dado que pueden superar el nivel adaptativo alcanzado por la comunidad vegetal. Por otro lado, el pastoreo con baja carga animal y sin descanso, combinado con otros factores estresantes como sequía y fuego, afecta drásticamente las características de los ecosistemas pastoriles (Deregibus, 1998). La composición de especies del pastizal condiciona su potencial como recurso forrajero he incide directamente en la productividad, por ejemplo a través del reemplazo de especies palatables por malezas de menor o ningún valor forrajero (De León, 2004). El sobrepastoreo, el subpastoreo, el fuego y la tala del bosque han sido responsables de la degradación de los pastizales entrerrianos, favoreciendo el desarrollo de especies invasoras de baja



calidad forrajera (Landi y Galli, 1984). En este sentido, la clave del manejo del pastizal natural se basa en el conocimiento de los beneficios y limitaciones del recurso forrajero (Martín, 2004).

El pastoreo es uno de los factores bióticos más importantes en sistemas de pastizal. Un completo entendimiento de las respuestas de la vegetación a la herbivoría incluye procesos desde el nivel individual al de ecosistemas (McNaughton 1985). La falta de manejo del pastoreo rotativo en sistemas silvopastoriles, ha conducido a un proceso de pérdida de calidad en los pastizales, siendo tema de constantes ensayos e investigaciones de distintas provincias argentinas como Santa Fe, Formosa y Chaco (Salvador *et al.*, 2006; Blasco y Astrada, 2006). La presencia o incorporación de herbívoros representa un importante componente en los planes de manejo para la mantención y restauración de la diversidad, particularmente en pastizales naturales (Olf y Ritchie, 1998). Sin embargo, la diversidad de especies no siempre es incrementada por el pastoreo y depende, del tipo de herbívoros, de su intensidad (Milchunas y Lauenroth, 1993), de la escala espacial (Hobbs y Huenneke, 1992), y temporal considerada (Anderson y Briske, 1995) y de las condiciones del suelo y el clima (Milchunas *et al.*, 1988; Hobbs y Huenneke, 1992), entre otros. Estudios efectuados en bosques nativos de Entre Ríos analizaron los efectos de distintas alternativas de manejo de carga animal sobre estos agro-ecosistemas y registraron aumento de superficie accesible al pastoreo e, incremento de la productividad del pastizal al implementar sistemas de pastoreo adecuados (Sabattini *et al.*, 2014). A nivel individual, McNaughton (1979) considera que el crecimiento compensatorio constituye una respuesta indirecta a la defoliación parcial, la cual puede aumentar la tasa fotosintética por unidad de área foliar remanente, al aumentar la demanda de fotosintatos en los meristemas no dañados. Sin embargo, las plantas responden como un todo a un complejo de factores ambientales, de los cuales la herbivoría es sólo uno (McNaughton 1979), que depende de la interacción de múltiples factores tales como la presencia o ausencia de plantas vecinas, la disponibilidad de nutrientes y agua en el suelo, el grado de defoliación y la longitud de tiempo que una planta tiene para recomponerse luego de un evento de pastoreo (Maschinski y Whitham 1989, Georgiadis *et al.*, 1989, Oesterheld y McNaughton 1991).

El objetivo de la investigación consistió en evaluar la respuesta de la productividad primaria neta del pastizal natural sometido a diferentes tiempos de descanso del pastoreo en dos condiciones de bosques nativos del Espinal Mesopotámico. El mismo se basa en la hipótesis de que al aumentar la frecuencia de pastoreo se obtienen mayores tasas de crecimiento del pastizal natural.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el Área Natural Protegida Reserva de Usos Múltiples Estancia "El Carayá" (ANP-Carayá) ubicada en el centro-norte de Entre Ríos, Argentina (30°37'43.86" LS - 58°48'38.14"LO). La región corresponde al clima templado húmedo de llanura, siendo la temperatura media anual de 18,9°C (Plan Mapa de Suelos Provincia de Entre Ríos, 1986, Rojas y Saluso, 1987). La precipitación media anual es de 1.300 mm, concentradas entre los meses de Octubre y Marzo. Los suelos están ubicados topográficamente en zonas planas a muy suavemente onduladas con pendientes inferiores al 1%, imperfectamente drenados y después de las lluvias mantienen exceso de agua en superficie (Sabattini *et al.*, 2015). Presentan un epipedón de poco espesor de textura limosa, seguido de un horizonte impermeable y dificultad para la penetración de



las raíces, de textura franca-arcillo-limosa. No presentan peligro de erosión hídrica, pero el exceso periódico de agua en superficie y las características físico-químicas adversas, reducen su aptitud y capacidad productiva (Plan Mapa de Suelos Provincia de Entre Ríos, 1986). El área de estudio presenta como suelo dominante a la Asociación Serie Arroyo Quebracho y Serie Garat correspondientes a la Serie Arroyo Quebracho (Ocracualfe vértico) y la Serie Garat (Arguacuoles vérticos), con dominancia de las características de Arroyo Quebracho. En esta unidad cartográfica se evaluaron contenidos de fósforo ligeramente más altos respecto al resto de la región, como también muy provistos de materia orgánica coincidente con alta cobertura de la vegetación, fundamentalmente de arbustivas (Sabattini *et al.*, 2015).

Fitogeográficamente, el área de estudio corresponde a la provincia Espinal (Cabrera, 1976), caracterizada por bosques xerófilos dominados por *Prosopis nigra* Griseb., *P. affinis* Spreng. y *Vachellia caven* Molina. Los bosques nativos son heterogéneos por la fisonomía y estructura del estrato arbóreo, y por el desarrollo del estrato arbustivo, a causa de la diversidad en los suelos y la profusa hidrográfica que surca la región. En general, el estado actual de estos ecosistemas se caracteriza por estar en etapas intermedias de la sucesión en las que mejora la diversidad, pero aún no se estabiliza (Sabattini *et al.*, 1999). Estudios realizados en ANP-Carayá indican la presencia de *Celtis ehrenbergiana* Gillies ex Planch., *Geofroea decorticans* (Gill. ex Hook. & Arn.) Burkart, *Eugenia cisplatensis* Cambess. y *Parkinsonia aculeata* L., como especies acompañantes del estrato arbóreo, como también de numerosos individuos juveniles de *V. caven* y *P. affinis* secos y muertos en pie. En general, son bosques nativos cerrados, porque la cobertura de arbustivas se encuentra entre el 32,5% y 62,5%, siendo la especie dominante el *Baccharis punctulata* L., acompañada de *Eupatorium buniifolium* Hook. & Arn., *E. laevigatum* Lam. y *Aloysia grattisima* (Gillies & Hook. ex Hook.) Tronc. El pastizal presenta dominancia con especies de los géneros *Nassella* E.Desv., *Bothriochloa* Kuntze, *Chloris* Sw. y *Paspalum* L., muy palatables, de buen porte y vigor ante el pastoreo de ganado bovino (Sabattini *et al.*, 2015).

El Lote 4 en el que se realizó el estudio, responde a un bosque nativo sucesional bajo y cerrado con parches de bosques vírgenes altos y abiertos de *Prosopis nigra*, en donde los suelos son muy aptos para el desarrollo de especies del pastizal, alcanzando receptividades ganaderas superiores a 0,60 EV.ha⁻¹.año⁻¹. En cambio el Lote 51, presenta rasgos de un bosque nativo virgen alto y cerrado por numerosos individuos de árboles y arbustos, de menor aptitud ganadera (0,30 EV.ha⁻¹.año⁻¹) por su ubicación topográfica en sectores planos y altos dentro del paisaje subnormal de pendientes largas y suaves (Sabattini *et al.*, 1999; Sabattini *et al.*, 2015). Ambos Lotes se utilizan con pastoreo continuo y carga variable, teniendo en cuenta la oferta forrajera disponible.

En el Lote 4 Sureste A y Lote 51 se realizó el 16/08/2014 una clausura de 250 m² con alambrado eléctrico suspendido y se subdividió en seis subparcelas rectangulares de 4 metros de ancho por 8 metros de largo, donde se realizó una simulación de pastoreo rotativo con diferente tiempo de descanso del pastizal natural: 75, 150 y 225 días. El corte se realizó en forma manual, utilizando tijeras y moto guadaña, dejando en pie especies no consumidas por el animal. Se realizaron 5 relevamientos *in situ*: 16/08, 14/10/2014; 04/01, 13/03 y 03/06/2015 para evaluar cobertura vegetal y biomasa vegetal de especies forrajeras. La cobertura vegetal se determinó con el método de intercepción de la línea de Canfield (Matteuci y Colma, 1982), considerando las siguientes fracciones: forrajeras (especies herbáceas monocotiledóneas, dicotiledóneas y Ciperáceas



palatables); *E. horridum*, otras especies herbáceas no forrajeras (ONF) y suelo desnudo. Para las mediciones se utilizaron transectas fijas de 10 metros dentro de cada parcela en cada tratamiento.

La biomasa se midió por medio de corte de las especies forrajeras a 5 cm del suelo, tomando un área de 0,25 m², con seis repeticiones por tratamiento y fecha de evaluación. El material verde se pesó con una balanza portátil de un decimal de precisión y luego se realizó el secado en estufa a 80°C durante 48 hs. Posteriormente se pesó el material seco para cuantificar la producción de biomasa vegetal en kg MS.ha⁻¹ y la productividad primaria anual se estimó por medio de la sumatoria de incrementos positivos de biomasa.

Los datos se analizaron con la Prueba de Kruskal-Wallis ($\alpha < 0,05$), dado que no cumplían con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas de Shapiro-Wilks (Productividad: $W=0,92$ y $p=0,0061$; Cobertura Vegetal: $W=0,89$ y $p=0,0007$). Se analizó cada factor por separado con el software Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2012).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En ambos sitios se observaron diferencias significativas para los tres tratamientos de tiempos de descanso (Figura 1). El sistema de pastoreo rotativo con períodos de descanso inferior a 75 días presentó mayor productividad primaria neta anual (5.854 ± 684 kg MS.ha⁻¹.año⁻¹) respecto a descansos de 150 días y 225 días (4.598 ± 856 y 3.523 ± 811 kg MS.ha⁻¹.año⁻¹, respectivamente). Este comportamiento explicarse porque, a intervalos cortos de descanso con pastoreos intensivos (5 cm de altura), es posible maximizar la tasa de crecimiento de la comunidad, mientras que, al aumentar el tiempo de descanso, una gran proporción de las plantas comenzarían su estado de senescencia afectando negativamente la productividad (McNaughton, 1985). Resultados similares fueron obtenidos en el ANP-Carayá durante el período 2002-2003, donde se implementó un sistema de pastoreo rotativo con alta carga animal y se estableció que el tiempo de descanso óptimo entre pastoreos oscilaba entre 80 a 90 días (Sabattini *et al.*, 2003).

Por otro lado, la productividad primaria neta del pastizal natural en el sitio de bosque nativo virgen alto y cerrado (Lote 51) fue significativamente mayor respecto al sitio de bosque nativo sucesional bajo y cerrado (Lote 4) cuando el tiempo de descanso fue menor a 75 días (Figura 2). Sin embargo, la productividad anual a partir de 150 días de descanso, no difirió significativamente. Esta respuesta puede atribuirse a la posición dentro de la sucesión vegetal del ecosistema, dado que los componentes estructurales, florísticos y fisonómicos se encuentran estabilizados respecto al bosque sucesional (Sabattini *et al.*, 1999). Además, el sitio de bosque virgen (Lote 51) estuvo sometido anteriormente a pastoreo continuo mixto de bovinos y ovinos con alta presión de pastoreo durante un tiempo prolongado. En estos casos, la implementación del descanso al pastoreo, independientemente del tiempo, permite la recuperación del vigor en la comunidad vegetal, la semillazón y diseminación de las especies más pastoreadas durante el otoño y primavera según el ciclo fenológico (Sabattini *et al.*, 2014).

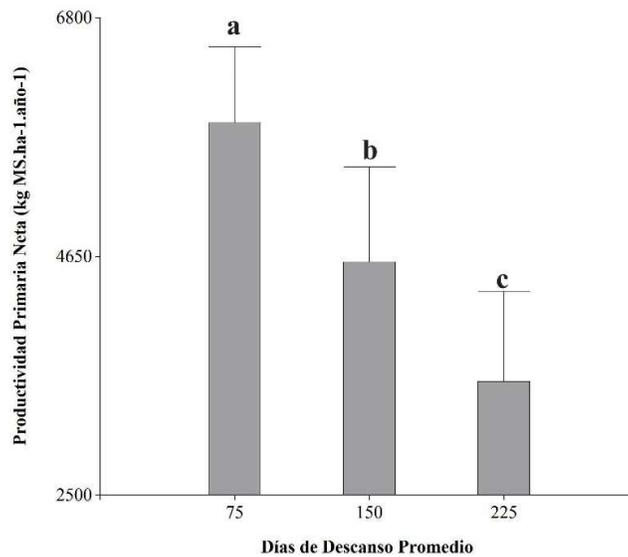


Figura 1. Productividad primaria neta del pastizal natural con diferentes tiempos de descanso al pastoreo bovino. Test Kruskal-Wallis ($H=22,10$; $p<0,0001$). $n=90$. Medias con una letra común no son significativamente diferentes entre tratamientos.

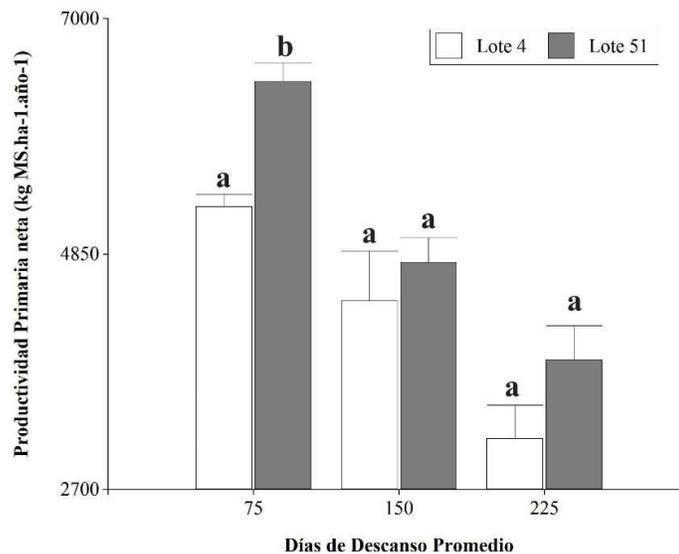


Figura 2. Productividad primaria anual promedio del pastizal natural con diferentes tiempos de descanso al pastoreo bovino en dos bosques nativos del ANP-Carayá. Test Kruskal-Wallis (75 días $H=8,31$ y $p=0,0022$; 150 días $H=0,64$ y $p=0,4848$; y 225 días $H=1,64$ y $p=0,2403$). $n=90$. Medias con una letra común no son significativamente diferentes dentro del tratamiento.

Estimando la capacidad de carga y la productividad secundaria a partir de la oferta forrajera, el sistema de pastoreo rotativo con descansos de 75 días permitiría obtener una productividad secundaria de 115 y 70 kg carne.ha⁻¹.año⁻¹ en el Lote 4 y 51, respectivamente. En cambio, la aplicación de un manejo con pastoreo continuo generaría sobrepastoreo y pisoteo, propiciando la



degradación de los suelos y la desaparición de especies forrajeras valiosas, y en consecuencia, la disminución de los indicadores productivos y la productividad $\text{kg carne} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ (Deregibus, 1998).

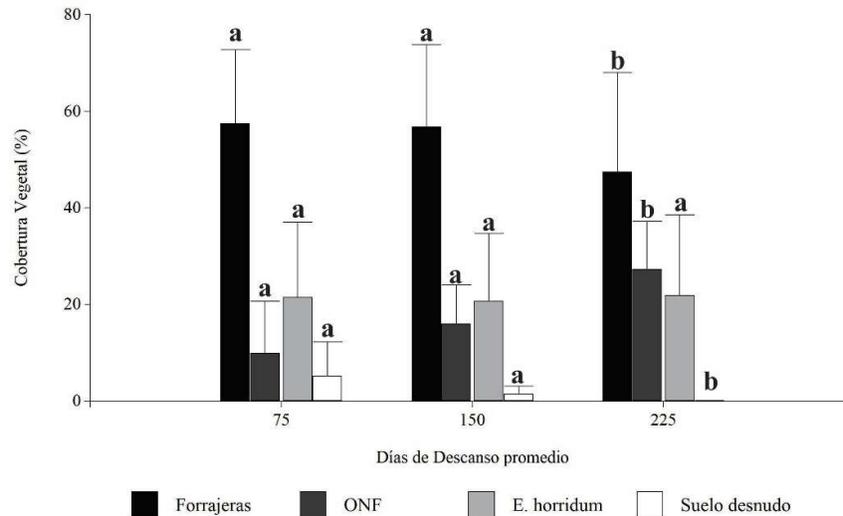


Figura 3. Cobertura vegetal promedio de las fracciones evaluadas con diferentes tiempos de descanso al pastoreo bovino. Medias con una letra común no son significativamente diferentes entre tratamientos para cada fracción. $n=196$.

La cobertura vegetal de las especies forrajeras y de *E. horridum*, no presentó diferencias significativas cuando se modificó el tiempo de descanso al pastoreo (Figura 3, $H=2,19$ y $p=0,3353$; $H=0,01$ y $p=0,9935$; respectivamente). Sin embargo, a partir de 225 días de descanso, la cobertura de las especies no forrajeras (ONF, 27%) aumento significativamente ($H=16,70$ y $p=0,0002$). Los cambios en la cobertura pueden explicarse por el efecto competitivo entre las especies que conforman el tapiz herbáceo y la selectividad del pastoreo bovino. Cuando el tiempo de descanso es menor y se utiliza un pastoreo rotativo intensivo, disminuye la selectividad y eventualmente pueden consumir especies consideradas no forrajeras (Sione *et al.*, 2006; Sabattini *et al.*, 2014). El comportamiento inverso se observa cuando los períodos de descanso son mayores a 225 días, lo que generaría condiciones propicias para la colonización de las malezas.

Con el tiempo de descanso inferior a 75 días, se observó un aumento en la cobertura de suelo desnudo (5%) a causa de la disminución en la cobertura de las especies que conforman la comunidad herbácea forrajera y no forrajera por efecto del pastoreo. Sin embargo, esta fracción se redujo significativamente ($H=16,16$ y $p=0,0001$) cuando el tiempo de descanso fue mayor a 225 días (Fig 3).

CONCLUSIONES

Al aumentar la frecuencia de pastoreo en un pastizal natural y disminuir el tiempo de descanso a 60 y 75 días, se alcanzaron valores de productividad primaria neta más elevados en diferentes tipos de bosques nativos del Espinal Mesopotámico respecto a tiempos de descansos más prolongados (mayores a 150 días). Por otro lado, descansos cortos no modificarían la cobertura vegetal de las especies forrajeras, permitiendo una reducción de otras especies herbáceas no forrajeras consideradas malezas.



Agradecimientos

Este trabajo se realizó en marco del Convenio de Asistencia Técnica entre la Facultad de Ciencias Agropecuarias y Las Taperitas S.A., titulado: "Sustentabilidad productiva y ambiental Establecimiento 'El Carayá' (Feliciano, Entre Ríos): aplicación de prácticas de control y manejo para la recuperación de áreas de pastoreos en montes nativos (2017-2018)". Los autores agradecen al personal del ANP-Carayá, en especial al Sr. Víctor Dopazo por brindar las instalaciones, facilitar la logística en el armado de las clausuras, y su mantenimiento. Además, al alumno Mauro Lindt, por su apoyo con la toma de muestras y procesamiento posterior de la información.

Bibliografía

- Anadóna, J.D., Sala, O.E., Turner, B.L., Benntf, E.M. 2014. Effect of woody-plant encroachment on livestock production in North and South America. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 111, 12948–12953.
- Anderson, V.J., Briske, D.D. 1995. Herbivore-Induced Species Replacement in Grasslands: Is it Driven by Herbivory Tolerance or Avoidance?. *Ecological Applications*. 5, 1014-1024.
- Archer, S. 1990. Development and Stability of Grass/Woody Mosaics in a Subtropical Savanna Parkland, Texas, U. S. A. *Journal of Biogeography* 17, 453-462.
- Bailey, R.G., Ropes, L. 1998. *Ecoregions: the Ecosystem Geography of the Oceans and Continents: with 106 illustrations, with 55 in color*. Springer, New York, pp 180.
- Blasco C., Astrada, E. 2006. Adecuación del uso silvopastoril a diferentes vinales del centro de Formosa. (pág. 94). En: *Resúmenes I Jornadas Nacionales de Protección y Manejo Sustentable del Bosque Nativo*, La Paz, Entre Ríos, 26-28 de Octubre. pp 89.
- Cabrera, A.L. 1976. *Regiones fitogeográficas argentinas*. Editorial Acme S.A.C.I., Buenos Aires, Argentina, pp 85.
- Cozzo, D. 1979. *Arboles forestales, maderas y silvicultura de la Argentina*. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. 2da Edición, ACME S.A.C.I., Buenos Aires, pp 156.
- De Leon, M. 2004. El manejo de los pastizales naturales. INTA EEA Manfredi. Informe Técnico Nro. 2. Córdoba. Argentina
- Deregibus, V.A. 1988. Metodología de utilización de los pastizales naturales: sus razones y algunos resultados preliminares. *Rev. de la Asociación Mendocina de Producción Animal, Argentina* 1, 3-15.
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada, M., and Robledo C.W. 2012. 'Grupo InfoStat', FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.
- FAO [Food and Agriculture Organization of the United Nations]. 2007. *Situación de los Bosques del Mundo 2007*. FAO/FO, Rome, pp 160.
- FAO [Food and Agriculture Organization of the United Nations]. 2009. *Situación de los Bosques del Mundo 2009*. FAO/FO, Rome, pp. 172.
- Georgiadis, N.J., Ruess, R.W., McNaughton, S.J., Western D. 1989. Ecological conditions that determine when grazing stimulates grass production. *Oecología*. 81, 316-322.
- Graz, F.P. 2008. The woody weed encroachment puzzle: gathering pieces. *Ecohydrology*. 1, 340-348.
- Grime, J.P. 1977. Evidence for the Existence of Three Primary Strategies in Plants and Its Relevance to Ecological and Evolutionary Theory. *The American Naturalist*. 111, 1169-1194.
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S. J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A. Chini, L., Justice, C.O., and Townshend, J.R. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* 342, 850-853.
- Helm, A. Oja, T., Saar, L., Takkis K., Talve, T., Pärtel, M. 2009. Human influence lowers plant genetic diversity in communities with extinction debt. *Journal of Ecology*. 97, 1329-1336.
- Hobbs RJ; Huenneke IF. 1992. Disturbance, diversity, and invasión: implications for conservation. *Conservation Biology* 6, 324-337.
- Holmgren, M. 2002. Exotic herbivores as drivers of plant invasion and switch to ecosystem alternative states. *Biological Invasions*. 4, 25-33.
- Landi, M., Galli, I. 1984. *Introducción al manejo del campo natural en la provincia de Entre Ríos*. Serie Técnica Nº 24. E.E.A. C. del Uruguay. INTA, pp 33.
- Martin, B. 2004. Metodología para la caracterización de pastizales naturales del sur de Santa Fe. *Revista Agromensajes* 14. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad nacional de Rosario



- Martín, B. 2014. Técnicas de refinamiento y recuperación de pastizales. Serie Didáctica N°85. Universidad Nacional de Tucuman, pp. 65.
- Matteucci, M., Colma, P. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. OEA Washington DC, pp. 168.
- Maschinski, J., Whitham, T.G. 1989. The continuum of plant response to herbivory: the influence of plant association, nutrient availability, and timing. *The American Naturalist*. 134, 1-19.
- McNaughton, S.J. 1979. Grazing as an optimization process: grass-ungulate relationship in the Serengeti. *The American Naturalist*. 113, 691-703.
- McNaughton, S.J. 1985. Ecology of a grazing ecosystem: The Seregeti. *Ecological Monographs*. 55, 259-294.
- Milchunas, D.G., Lauenroth, W.K. 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soil over a global range of environments. *Ecology monographs*. 63, 327-366.
- Milchunas, D.G., Sala, O.E., Lauenroth, W.K. 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *American Naturalist* 132, 87-106.
- Moleele, N.M., Ringrose, S., Matheson, W. & Vanderpost, C. 2002. More woody plants? The status of bush encroachment in Botswana's grazing areas. *J. Environ. Manage.* 64, 3-11.
- Oesterheld, M., McNaughton, S.J. 1991. Effect of stress and time for recovery on the amount of compensatory growth after grazing. *Oecología*. 85, 305-313.
- Olf, H., Ritchie, M.E. 1998. Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology and Evolution*. 13, 261-265.
- Parker, M.A., Malek, W., Parker, I.M. 2006. Growth of an invasive legume is symbiont limited in newly occupied habitats. *Diversity and Distributions*. 12, 563-571.
- Plan Mapa de Suelos Provincia de Entre Ríos. 1986. Carta de Suelos de la República Argentina. Departamento Feliciano, Provincia de Entre Ríos. Serie Relevamiento de recursos naturales, Entre Ríos, Argentina.
- Reynolds, J.F., Smith, D.M., Lambin, E.F., Turner, B.L., Mortimore, M., Batterbury, S.P., Downing, T.E., Dowlatabadi, H., Fernández, R.J., Herrick, J.E., Huber-Sannwald, E., Jiang, H., Leemans, R., Lynam, T., Maestre, F.T., Ayarza, M. and Walker, B. 2007. Global desertification: Building a science for dryland development. *Science* 316, 847-851.
- Rojas, A., Saluso, J.H. 1987. Informe Climático de la Provincia de Entre Ríos. Technical Report Series No. 14. INTA EEA Paraná, Argentina.
- Sabattini, J.A., Boschetti, N.G., Sabattini, R.A., Quintero, C., Hernandez, J.P., Befani, R. 2015. Unidades de vegetación de un bosque nativo según codiciones edáficas (Entre Ríos, Argentina). *Avances en Investigación Agropecuaria*. 19, 79-96.
- Sabattini, R.A., Ledesma, S.G., Sione, S.M., Fontana, E., Sabattini, J. 2014. Recuperación del pastizal natural degradado en un monte nativo sometido a desarbustado mecánico. *Ciencia, Docencia y Tecnología UNER* 4, 20-36.
- Sabattini, R.A., Muzzachiodi, N., Dopazzo, V.M., Dorsch, A.F., Micheloud, L., Serro, C., Sione, S., García, A., Cencig, G. 2003. Implementación del pastoreo rotativo en un monte nativo en Feliciano (Entre Ríos). *Revista Científica Agropecuaria*. 7, 87-94.
- Sabattini, R.A., Wilson, M.G., Muzzachiodi, N., Dorsch, A.F. 1999. Guía para la caracterización de agroecosistemas del centro-norte de Entre Ríos. *Revista Científica Agropecuaria*. 3, 7-19.
- Safriel, U., Adeel, Z. 2005. Dryland systems. En: Hassan, R., Scholes R., Ash N. (eds.) *Ecosystems and Human Well-Being, Current State and Trends*. Island Press, Washington), pp 625-658.
- Salvador, M.L., Calvo, S., Visintín, A. 2006. Bosques nativos: evaluación de la sustentabilidad dinámica de los sistemas. En: *Resúmenes I Jornadas Nacionales de Protección y Manejo Sustentable del Bosque Nativo*, La Paz, Entre Ríos, 26-28 de Octubre de 2006. pp 89.
- Sione, S., Sabattini, R.A., Ledesma, S., Dorsch, A.F., Fortini, C. 2006. Caracterización florística y estructural del estrato arbustivo de un monte en pastoreo (Las Garzas, Entre Ríos). *Revista Científica Agropecuaria*. 10, 59-67.
- Tighe, M., Reid, N., Wilson, B., Briggs, S.V. 2009. Invasive native scrub and soil condition in semi-arid south-eastern Australia. *Agric. Ecosyst. Environ.* 132, 212-222.
- Tilman D., B.C. Hill, C. Lehman 2006. Carbon-negative biofuels from low-input high-diversity grassland biomass *Science*. 314, 1598-1600.
- Zimdahl, R.L. 2004. *Weed-crop competition: a review (2nd edn)*. Ames, IA: Blackwell Publishing, pp 220.



RECRÍA DE VAQUILLONAS EN UN SISTEMA SILVOPASTORIL EN BOSQUE NATIVO EN EL SEMIÁRIDO SANTIAGUEÑO.

HEIFERS POST WEANING GROWTH IN A SILVOPASTORAL SYSTEM IN NATIVE FOREST IN THE SANTIAGUEÑO SEMIARID

Saravia Sánchez; Juan J. (1); Rodolfo F. Renolfi (1); Sergio D. Roldan Bernhard (2); Rafael O. Piedrasanta (3)

(1) INTA, EEA Santiago del Estero,

(2) INTA, EEA Quimili,

(3) INTA AER-Frías.

Dirección de contacto: saravia.juanj@inta.gob.ar; Ruta Nacional N° 9, km 1108, La Abrita, Santiago del Estero, Argentina.

Resumen

Los sistemas de cría bovina de la Región Chaqueña Semiárida son extensivos, y se desarrollan sobre pastizales y bosques nativos. En la provincia de Santiago del Estero, las vaquillonas de reposición constituyen la categoría que presenta mayores dificultades, debido al mal aprovechamiento de los recursos forrajeros existentes esto repercute directamente en índices reproductivos bajos inferiores al 50% y retrasos en la edad del primer entore promediando los 27 a 36 meses. El objetivo del presente trabajo fue generar avances en la performance de la recría de vaquillonas de reposición en un sistema complejo como el Silvopastoril en bosque nativo, apuntando a mejorar la producción y el uso de recursos existentes. El sistema se implementó sobre un bosque nativo (*Prosopis nigra*, *Schinopsis lorentzii*, *Ziziphus mistol*, *Celtis chichape*) con una densidad de 306 árboles/ha. El sistema de pastoreo fue rotativo en los 5 ciclos con un promedio de 299 días por ciclo. Se realizaron suplementaciones energético-proteica en la estación seca (Invierno) de forma infrecuente (3 veces por semana). Se utilizaron terneras de destete cruce Braford. Se obtuvieron ganancias de pesos medios diarios de 0,456 Kg promedio, la evolución del peso fue de 119 kg±10 a 261kg±18 produciendo 67 kg de carne/ha. La producción de materia seca se estimó mediante el método del BOTANAL. De los resultados obtenidos se infiere que con un manejo integral de los componentes del sistema propuesto se puede lograr el primer servicio a los 24 meses con un peso y desarrollo óptimo.

Palabras clave: Pastoreo rotativo; ganancia de peso; bosques; suplementación

Abstract

*In the semiarid Chaco Region, livestock raising systems are mostly extensive and developed on pastures and native forests. In Santiago del Estero province, heifers are probably the category that faces most difficulty due to bad exploitation of existing forage resources. This phenomenon directly affects low reproduction values (<50%) and late average first service at 27 to 36 months. The objective of the present work was to generate advances in the performance of the rearing of replacement heifers in a complex system such as Silvopastoral in native forest, aiming to improve the production and use of existing resources. The system was implemented on a native forest (*Prosopis nigra*, *Schinopsis lorentzii*, *Ziziphus mistol*, *Celtis chichape*), with a tree density of 306 trees/ha. The grazing system was rotated in the 5 cycles with an average of 299 days per cycle. Energy-protein strategic supplementation was performed in the dry season (Winter) infrequently (3 times a week). Weaned Braford calves were used. Daily weight gain was 0,456 kg. Weight development was 119 kg±10 to 261 kg±18 producing 67 kg of meat/ha. Dry-matter production was estimated by using the BOTANAL method. Obtained results show that with an integral management of components within the proposed system, a first service at 24 months can be achieved optimizing weight and development.*



Key words: Rotative grazing, liveweight gain, forests, supplementation.

INTRODUCCIÓN

En la Región Chaqueña la producción ganadera fue y es una de las fuentes más importantes de ingresos. En los últimos 25 años esta actividad está siendo trasladada a zonas marginales y boscosas presionadas por el avance de la frontera agrícola (Paruelo *et al.*, 2004). Los sistemas predominantes son de cría extensiva y semi-extensiva sobre pastizales naturales y bosques. Las características agroclimáticas típicas de esta región marcan una baja productividad de los rodeos con destetes que se ubican entre el 45 y 50%, con producciones de carne que varían de 5 a 50Kg/ha/año (Jacobo y Peruchena citados por Veirano Fréchou 2002).

Corroborando los datos anteriormente mencionados, por ejemplo en la provincia de Santiago del Estero el informe del RIAN Ganadero 2009, revela que la relación Vaca/Ternero es de 0,50 esto nos marca una eficiencia aproximada del 50%. Los principales factores de esta baja productividad de los sistemas de cría son: baja carga animal por hectárea, baja eficiencia reproductiva de los vientres, lento desarrollo de la recría y engorde, inadecuada organización de los rodeos y bajo nivel de aprovechamiento de los recursos forrajeros (Jacobo y Peruchena citados por Veirano Fréchou 2002).

Particularmente en la Región Chaqueña semiárida los sistemas de cría presentan en común un aspecto crítico que es la recría de las vaquillonas de reposición, en los cuales la edad de primer entore oscila de los 27 meses a 36 meses (Fumagalli y Cornachionne, 2002). Esta categoría reviste gran importancia para el sistema y presenta alta incidencia sobre la eficiencia productiva y por consecuencia en la rentabilidad de las empresas ganaderas. Datos de un estudio de caso de 8 años de recría de vaquillonas sobre pastos tropicales en el noroeste santiagueño marcan un promedio anual de 0,360 kg de ganancia de peso diario (GPD) (García Posse *et al.*, 2010).

La variabilidad climática que presentan estos ambientes tiene incidencia directa en la variación de la producción de materia seca, esto hace que el productor ganadero de cría no siempre pueda criar las hembras o machos. Esto puede observarse en la producción de carne entre años. Un ensayo de tres años realizado en el INTA La Rioja demuestra que las GPD promedio en terneros de recría fueron de 0,282 kg, 0,419 kg y 0,443 kg en los ciclos 1988/89, 1990/1991 y 1991/1992 respectivamente (Namur *et al.*, 1993).

Los Sistemas Silvopastoriles (SSP) en bosques nativos vienen siendo propuestos como una alternativa de producción ganadera de menor impacto sobre los recursos naturales, en relación a los sistemas pastoriles convencionales, con los que se viene absorbiendo el incremento de la población vacuna regional, producida por la agriculturización en esta Región de la Argentina.

Desde un punto de vista teórico, los SSP también representan un modo potencial de mejorar las huellas de carbono, de agua y de energía de la producción de carne. Ese punto de vista se basa en que, aprovechando la Productividad Primaria Neta (PPN) en modo más integral (usando material leñoso para la generación de energía, y/o aprovechando la madera cosechada) y manteniendo condiciones de temperaturas y humedad más moderadas para el ganado), se pueden lograr sistemas más estables en el tiempo y de menor dependencia de insumos externos. Poner a prueba estas potenciales ventajas, requiere de la consideración de la irreductibilidad de estos sistemas, por



lo que es necesario aplicar un diseño experimental que se enfoque en el funcionamiento del sistema y a la aplicación de modelos de simulación, más que a la observación de la influencia aislada de algunos de sus componentes.

Por último otro aspecto a tener en cuenta en la provincia de Santiago del Estero es que la actividad ganadera que se desarrolla en ambientes de bosques debe enmarcarse en la legislación vigente, a saber:

Ley 26.331 de "Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos" (Nacional), mapa de ordenamiento territorial.

Ley 6.841 de "Conservación y Usos Múltiples de Áreas Forestales de la Provincia de Santiago del Estero".

La ley Nacional 26.331 promueve la conservación mediante el ordenamiento territorial de los bosques nativos (Art. 3 a), define al mismo y menciona que las actividades productivas deben hacerse bajo criterios de manejo sostenibles (Art. 4). Teniendo en cuenta esto, los SSP se ajustan a esas prescripciones legislativas.

Objetivo

Generar avances en la performance de la cría de hembras de reposición logrando entrar a servicio a los 24 meses en un SSP en bosque nativo del Chaco semiárido de la provincia de Santiago del Estero. Utilizando como herramientas la suplementación estratégica con insumos locales y la implementación del pastoreo rotacional como bases del manejo.

Variables

De producción ganadera: Ganancia de peso GPD, Evolución del Peso vivo (E/Pv), Producción de Carne por hectárea (Kg/Ha), Carga (Ev/Ha), Eficiencia de Stock (ES%), Disponibilidad y producción de biomasa forrajera (Kg/Ms/Ha).

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo está ubicado en el Campo Experimental "Ing. Francisco Cantos" dependiente del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria Estación Experimental Agropecuaria Santiago del Estero (INTA EEASE) (ver Fig.1), a 30 Km hacia el sur de la ciudad capital de Santiago del Estero (Figura 1).

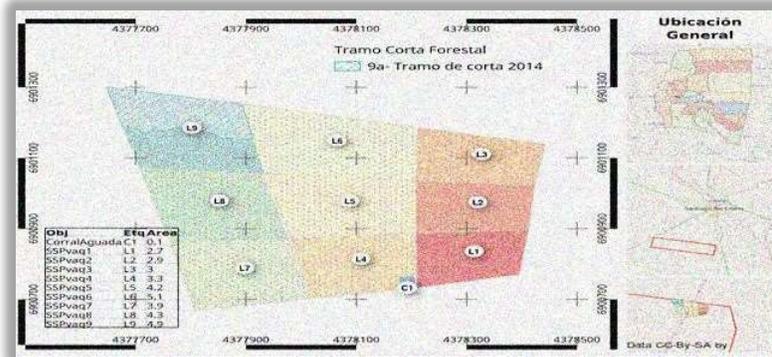


Figura 1. Plano, ubicación y distribución de los lotes del ensayo. 1 (Roldan Bernhard, S.2015)

Abarca 34ha de bosque espontáneo que representa un ecotono entre un bosque secundario maduro de algarrobos (*Prosopis spp.*) al este y un bosque secundario de quebrachos (*Aspidosperma quebracho blanco*, *Schinopsis lorentzii*) hacia el oeste. Entre las especies acompañantes (o codominantes), se encuentran árboles de Mistol (*Zizyphus mistol*), Chañar (*Geoffroea decorticans*) y Brea (*Cercidium praecox*), Tala (*Celtis tala*) y Tusca (*Acacia aroma*); también se encuentran individuos de especies exóticas como paraíso (*Melia azedarach*) y mora (*Morus alba*). El estrato arbustivo, que estaba compuesto por *Celtis pallida*, *Acacia praecox*, *Acacia furcatispina*, y varias del género *Capparis spp.*, entre otras, el mismo, viene siendo sometido a tratamientos de control mecánico desde el año 2007, con una recurrencia aproximada de 2 años, durante el cual se siembra pasturas megatérmicas.

El estrato herbáceo preexistente, estaba compuesto principalmente por *Trichloris crinita*, *T. pluriflora*, *Setaria leiantha*, *Gouinia latifolia*, *G. paraguayensis* y *Digitaria californica* entre otras, y fue enriquecido (como se adelantó en párrafo anterior) mediante siembra de pasturas megatérmicas: *Megathyrsus maximus* cv. Gattón Panic y *Cenchrus ciliaris* cv. Biloela en una densidad de 5 y 8Kg/ha respectivamente.

El origen loésico de los suelos, junto a la rápida meteorización de la materia orgánica, lo hacen sensibles a la compactación.

El suelo es un Entisol Torriortent típico (*Soil Survey Staff 1192*) Serie La Maria, franco-grueso, mixto, hipertérmico, de escaso desarrollo presentando una secuencia de horizontes A-AC-C. (Lorenz, G. 1995). Otra descripción dice que: es un Aplustol Torriorténtico y morfológicamente son suelos moderadamente fértiles bien drenados y moderadamente alcalinos en profundidad, la limitante es la baja capacidad de almacenamiento de agua y la restricción climática. (Angueira, C. 2007). "La capacidad de uso no está definida a nivel de lotes la única información la del Atlas de suelos de la República Argentina escala 1:500.000 que da: VI c esto sería muy pobre para las condiciones reales del sitio.

Las terneras cruza Braford para la recría se obtienen del destete del rodeo de Cría del campo Experimental un rodeo de 300 vientres, se cuenta con 20 animales por año (± 5) dependiendo la disponibilidad de forraje.



El forraje consta de una pastura polifítica con especies nativas e implantadas como el *Magathyrus maximus* cv. *Gatton panic*, especie dominante sobre todo en años húmedos (600-700mm) *Cenchrus ciliaris* cv. *Biloela* que produce en los años más secos (300-500mm) la disponibilidad del forraje se estimó mediante el método del BOTANAL (Tohill, J. *et al.*, 1978) entendiéndose por forraje disponible a las matas que pueden ser cosechadas por el animal. El sistema de pastoreo fue un rotativo alternado (no sigue una secuencia) dependiendo del estado fenológico y disponibilidad de la especie dominante. El tiempo de permanencia en cada lote es de 35 ± 15 días y de descanso de 115 días dependiendo el año y la condición del lote. Se realizaron 2 pastoreos en los Ciclos húmedos y normales como 1 y 3, en el caso del ciclo 4 fue normal pero fue más corto por problemas con el destete se produjo un retraso del mismo por cuestiones operativas del rodeo general ajenas al ensayo. En el caso de los Ciclo seco como el 2 se pastorearon algunos lotes solamente 1 vez en diferido y otros 2. La carga se calculó en equivalentes vasa (Ev) donde 1Ev representa los requerimientos de una vaca de 400kg con un ternero al pie. Una característica de la pastura en este sistema es su heterogeneidad espacial debido a la convivencia con especies leñosas (Arbóreas y arbustivas) ver figura 2.



Figura 2. Georreferenciación de parches de pasto en el lote 2 del ensayo. (Roldan Bernhard, S. 2015)

Se realiza una suplementación de 100 ± 20 días siendo variable entre años según condición de la pastura y las vaquillonas. (Energético-Proteica) con semilla de algodón (SA) al 0,6% del peso vivo (PV) de forma infrecuente 3 veces a la semana (Balbuena, 2003). Los valores promedios de composición de la SA fueron de 27,7% PB y 3,17 Mcal/Kg/MS de EM. Para la formulación de la ración se utilizó el programa MBG carne (M. B. *et al.*, 2011).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como se puede observar en la tabla 1 se presentan los resultados de producción por periodo y por estación. Se observa una gran variabilidad entre años en cuanto a los GPD siendo la más baja la del Ciclo 2 con 0,183 Kg/día en la estación seca, esto se debió a que fue un año debajo de lo normal en cuanto a las precipitaciones, pero aun así no se registraron valores negativos esto debido al ajuste de carga en función de la menor disponibilidad de MS disponible y la suplementación estratégica. Para los Ciclos 1, de 0,316 kg/día y 3, de 0,456 Kg/día fueron valores más altos en concordancia con la mayor producción de MS disponible sumado al efecto de la suplementación, en el Ciclo 5 los



valores fueron de 0,466 Kg/día debido a que se suplemento 40 días más que los otros Ciclos debido a las bajas precipitaciones durante los meses de Octubre, Noviembre y gran parte de Diciembre. En la estación húmeda los valores de GPD (Ciclo 1 de 0,581Kg/día, Ciclo 2 de 0,481, Ciclo 3 de 0,706Kg/día, Ciclo 4 de 0,533 y Ciclo 5 de 0,489Kg/día) son superiores debido a la mayor disponibilidad y calidad de las pasturas sumado a un efecto de crecimiento compensatorio. Los valores registrados no son muy diferentes a los trabajos citados por García Posse (2010) de 0,360 kg/día en Isca Yacu, y Namur (1993) de 0,282 kg/día, 0,419kg/día y 0,443kg/día, en Chamental. En el caso del Ciclo 5 es interesante ver que se dio prácticamente a la inversa esto debido a la errática distribución de los 386 mm caídos donde prácticamente el 80% cayo entre el 22 de Diciembre y el 30 de Enero, el otro 20% cayo en Otoño (Abril, Mayo) cuando la pastura empieza a detener su crecimiento por el descenso de temperatura y de horas luz.

Tabla 1. Variables de producción por Ciclos y por Estación.

Años	Lluvias (mm)	Estación seca (Mayo-Septiembre)				Estación húmeda (Octubre-Abril)			
		Peso Inicial (Kg) ¹	Peso Final (Kg) ¹	GPD Kg/día	Kg/Ms/lote ²	Peso Inicial (Kg) ¹	Peso Final (Kg) ¹	GPD Kg/cab/día	Kg/Ms/lote ²
Ciclo 1	607	97±13	134±15	0,316	4190	157±20	241±21	0,581	6343
Ciclo 2	268	132±9	163±11	0,183	2513	178±12	248±16	0,481	2440
Ciclo 3	711	134±8	179±15	0,456	1272	205±17	306±24	0,706	3994
Ciclo 4	570	-	-	-	2674	173±10	267±17	0,533	3249
Ciclo 5	386	114±11	174±14	0,466	2136	195±14	243±15	0,489	2950

¹Media ± desvío estándar, ²Media en Kg de materia seca por año, por lote y por estación

Es de destacar que a comparación con ensayos realizados en Isca Yacu por García Posee *et al* (2010) sobre pasturas tropicales, los pesos al destete con los que se inició fueron diferentes, 170 kg en ocho años de estudio, contrapuestos a los 119kg promedio de los 5 Ciclos de este trabajo, llegando a un peso final promedio casi similar a el período de estudio de 261kg. Esto se debería a que uno era un sistema extensivo y sin suplementación estratégica vs este trabajo que si cuenta con dicha suplementación demostrando la importancia de la misma, sumado a que es un sistema semi-intensivo.

Los valores de GPD son similares a los obtenidos en otras experiencias citadas por Fumagalli *et al* (2001), donde se evaluó GPD sobre vaquillonas de destete de 128kg, cruza Indicas, con suplementación de semilla entera de algodón al 0,7% del PV, sobre diferido de dos especies diferentes: pasto Buffel (*Cenchrus Ciliaris*) cv. Biloela y Brachiaria (*Brachiaria Brizantha*) cv. Marandú, donde se registraron 0,460 ± 0,108 kg/día para Marandú y 0,366 ± 0,119 kg/día para Biloela respectivamente. De igual manera se observó similitud con otros trabajos realizados por Salado *et al.* (2005), en INTA EEASE, donde se midió el efecto de la suplementación invernal con



semilla de algodón sobre la ganancia de peso en terneras pastoreando Gatton Panic y se obtuvieron valores promedios de 0,358 kg/día y 0,424 kg/día, en razas Braford y Brangus respectivamente, con una suplementación al 0,7% del PV.

Con respecto a trabajos citados por Cornacchione *et al.* (2005), realizados también en INTA EEASE, sobre terneras cruce indica de peso al destete de 128,2 kg y con una suplementación con semilla entera de algodón al 0,7% sobre un diferido de Grama Rhodes, donde se obtuvieron GPD promedio de 0,124 kg/día, valores muy diferentes a los nuestros, en un sistema similar, podría deberse al efecto carga animal y a las condiciones climáticas del año en cuestión, que tiene influencia en la disponibilidad de la pastura.

Los valores de GPD de este trabajo durante el periodo invernal (estación seca) siguen en concordancia con los valores de 0,355 kg/día; citados por García Posse *et al.* (2010) para la zona de Isca Yacu, Santiago del Estero en ocho años de estudio de caso, con un promedio de 0,240 kg/día, sobre un sistema pastoril sin suplementación. Valores parecidos a los 0,300 kg/día, con suplementación proteica de 1 – 1,5 kg/cab./día en vaquillonas de recría con peso al destete de 150kg, citados por Holgado (2008).

Como se puede observar en la tabla 2 la mayor variabilidad entre años y dentro del año repercute directamente en la carga y en la producción de kg carne/ha (67 ± 23) promedio. En estos sistemas el manejo de la carga es fundamental y actúa como fusible. Como se puede observar en la tabla 2 fue distinta casi todos los años lo cual demuestra la variabilidad anteriormente mencionada, estos ajustes de carga son claves para la sustentabilidad del sistema propuesto. Es clave en este sistema la suplementación del primer invierno (Estación Seca) para hacer más eficiente el consumo de MS de baja calidad asegurándonos luego para la estación húmeda un rebrote homogéneo en la pastura. Otra variable destacable que se observa en la tabla 2, es el % de Eficiencia de Stock, el cual muestra la verdadera eficiencia del sistema. Estos valores son acordes para un sistema de recría, teniendo en cuenta la mayor eficiencia debido al crecimiento y desarrollo de las categorías de recría que en los sistemas de Cría.

Tabla 2. Variables de producción, carga (Ev/ha), producción de carne (Kg/ha) y Eficiencia de Stock (E. de Stock) por periodos y por estación.

Periodo	Ev/ha	Kg/ha	Mantenidos (kg)	Producidos (kg)	E. de Stock	Días
Ciclo 1	0,6	97	3045	2016	65%	370
Ciclo 2	0,2	41	3548	1624	50%	329
Ciclo 3	0,3	62	2870	1720	66%	329
Ciclo 4	0,4	68	5339	1876	70%	183
Ciclo 5	0,3	68	3570	2572	92%	285
Promedios	0,4	67	3674	1962	70%	299



CONCLUSIONES

Cabe destacar que estos sistemas son de vital importancia en nuestra región, teniendo en cuenta la delgada línea de equilibrio (productivo-ambiental) y por ser un sistema complejo con múltiples interacciones la mayoría todavía desconocidas. Teniendo en cuenta esto se busca generar información de un Sistema de integración Ganadera y Silvícola en Bosque Nativo. Enclavado en la región con mayor superficie de Bosques Nativos del país y con una producción ganadera sostenida y en aumento. La suplementación con los subproductos locales (semilla de algodón) propuestos es de gran importancia para lograr ganancias de peso y mayor consumo de la MS de baja calidad durante la estación seca acordes a los requerimientos del animal para una adecuada recría logrando el objetivo de entorar a 24 meses el primer servicio evitando así la pérdida de un ternero en su ciclo productivo como futura madre. Es importante continuar con la generación de datos ganaderos incorporando nuevas variables como las de consumo, integración de dieta y comportamiento animal. También es de suma importancia contar con datos de productos forestales como madera, leña, carbón, tasa de regeneración entre otros, imitando a los sistemas Silvopastoriles en bosques implantados.

Agradecimientos

Al Ing. Agr. (Msc) Carlos Carranza coordinador del proyecto específico de sistemas Silvopastoriles en Bosques Nativos del Programa Forestal por la confianza y el apoyo desde el inicio del proyecto. A los Ing. Agr. Eduardo Secanell, Daniel Sampedro y Sebastian Lopez Valiente como coordinadores y responsables de modulo del proyecto específico de sistemas de producción del programa de Produccion Animal. Al coordinador del proyecto territorial del Oeste Santiagueño Ing. Agr. (Msc) Marcelo Contreras. Al Ing. Agr. (Msc) Rodolfo Renolfi quien fue la guía y la referencia en todo este tiempo. Por último al personal de campo Omar Ledesma, Julio Silva, Fabián Acuña y Felipe Coronel que sin su esfuerzo de todos estos años este trabajo no serían posibles.

Bibliografía

- Allen, MS. 2014. Drives and limits to feed intake in ruminants. *Animal Production Science*, 2014, 54,1513-1524. Estados Unidos.
- Balbuena, O. 2003. Suplementación Energética-Proteica. *Revista Argentina de producción animal*, 20(Supl. 1): 18-19. Argentina.
- Bendek, R., 2007. Factibilidad técnico-económica de generar productos alimenticios a partir del fruto de Algarrobo Chileno (*Prosopis chilensis Mol. Stuntz*) para la alimentación humana o animal. Tesis de Licenciatura en Agronomía, Chile: Universidad Austral de Chile, citado el 19-10-2012, disponible en internet: <http://cybertesis.uach.cl/tesis/uach/2007/faa246f/doc/faa246f.pdf>. Activo Octubre 2012.
- Benvenuti, M.; Coates, D.B.; Bindelle, J.; Poppi, D.P.; Gordon, L.J. 2014. Can faecal markers detect a short term reduction in forage intake by cattle? *Animal Feed Science and Technology* 194 (2014) 44–57. Estados Unidos.
- Butti, L., Adema, E., Babinec, F., Berterreix, G. 2012. Recría de terneros y dinámica del pastizal bajo dos estrategias de pastoreo. II Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, Santiago del Estero, Argentina, pp.178.
- Carranza, C., A., 2009 Sistemas Silvopastoriles en bosque nativo del Chaco Argentino. I Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, Posadas, Argentina, pp.48-58
- Fumagalli A., Cornachionne M. 2001 Recría de Vaquillonas Sobre Pasturas Subtropicales. En: INTA-EEASE, 2001. Avances y resultados en investigación 1995-2000. Campo Experimental La María. INTA EEA Santiago del Estero, Argentina. pp. 26-32.
- García Posse, F., Pérez, P., Alcocer M.G. 2010. Cría y recría de vaquillonas sobre pastos tropicales en el noroeste santiagueño: Ocho años de estudio de caso. García Posse Fernando Raúl. Las Talitas-Argentina. 72 pp.
- Gómez, A., 2010. Inventario forestal datos sin publicar. InfoStat. 2011. Infostat versión 2011. Grupo Infostat/FCA. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Martin (h) G., Nicosia M., Lagomarsino E. 1993. Rol Forrajero y Ecológico de Leñosas Nativas del NOA. Publicado en internet, disponible en <http://ecaths1.s3.amazonaws.com/forrajicultura/ROL%20FORRAJERO.pdf>. Activo Octubre 2012.
- Namur, P., Ferrando, C., Leguiza, D. 1993. Recría de terneros Aberdeen Angus y Criollos sobre Buffel Grass. INTA EEA La Rioja. La Rioja-Argentina. 10 pp.



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

Naumann M. 2006 Atlas del Gran Chaco Sudamericano. Sociedad Alemana de Cooperación Técnica (GTZ), ErreGé & Asoc., Buenos Aires. Argentina, 96 pp.

MBG 2011. MBG, version 2011. Melo, O. Boetto, C. Gomez, M., Universidad Católica de Córdoba, Argentina.

Paciullo, D.S.C., Castro, C.R.T, Ávila Pires, M. de F., Nogueira Fernandes, E., Gomide, G.A.M., Dias Muller, M., Magalhães Aroeira, L. J. 2009. Desempenho de novilhas leiteiras em pastagem solteira ou em sistema silvipastoril constituído por *Eucalyptus grandis* e leguminosas arbóreas. I Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, Posadas, Argentina, pp.297-301.

Titgemeyer, E. C.; Armendariz, C.K.; Bindel, D.J.; Greenwood, R.H.; Loest, C.A. 2001. Evaluation of titanium dioxide as a digestibility marker for cattle. Journal Animal Science. 79:1059-1063. Estados Unidos.

Tothill, J., Hargreaves, J., Jones, R. 1978. BOTANAL. A comprehensive sampling and computing procedure for estimating pasture yield and composition. I. Field sampling. CSIRO, Australian. Division of Tropical Crops and Pastures. Tropical Agronomy Technical Memorandum N° 8: 1-20. Estados Unidos.

Veirano Fréchou, R. 2002. Bovinos de carne. En: La actividad pecuaria en el MERCOSUR. IIAC Biblioteca Venezuela. Asunción Paraguay. pp. 37-66.



EVALUACIÓN DE LA VEGETACIÓN EN RENOVALES DE *Prosopis caldenia* INTERVENIDOS CON DISTINTAS TÉCNICAS DE MANEJO

VEGETATION ASSESSMENT IN A *Prosopis caldenia* ENCROACHMENT WITH DIFFERENT MANAGEMENT TECHNIQUES

Suárez, Carla E. (1); Héctor D. Estelrich (1); Ernesto F.A. Morici (1,2); Ricardo D. Ernst (2); Natalia Sawczuk (1); Mauro Pérez Payeras (1); Nicolás Parodi (1).

⁽¹⁾ Facultad de Agronomía-UNLPam. ⁽²⁾ Facultad de Ciencias Exactas y Naturales- UNLPam.
suarez@agro.unlpam.edu.ar Ruta 35, Km 334, (6300) Santa Rosa, La Pampa. Argentina

Resumen

En la actualidad se observan en La Pampa grandes extensiones cubiertas por renovales-fachinales densos como resultado del pastoreo como dispersor de semillas y de los incendios como inductores de los rebrotes de corona de las leñosas. En estas áreas se pueden observar algunos efectos negativos relacionados con situaciones de alta densidad y cobertura de leñosas como la interceptación de agua de lluvia y pérdidas por evaporación, mayor riesgo de incendios y las pérdidas importantes en la capacidad productiva debido a la disminución del acceso al ganado y al sombreado sobre las especies forrajeras bajo pastoreo. El objetivo de este trabajo fue evaluar la respuesta de la vegetación ante distintas intervenciones de manejo. Se evaluaron: abundancia - cobertura del estrato graminoso herbáceo y cobertura de leñosas, densidad aparente (DA), contenido de agua y cantidad de luz que llega al suelo. Este trabajo se desarrolló en Bajo Verde -FA-UNLPam. Los tratamientos primarios fueron: testigo (T), rolado (R), rolado + quemado (RQ) y quemado (Q); en todas se realizó un raleo (r). El contenido de humedad en el suelo de 0-10cm fue mayor en los T, Qr y R. En el perfil de 10-20 cm hubo diferencias entre Tr, RQ, Rr y RQr con el T, Q y R. En cuanto a la DA para 0-10 y 10-20 hubo diferencias entre ambas profundidades en los RQ y RQr. Para el intervalo de 10-20 hubo diferencias entre R, Rr con T, Tr y Q. En cuanto a la luz hubo diferencias entre raleado y no raleado para cada tratamiento, menos en el rolado quemado. El análisis de clúster permitió identificar 6 grupos destacándose los dominados por leñosas, T, Q y R; por *Nasella tenuissima*, RQr; y por *Jarava ichu*, Tr, R/Rr y RQ. Hubo diferencias entre tratamientos primarios y los raleados en cuanto a la composición específica. El CCA mostró que las variables que explican la composición de especies por tratamientos son el DA y la luz. En todos los casos los tratamientos que incluyeron el raleado mejoraron el pastizal.

Palabras clave: Raleado; rolado; quemado; bosque de calden.

Abstract

Currently they are seen in La Pampa large extensions covered by dense woody encroachment as a result of grazing and fires as inducers of woody sprouts. In these areas some negative effects related to high density situations and woody coverage as the interception of rainwater and evaporation losses are observed, increased risk of fires and significant losses in productive capacity due to decreased access to livestock and shading on forage species. They were evaluated: abundance-coverage of the herbaceous layer and woody cover, bulk density (DA), water content and amount of light reaching the ground. This work was developed in Bajo Verde -FA-UNLPam. The primary treatments were: control (T), rolling (R), rolling + burned (RQ) and burned (Q); in all, thinning was performed (r). Soil moisture at 0-10 cm depth was greater T,Qr y R. DA at 0-10 and 10-20 cm showed differences between both depths in the RQ and RQr. The light showed differences between r and not r. Cluster analysis allowed the identification of 6 groups, highlighting those dominated by woody species, T, Q and R; by *Nasella tenuissima*, RQr; and by *Jarava ichu*, Tr, R/Rr and RQ. There were differences between primary treatments and those that were thinned in terms of specific



composition. The CCA showed that the variables that explain the composition of species by treatments are DA and light. The treatments that included thinning improved the pasture.

Keywords: Slowed down; Rolled Burned; calden forest.

INTRODUCCIÓN

En la región semiárida central de Argentina, gran parte de la superficie se halla cubierta por pastizales naturales (pastizales bajos y samófilos) o bosques de *Prosopis* con pastizal, arbustales y matorrales con pastizal (Cano et al. 1980). Estas áreas son marginales para la agricultura por sus limitaciones ambientales, con suelos poco profundos, precipitaciones escasas o topografías inadecuadas, destinándose a uso exclusivamente ganadero, ya sea cría de bovinos, ovinos y caprinos (Estelrich et al., 2005 a; Estelrich y Castaldo, 2014).

En gran parte de estos bosques áridos y semiáridos se han observado cambios importantes en la composición específica y en la estructura de la vegetación, sobre todo en aquellos sistemas caracterizados por un estrato gramíneo herbáceo dominante y uno discontinuo de especies leñosas (Estelrich et al., 2005a; Vazquez et al., 2016). Uno de los procesos más importantes en este sentido fue el incremento de leñosas o también llamado arbustización, que se caracterizó por el aumento de la abundancia y de la cobertura de las especies leñosas en detrimento de las gramíneas perennes. No obstante, estas especies leñosas, formaban parte de las comunidades prístinas de esas regiones, aunque en menor cantidad. En este sentido, muchas investigaciones han tenido como foco central el reemplazo de especies vegetales en los pastizales naturales de otras regiones como, América (Wondzell y Ludwig, 1995), Australia (Auld, 1990) y África (Cornelius y Schultka, 1997).

En nuestra región, este proceso de "arbustización" fue favorecido por el pastoreo con herbívoros domésticos y la falta de fuego, el cual forma parte del sistema. Como consecuencia, las fisonomías resultantes son las de renovales muy cerrados y a veces impenetrables denominados localmente "fachinales" (Lerner, 2004)

Es aceptado que la presencia de leñosas genera cambios en las condiciones micro-climáticas y edáficas en los sitios bajo su influencia; por lo tanto, pueden tener efectos marcados sobre el crecimiento de las gramíneas perennes que crecen debajo de su canopia (Scholes y Archer, 1997). Las leñosas pueden tener efectos negativos sobre la producción de las plantas herbáceas que crecen en su área de influencia ya que pueden reducir la disponibilidad de recursos como nutrientes y agua (Aguiar y Sala, 1994). Debajo de la canopia puede haber una reducción de la disponibilidad de luz que limite la producción de biomasa aérea de las especies herbáceas, pero la menor evaporación (por temperaturas más bajas) que se registra debajo de la canopia determina un mejor estado hídrico de las especies herbáceas contribuyendo a aumentar el crecimiento y/o producción de las mismas (Anderson et al., 2001).

En cuanto a las propiedades edáficas, muchos estudios demostraron que las leñosas al afectar a la humedad y temperatura del suelo también influyen sobre las tasas de descomposición de la broza (Belsky et al., 1993). Por otra parte, la canopia de las leñosas puede interceptar parte del agua de lluvia; por lo tanto, una fracción sustancial de esa agua puede perderse por evaporación antes de alcanzar la superficie del suelo, en especial durante los pequeños eventos de precipitación (Álvarez



Redondo, 2015). También se ha observado que en general, debajo de las especies leñosas la densidad aparente del suelo es menor que en los espacios abiertos lo que da como resultado un aumento de la calidad física del suelo en relación con los espacios entre leñosas (Dahlgren et al., 2003).

En síntesis, la presencia o ausencia de especies leñosas en los pastizales provoca heterogeneidad en la radiación incidente, en la efectividad de las precipitaciones (Álvarez Redondo, 2015), y en la cantidad y calidad de la deposición de la broza tanto por encima como por debajo de la superficie del suelo (Holdo y Marck, 2014). Es evidente que esta heterogeneidad espacial en el medio abiótico y biótico puede también afectar a otras especies del pastizal que se encuentran a su alrededor (Scholes y Archer, 1997) como por ejemplo las especies forrajeras y su calidad, y como consecuencia de todo ello la capacidad de carga del sistema ganadero y la producción de los mismos. También, se ha observado una relación inversa entre la presencia de especies forrajeras y la cobertura de leñosas, con situaciones extremas donde las condiciones también son negativas para las especies no forrajeras (Estelrich et al., 2005b)

Una vez que estas áreas se encuentran degradadas, es decir dominadas por especies no forrajeras (pajas) y/o leñosas, las quemadas prescritas se utilizan para la recuperación de la calidad forrajera o para disminuir el material combustible previniendo los incendios. Diversos investigadores han estudiado el efecto de esta práctica sobre estas áreas (Llorens y Frank, 2003; Estelrich et al., 2005a; Hepper et al., 2006; Larroulet et al., 2016) siendo los resultados muy diversos y a veces contradictorios.

Otra técnica muy difundida para disminuir la densidad de leñosas en montes muy cerrados es el rolado selectivo, consistente en el aplastamiento y la fragmentación de la vegetación leñosa por medios mecánicos (Kunst et al., 2008). Pero luego del rolado, la vegetación se recupera gracias a los propágulos existentes en la comunidad, tanto del banco de semillas como de los rebrotes basales de las leñosas. Resultados recientes muestran que ésta técnica no produce la muerte y erradicación de las leñosas, sino que el éxito se observa durante un cierto período de tiempo como un incremento en la superficie cubierta por el pastizal debido a una disminución de la cobertura por el aplastamiento y fragmentación de los restos vegetales que quedan sobre la superficie del suelo (Adema et al., 2003; Rollhauser y Uhaldegaray, 2016).

El desafío que se plantea entre quienes pretenden manejar estos sistemas (maximizar la producción de forraje y reducir los riesgos de incendios) es disminuir la densidad de leñosas, controlar sus rebrotes y disminuir la cobertura de especies no forrajeras. El objetivo de este trabajo fue evaluar la respuesta de la vegetación ante distintas intervenciones de manejo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este trabajo se desarrolló en el campo experimental Bajo Verde de la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional de La Pampa, en un potrero con alta densidad y cobertura de renuevos de caldén (*Prosopis caldenia*) que en parte fue sometido a un rolado selectivo (noviembre 2013) y a su vez a un fuego controlado (abril 2015). De esta manera, se obtuvieron cuatro situaciones de fachinal con una historia de manejo diferente, tratamientos primarios: sin intervenir (T), rolado (R), rolado +



quemado (RQ) y quemado (Q) (Figura 1). En cada una de las situaciones mencionadas se realizó un raleo de leñosas (r) (noviembre 2017) en una superficie de una hectárea hasta dejar alrededor de 30 ejemplares (tratamiento secundario) (Figura 1). El raleo se realizó cortando las leñosas al ras del piso con motosierra y los tocones resultantes fueron tratados con herbicida. El diseño propuesto consistió en parcelas apareadas (intervención + control) en cada uno de los 4 sectores, en las cuales se usó un esquema de muestreo sistemático también apareado. Es decir, en cada parcela se realizaron muestreos a la par con la parcela control/intervención correspondiente.

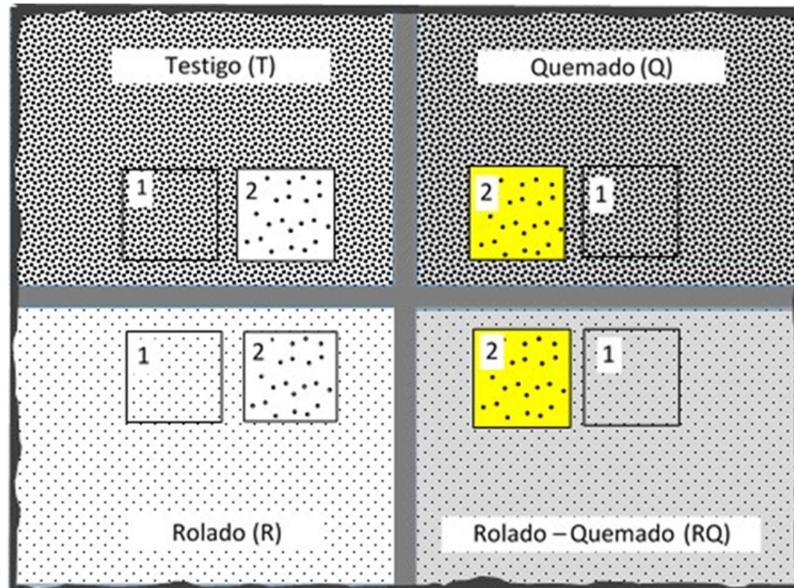


Figura 1. Esquema del diseño para los tratamientos primarios (números 1): T, R, Q, RQ; y de la aplicación del secundario (números 2), raleos.

En invierno 2018 y en una superficie de aproximadamente de una hectárea para cada situación, se realizaron las siguientes evaluaciones:

- abundancia cobertura del estrato graminoso herbáceo y la cobertura de leñosas: para cada tratamiento se establecieron 4 fajas transecta de 5 por 20 metros donde se evaluó la abundancia - cobertura del estrato graminoso herbáceo y se estimó la cobertura de copa de las leñosas en parcelas de 5x5 metros ($n:16$; $N:128$), utilizando el método de Braun-Blanquet (1979).
- densidad aparente del suelo (DA) y contenido de agua a distintas profundidades: en cada uno de los tratamientos se tomaron 10 muestras de suelo en dos intervalos de profundidad, 0-10 y 10-20 cm ($n:10$, $N:80$). Se utilizó un cilindro de 158,7 cm³. Para la determinación de humedad se siguió el método gravimétrico
- cantidad de luz: para cada tratamiento se realizaron 10 mediciones al medio día sobre el nivel del suelo mediante un sensor cuántico lineal (Line Quantum Sensor LICOR)



Análisis de los datos

La densidad aparente, contenido de agua y cantidad de luz fueron analizados mediante ANOVA y para las diferencias de media se utilizó el test de Tukey al 0,05. Con los datos de vegetación se construyó una matriz de 32 censos (parcelas x tratamiento) x 19 especies. Con las variables ambientales se construyó una matriz de 32 censos x 3 variables (DA 10-20, Luz y humedad 10-20). Se realizó un análisis de cluster a dos vías con los valores de % de abundancia relativa de las especies para cada uno de los censos con el método de Ward y como medida de similitud la distancia euclídeana. Para evaluar diferencias entre los distintos tratamientos en cuanto a la composición de especies se aplicó el test de aleatorización PerMANOVA en base a Sorensen (Bray-Curtis) (Anderson, 2001). Además, se realizó un análisis de correspondencia canónico (CCA) con el objeto de identificar los factores ambientales que contribuyeron a la composición de especies de los distintos tratamientos. Se utilizó el programa estadístico PC-ORD (McCune & Mefford, 2011).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Luz, densidad aparente y contenido de agua en el suelo

El contenido de humedad en el suelo en el perfil de 0-10cm fue mayor en los tratamientos T, Qr y R ($p < 0,05$); no hubo diferencias significativas entre ambos intervalos de humedad para los restantes tratamiento. No hubo diferencias entre tratamientos en el intervalo de 0-10 cm, sin embargo en el de 10-20 cm hubo diferencias entre Tr, RQ, Rr y RQr con el T, Q y R (Figura 2). Si bien el contenido de humedad del suelo es una variable compleja, la cobertura de la vegetación leñosa juega un rol muy importante a través de la intercepción (Adema et. al, 2003; Álvarez Redondo, 2015).

En cuanto a la DA para 0-10 y 10-20 hubo diferencias significativas entre ambas profundidades sólo en los tratamientos RQ y RQr. Por otra parte no hubo diferencias entre los tratamientos para el intervalo de 0-10 cm. Para el intervalo de 10-20 hubo diferencias entre R, Rr con T, Tr y Q. Para el perfil 0-10 cm no se observó un patrón claro, esta heterogeneidad en el comportamiento amerita un análisis más exhaustivo ya que la interacción dada por condiciones de humedad, fitomasa, deposición de broza y pastoreo resulta compleja. Por otro lado para el perfil 10-20 cm, y en coincidencia con algunos autores, estos primeros resultados indican una mayor DA en tratamientos que mantienen mayor cobertura de leñosas (Riestra et al., 2012) (Figura 3).

Hubo diferencias significativas entre raleado y no raleado para cada tratamiento, menos en el rolado quemado. La cantidad de luz interceptada por la canopia fue mayor en todos los tratamientos primarios en los cuales la presencia de leñosas fue importante, a excepción del RQ en el cual el desarrollo de las leñosas estuvo condicionado por la quema, sólo este último presentó diferencias significativas. Con la aplicación del tratamiento secundario incrementó notablemente la cantidad de luz que llegó al suelo; hubo diferencias significativas entre los tratamientos T raleado y RQ raleado con el R raleado (Figura 4).

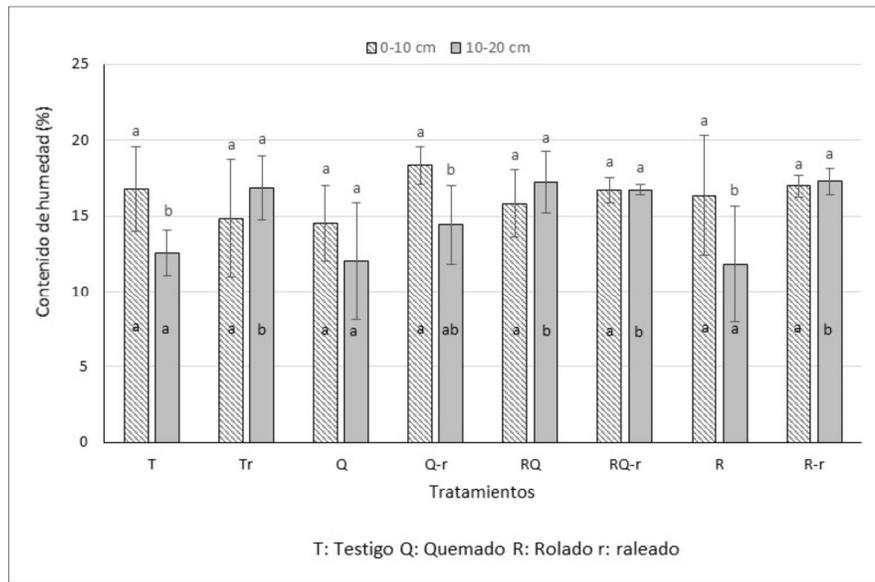


Figura 2. Contenido de humedad de los distintos tratamientos a 0-10 y 10-20 cm de profundidad. Letras superiores distintas indican diferencias significativas entre profundidades dentro de cada tratamiento. Dentro de las barras letras distintas indican diferencias significativas para cada profundidad entre los tratamientos. Referencias: Testigo (T), Rolado (R), Quemado (Q), Rolado Quemado (RQ); y raleos (r).

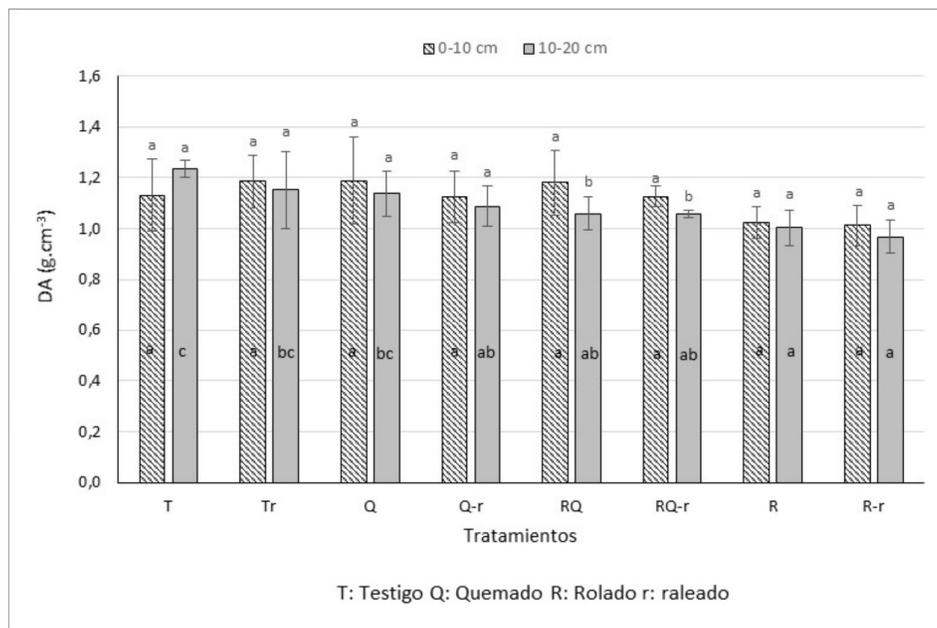


Figura 3. Densidad aparente (DA) de los distintos tratamientos a 10 y 20 cm de profundidad. Letras superiores distintas indican diferencias significativas entre profundidades dentro de cada tratamiento. Dentro de las barras letras distintas indican diferencias significativas para cada profundidad entre los tratamientos. Referencias: Testigo (T), Rolado (R), Quemado (Q), Rolado Quemado (RQ); y raleos (r).

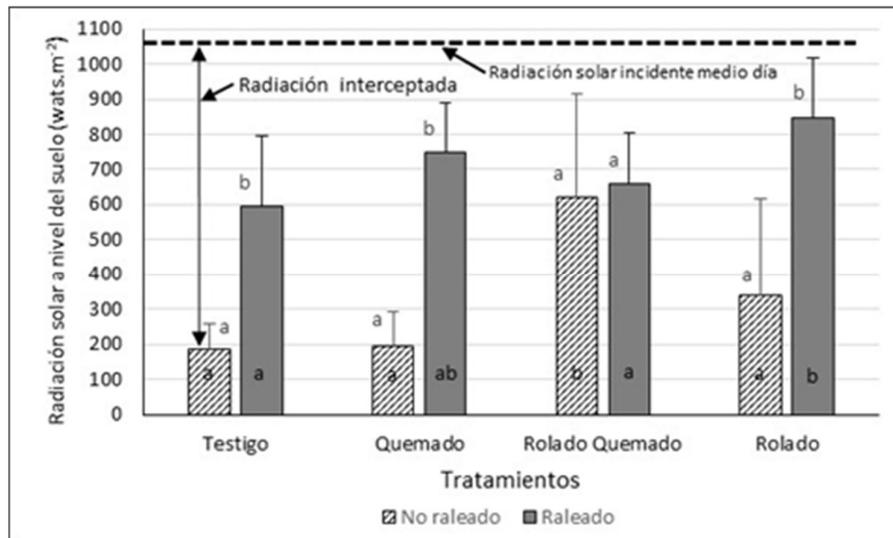


Figura 4. Radiación solar a nivel del suelo para los distintos tratamientos. Letras superiores distintas indican diferencias significativas entre no raleado y raleado dentro de cada tratamiento primario. Dentro de los barras letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos para raleado y no raleado.

Clasificación y ordenamiento de la vegetación

El dendrograma del análisis de agrupamiento (con un nivel de corte del 79% de la información) basado en la composición de especies de las comunidades permitió identificar 6 grupos de vegetación (Figura 5): a) caracterizado por una abundancia intermedia de *Jarava ichu* y un estrato muy bajo y denso de plántulas provenientes de distintas especies, principalmente anuales, -testigos raleados, rolados raleados y rolados quemados-; b) representado sólo por *Jarava ichu*, -rolados - ; c) con abundante presencia de plántulas y baja de *Jarava ichu*, -principalmente los testigos y quemados, ambos raleados-; d) representado sólo por un alto porcentaje de *Nasella tenuissima*, -principalmente en rolados quemados raleados-; e) con cobertura muy alta de *Prosopis caldenia* y plántulas, -en testigos-; f) con abundancia intermedia de *Prosopis caldenia* y *Jarava ichu*, - en testigos, quemados y rolados-.

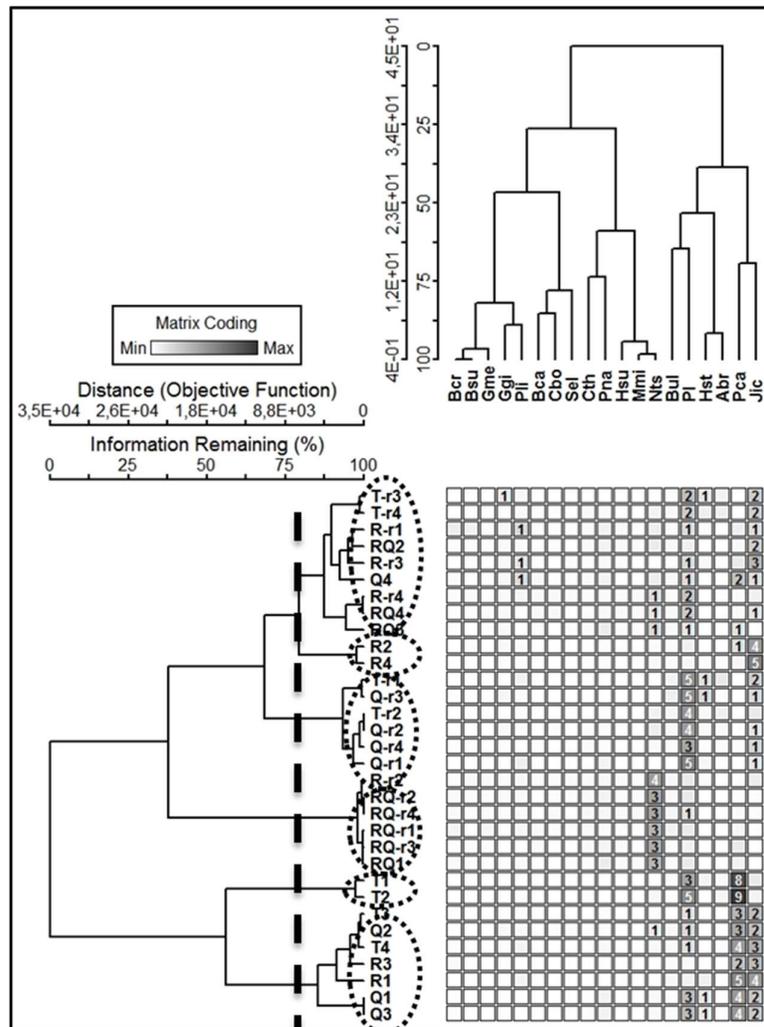


Figura 5. Dendrograma a dos vías de los tratamientos y las especies utilizando el Método de Ward y la distancia Euclídeana como medida de similitud. Porcentaje de encadenamiento: 8,15). Referencias: Testigo (T), Rolado (R), Quemado (Q), Rolado Quemado (RQ), raleos (r); 1-2-3-4- (repeticiones); *Baccharis crispera* (Bcr), *Baccharis gilliesii* (Ggi), *Baccharis ullicina* (Bul), *Briza subaristata* (Bsu), *Bromus catharticus* (Bca), *Cardus thormeri* (Cth), *Conyza bonariensis* (Cbo), *Gaillardia megapotamica* (Gme), *Heterotheca subaxillaris* (Hsu), *Hordeum stenostachys* (Hst), *Medicago minima* (Mmi), *Piptochaetium napostaense* (Pna), *Poa ligularis* (Pli), *Prosopis caldenia* (Pca), *Solanum eleagnifolium* (Sel), *Amelichloa brachychaeta* (Abr), *Jarava ichu* (Jic), *Nassella tenuissima* (Nts).

El análisis PerMANOVA indicó que la composición de especies de las distintas comunidades varió en función de los tratamientos primarios (T-R-Q-RQ) y la aplicación posterior de los raleos manuales (TS), hubo interacción (Tabla 1).



Tabla 1. Análisis multivariado (PerMANOVA) en base a las disimilitudes de Bray-Curtis de los datos multivariados, para detectar diferencias entre tratamientos primarios (testigo, rolado, quemado, rolado-quemado) y el secundario (raleos) en cuanto a la composición de especies. Cada prueba se realizó con 4999 permutaciones. ** $p < 0,001$.

<i>Fuente de variación</i>	<i>d.f</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Tratamientos primarios	3	0,71751	12,476	0,0002**
Tratamiento secundario	1	0,87748	15,257	0,0002**
Interacción	3	0,25575	4,4469	0,0002**
Residual	24	0,57513 E-01		
Total	31			

El ordenamiento por CCA (Figura 6) mostró una correlación especies-factores ambientales del eje uno de 0,80 y del eje dos de 0,58. El gradiente dado por cantidad de luz y DA permitió identificar dos grupos contrastantes: por un lado las comunidades dominadas por *Prosopis caldenia* y *Jarava ichu* y por el otro las dominadas por especies propias del pastizal y un estrato bajo denso de anuales.

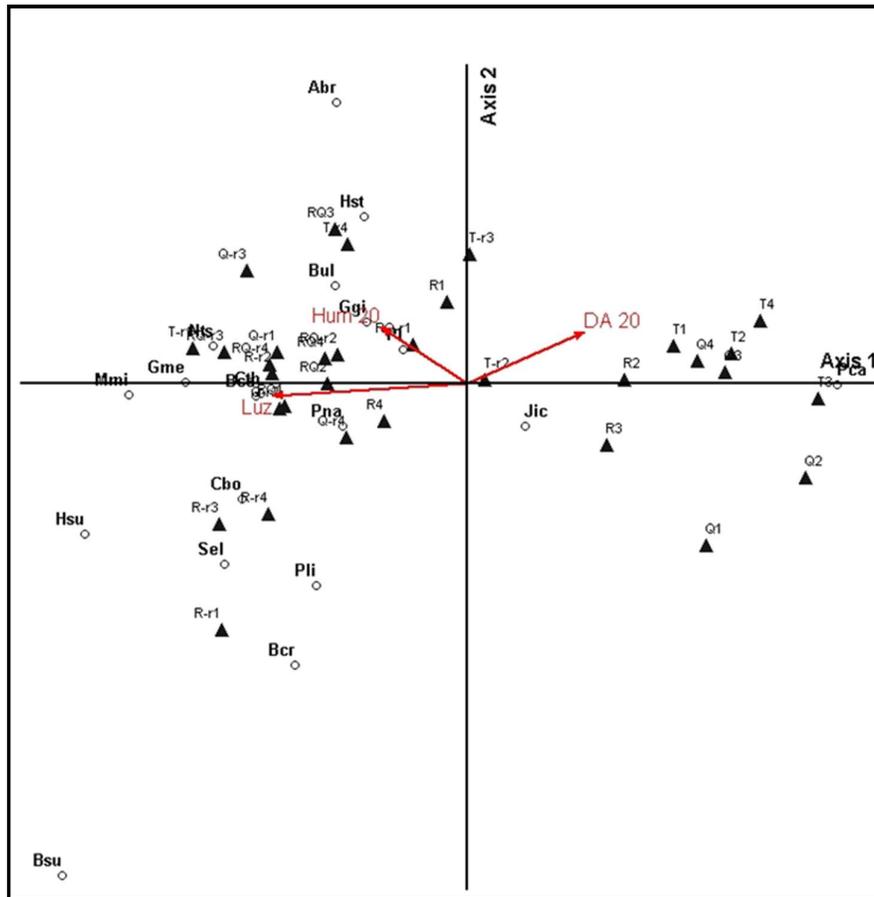


Figura 6. Análisis de Correspondencia Canónica de los 32 sitios de muestreo con 19 especies y 3 variables ambientales. Referencias: Hum 20 (humedad a 20 cm), DA 20 (densidad aparente a 20 cm); Testigo (T), Rolado (R), Quemado (Q), Rolado Quemado (RQ), raleos (r); 1-2-3-4- (repeticiones); *Baccharis crispera* (Bcr), *Baccharis gilliesii* (Ggi), *Baccharis ulicina* (Bul), *Briza subaristata* (Bsu), *Bromus catharticus* (Bca), *Cardus thormeri* (Cth), *Conyza bonariensis* (Cbo), *Gaillardia megapotamica* (Gme), *Heterotheca subaxillaris* (Hsu), *Hordeum stenostachys* (Hst), *Medicago minima* (Mmi), *Piptochaetium napostaense* (Pna), *Poa ligularis* (Pli), *Prosopis caldenia* (Pca), *Solanum eleagnifolium* (Sel), *Amelichloa brachychaeta* (Abr), *Jarava ichu* (Jic), *Nassella tenuissima* (Nts).

CONCLUSIÓN

La apertura del sistema, a través de los distintos tratamientos, redujo la interceptación de luz; el contenido de humedad y densidad aparente. Los resultados obtenidos hasta el momento no son concluyentes. Las intervenciones primarias de rolado y quemado por separado no lograron disminuir la abundancia cobertura de pajas y de leñosas; mientras que la combinación de ambos favoreció la aparición de un estrato bajo con mayor proporción de especies herbáceas anuales y gramíneas forrajeras. En todos los casos los tratamientos que incluyeron el raleado mejoraron el



pastizal a partir del aumento del estrato bajo de herbáceas anuales, como así también de *Piptochaetium napostaense*, *Poa ligularis* y *Nasella tenuissima*.

Agradecimientos

Este equipo de investigación agradece particularmente a la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional de La Pampa por las facilidades otorgadas para llevar adelante esta investigación.

Bibliografía

- Adema, E.O., Buschiazzi, D.E., Babinec, F.J., Rucci, T. y Gómez Hermida, V.J. 2003. Balance de agua y productividad de un pastizal rolado en Chacharramendi, La Pampa. Publicación Técnica N° 50, EEA Anguil "Ing. Agr Guillermo Covas", INTA. 20 p.
- Aguiar, M. R. y Sala, O. E. 1994. Competition, facilitation, seed distribution and the origin of patches in a Patagonian steppe. *Oikos* 26-34.
- Álvarez Redondo, M. 2015. Efecto del dosel de los arbustos sobre la intercepción de lluvia en la región semiárida central de Argentina. Tesis para obtener el grado de MSc, Maestría en Recursos Hídricos, UNLPam. 120 p.
- Anderson, L. J., Brumbaugh, M. S. y Jackson, R. B. 2001. Water and tree understory interactions: a natural experiment in a savanna with oak wilt. *Ecology* 82(1), 33-49.
- Anderson, M. J. 2001. Permutation-based nonparametric MANOVA. *Austral Ecology* 26:32-46.
- Auld, T.D. 1990. Regeneration in populations of the arid zone plants *Acacia carnei* and *A. oswaldii*. *Proc. Ecology Society Australian* 16, 267-272.
- Belsky, A.J., Mwonga, S.M., Amundson, R.G., Duxbury, J. M. y Ali, A.R. 1993. Comparative effects of isolated trees on their undercanopy environments in high-and low-rainfall savannas. *Journal of Applied Ecology* 143-155.
- Braun-Blanquet, J. 1979. *Fitosociología – Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Ed. Blume.
- Cano, E., Fernández, B. y Montes, M. 1980. La vegetación de la provincia de La Pampa y carta de vegetación 1:500000. En: *Inventario integrado de los recursos naturales*. Gobierno de la provincia de La Pampa, INTA, UNLPam. 493 p.
- Cornelius, R. y Schultka, W. 1997. Vegetation structure of a heavily grazed range in northern Kenya: ground vegetation. *Journal of Arid Environments* 36(3), 459-474.
- Dahlgren, R., Horwath, W., Tate, K.W. y Camping, T. 2003. Blue oak enhance soil quality in California oak woodlands. *California Agriculture* 57(2), 42-47.
- Estelrich, H.D., Fernández, B., Morici, E.F. y Chirino, C.C. 2005b. Persistencia de los cambios provocados por los fuegos controlados en diferentes estructuras del bosque de caldén (*Prosopis caldénia* Burk). *Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam.* 16(1/2):23-30.
- Estelrich, H.D., C.C. Chirino, C.C., Morici, E.F. y Fernandez, B. 2005a. Dinámica de áreas naturales cubiertas por bosque y pastizal en la región semiárida central de Argentina - Modelo Conceptual. En: *Heterogeneidad de la Vegetación. Libro homenaje a ROLANDO LEON (PARUELO J., M. OESTERHELD y M. AGUIAR Eds.)*.
- Estelrich, H.D. y Castaldo, A. 2014. Receptividad y carga ganadera en distintas micro regiones de la provincia de La Pampa (Argentina) y su relación con las precipitaciones. *Semiárida. Universidad Nacional de La Pampa. Revista de la Facultad de Agronomía* 16: 7-19.
- Hepper, E.N., Buschiazzi, D.E., Hevia, G.G., A.M. Urioste, A.M. y Antón, L.E. 2006. Clay mineralogy, cations exchange capacity and specific surface area of loess soils with different volcanic ash contents. *Geoderma* 135:216-223.
- Holdo, R.M. y Mack, M. C. 2014. Functional attributes of savanna soils: contrasting effects of tree canopies and herbivores on bulk density, nutrients and moisture dynamics. *Journal of Ecology* 102(5) 1171-1182.
- Kunst, C., Ledesma, R. y Navall, M. 2008. *RBI: Rolado Selectivo de Baja Intensidad*. Ediciones INTA, pp. 139.
- Larroulet, M.S.; Hepper, E.N.; Alvarez Redondo, M.; Belmonte, V.; Urioste, A.M. 2016. The Caldenal Ecosystem: Effects of a Prescribed Burning on Edaphic Properties. *Arid Land Research and Management* 30(1) 105-119.
- Lerner, P.D. 2004. El caldenar: dinámica de poblaciones de caldén y procesos de expansión de leñosas en pastizales, en: Arturi, M. F., J. L. Frangi y J. F. Goya (eds.), *Ecología y manejo de los bosques de Argentina*, La Plata, Editorial de la Universidad Nacional de La Plata.
- LLorens, E.M. y Frank, E.O. 2003. El fuego en la provincia de La Pampa. En: "Fuego en los ecosistemas argentinos" (Kunst, CR; S Bravo & JL Panigatti eds.). INTA Santiago del Estero. pp 259-268.



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

McCune, B. y Mefford, M.J. 2011. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.

Riestra, D., Noellemeyer E. y Quiroga, A. 2012. Soil texture and forest species condition the effect of afforestation on soil quality parameters. *Soil Science* 177(4) 279-287.

Rolhauser, M. y Uhaldegaray, A. 2016. El rolado selectivo y la aplicación de herbicidas selectivos como herramientas para intervenir fachinales, su efecto y duración sobre la estructura vertical y horizontal de la vegetación. Trabajo final de graduación para obtener el título de Ingeniero Agrónomo, Facultad de Agronomía UNLPam.

Scholes, R. J. y Archer, S. R. 1997. Tree-grass interactions in savannas. *Annual review of Ecology and Systematics* 517-544.

Vázquez P., Adema E., Llorens E., Butti L., Poey S., Stefanazzi I., Babinec F. 2016. Modelado y predicción de la productividad neta de forraje en el árido-semiárido de la provincia de La Pampa. *Publicación Técnica* N° 102. Septiembre de 2016. ISSN 0325- 2132. Ediciones INTA. Wondzell, S. y Ludwig, J.A. 1995. Community dynamics of desert grasslands: influences of climate, landforms, and soils. *Journal of Vegetation Science* 6(3) 377-390.



ESTUDIO DE CASO: RENDIMIENTO Y CALIDAD DE MADERA DE *Pinus taeda* PROVENIENTE DE UN SISTEMA SILVOPASTORIL

CASE STUDY: SAWMILL YIELD AND WOOD QUALITY OF *Pinus taeda* FROM A SILVOPASTORAL SYSTEM

**Winck, Rosa A. (1); Aldo E. Keller (1); Hugo E. Fassola (1); Ernesto H. Crech (1); Sara R. Barth (1);
Diego R. Aquino (1); Eduardo De Coulon (2); Knebel, Otto (1)**

⁽¹⁾ Estación Experimental, INTA, Montecarlo, Misiones, Argentina.

⁽²⁾ De Coulon S.A. Jardín América, Misiones, Argentina.

winck.rosa@inta.gob.ar; Av. El Libertador N° 2472 (3384), Montecarlo, Misiones; Argentina.

Resumen

El objetivo de este trabajo fue evaluar el diámetro del cilindro con defectos, la oclusión de heridas de poda, la conicidad de las trozas y determinar el rendimiento bruto en el aserrado y por grados de calidad de la madera de trozas podadas obtenidas de una muestra de 6 árboles de *Pinus taeda*, proveniente de un rodal de 15 años manejado bajo régimen silvopastoril. Se aparearon los árboles, se trozaron, el tamaño de los rollizos se determinó a través de las mediciones de diámetros en cada extremo de las trozas, se determinó la conicidad y se aserraron. Luego las tablas fueron secadas en horno y tipificadas. Se cuantificó el rendimiento del aserrado por grados de calidad según normas "Factory" y "Selección/Apariencia". El rendimiento del aserrado fue 55,78 %, esto significa 212 p²/tn. El valor medio de conicidad fue de 2,25 cm/m, con valores máximos en las trozas 1 y 2 (inferiores) y mínimos en las trozas 3 y 4 (superiores). Se obtuvo un 30,9% del volumen de madera de la mejor calidad (moulding & better según norma "Factory"), que son piezas que contienen en su peor cara el 67% del área en cortes para molduras. Cuando se clasificó con la Norma "Selección/Apariencia", la cual prioriza cortes para la fabricación de muebles, se obtuvo un 25% de madera de la mejor clase de calidad (4 caras libres de defectos). Se concluye que el diámetro sobre muñón es un excelente indicador del diámetro del cilindro defectuoso. El manejo silvícola aplicado permitió obtener un importante rendimiento de madera de las mejores calidades según las normas aplicadas. Se encontró una relación prácticamente lineal entre el tamaño del árbol (dap) y el volumen de tablas obtenidas.

Palabras clave: madera libre de nudos; diámetro sobre muñón; normas de calidad.

Abstract

*The objective of this study was to assess the diameter of defective core, branch occlusion and to determine taper and sawmill gross yield and lumber quality of pruned logs obtained from a 6 tree sample from a 15-year-old *Pinus taeda* stand managed under silvopastoral regime. Trees were harvested, cut into logs, the size of the logs was determined through the measurements of diameters at each end of the logs, determined the taper and then sawed. The resulting tables were oven-dried and typified according to "Factory and "Select/"Appearance" standards. Sawing yield was 55.78%. Average log taper was 2.25 cm/m, with maximum values in logs 1 and 2 and minimum values in logs 3 and 4. 30.9% of volume obtained was best quality wood (moulding & better), in pieces showing 67% of the area suitable for moulding cuts in its worst side. When the tables were classified with the "Select/Appearance" standard, which prioritizes furniture manufacturing cuts, 25% of the best quality class of wood was obtained (4-side clears). It is concluded that the diameter over stubs is an excellent indicator of the defective core diameter. The silvicultural management applied showed a significant yield of best quality wood according to "Factory" and "Select/Appearance" standards. An almost linear relationship was found between the tree diameter (dbh) and the volume of tables obtained.*

Keywords: clearwood; diameter over stubs; wood quality standards.



INTRODUCCIÓN

El rendimiento bruto en el aserrado nos indica el volumen de producto obtenido en relación al volumen de trozas que ingresaron a la producción, mientras que el rendimiento por grados de calidad tiene en cuenta el volumen de tablas producidas que cumplen con los estándares de calidad fijada por una norma de clasificación, según las dimensiones de las piezas y la cantidad y tamaño de los defectos presentes. Es posible aumentar la proporción de madera de calidad recurriendo a ciertos tratamientos silviculturales. La poda, como una intervención silvícola, entre distintos objetivos persigue desarrollar madera libre de nudos eliminando ramas, que se refleja en una zona de oclusión entre el cilindro central defectuoso y el límite con la madera libre de defectos. Tal región varía dependiendo de la altura del árbol y la técnica de corte que se utilice (O'Hara 2007). Los rendimientos en madera aserrada libre de nudos o defectos (madera clear) que se pueden lograr a partir de rollizos podados, están definidos por el diámetro del árbol, el tamaño del "cilindro con defectos" (cd) y por el grado de eficiencia en el procesamiento de la madera. Thomas (2008), señala que para mejorar el valor y la calidad de la madera aserrada es clave disponer de información precisa sobre el tamaño, la forma y la localización de defectos internos de las trozas. Se entiende por cilindro con defectos al "cilindro que contiene la médula, los muñones de la poda, la oclusión de la herida de poda y las sinuosidades del fuste" (Park 1980). El tamaño de los rollizos se determina al momento del apeo a través de las mediciones de diámetros en punta gruesa y en punta fina de cada una de las trozas, mientras que el tamaño del cilindro con defectos está oculto dentro de la misma y su medición es posible mediante técnicas de aserrado de las trozas, re armando la troza con las tablas proveniente del mismo, localizando y registrando la presencia de nudos y cicatrización de las heridas (oclusión) luego de la poda. Existen antecedentes de relaciones existentes entre el diámetro del cilindro con defectos (dcd) y el diámetro sobre muñón (dmsm) (figura 1). Esta variable es posible medirla al momento de la realización de la poda.

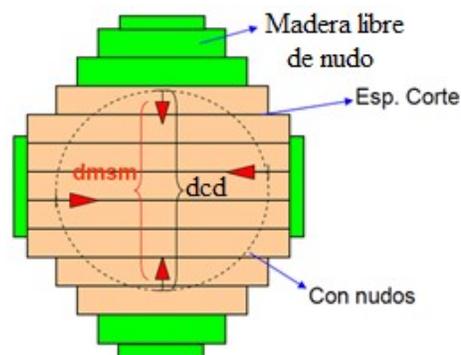


Figura 1. Representación gráfica del diámetro del cilindro con defectos (dcd) y el diámetro sobre muñón (dmsm). Fuente: Fassola *et al.*, 2012.

La determinación del diámetro del cilindro defectuoso también fue utilizada por otros autores para definir un índice de grado de la calidad de los rollizos. Park (1980) determinó las dimensiones del cilindro con defectos para evaluar distintos regímenes de poda, asociando el rendimiento porcentual en madera libre de nudos con relación al volumen total de la troza, con un índice, al que



denominó Índice de Grado (ig) (Park y Parker, 1983). El Índice de Grado (1) es un indicador de la calidad de un rollizo podado y surge del producto del diámetro a la altura de pecho (dap, cm) por el factor de conversión en el aserrado, en relación al dcd:

$$\text{Índice de grado (ig)} = \frac{(\text{dap (cm)} * \text{factor de conversión industrial})}{\text{dcd (cm)}} \quad (1)$$

También Fassola *et al.* (2002a, 2008 y 2012) realizaron estudios sobre el tema. Otros autores (Acevedo-Correa *et al.* 2015), considerando el cilindro central defectuoso, desarrollaron un método eficiente para aumentar el aprovechamiento volumétrico de los aserraderos que procesan trozas podadas, a través de la optimización 3D de la troza (optimizar el aserrado de una troza reconstruida tridimensional).

La hipótesis del trabajo es que a mayor diámetro del árbol y menor diámetro del cilindro con defecto de la troza podada, se obtiene un mayor rendimiento de madera en grados de calidad superior.

Objetivo general

Evaluar el diámetro del cilindro con defectos y su influencia en el rendimiento bruto en el aserrado y por grados de calidad de la madera de *Pinus taeda* de 15 años de edad proveniente de un sistema silvopastoril para usos de apariencia.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron árboles provenientes de un rodal con manejo silvopastoril ubicado en la localidad de Jardín América, Misiones, sobre suelos de tipo Kandiudultes (clásicos suelos rojos). El material genético correspondía a *Pinus taeda* L. origen Marion y fue implantado en el año 1996.

El clima del área según la clasificación de Köppen es de tipo Cfa, macrotérmico, constantemente húmedo y subtropical (Rodríguez *et al.*, 2004). La precipitación media durante el período 1951-2009, fue de 1758 mm. La temperatura media anual fue en el mismo período de 21,5 °C, la temperatura media del mes más cálido y del mes más frío fueron de 26,6 °C y 16,2 °C respectivamente (Servicio Meteorológico Nacional, 2018). Sobre esta plantación se implementó un sistema silvopastoril, donde el objetivo de la producción fue la obtención de rollizos con destino al aserrado y/o laminados. Para ello se aplicaron podas y raleos desde edades tempranas. Se realizaron 5 raleos en total, uno perdido a los 2 años y 4 comerciales (4, 8, 10 y 15 años), que abastecieron aserraderos y una pequeña parte la industria celulósica. El régimen de podas y raleos intensivos llevó a alcanzar a los 7 años de edad, una altura de poda entre 8-8,5 m, con intervalos de 6-8 meses entre cada realce y dejando en pie 373 plantas/ha luego de los raleos. Las podas fueron realizadas entre los meses de marzo y septiembre. La herramienta empleada fue la tijera electrónica marca "Electrocoup" y el operario realizó la tarea empleando escalera a partir del 2^{do} realce de poda, de manera de trabajar cerca de la rama (Apud y Valdés, 1993; Fassola, 2001). A los 3 años se implantó "pasto jesuita gigante". A los 7 años de edad se estableció un sistema de inventario permanente que permitió evaluar la evolución del recurso y su respuesta al manejo silvícola aplicado.



En la tabla 1 se presentan las variables de estado al momento del apeo a los 15 años de edad.

Tabla 1. Variables de estado al momento del apeo a los 15 años de edad

Árboles (N°/ha)	Dap (cm)	H (m)	Hbcv (m)	G (m ² /ha)	Lcv (m)	Árboles por categoría diamétrica (cm)				
						35-40	40-45	45-50	50-55	55-60
121	45,3	25,8	11	19,5	14,8	30	23	45	15	8

N°/ha= número de árboles por hectárea; Dap= diámetro promedio a la altura de pecho (cm); H= altura promedio (m); Hbcv=altura hasta la base de la copa verde (m) G= área basal (m²/ha); Lcv=longitud de copa verde (m).

Para la realización del estudio a los 15 años de edad, se seleccionaron 6 árboles en total, 2 por clase diamétrica, "pequeños", "medianos" y "grandes" (Köhl *et al.*, 2006). En la tabla 2 se presentan las características de los árboles apeados.

Tabla 2. Características de los árboles apeados

Nº Árbol	Diámetro (cm)	Altura (m)	Clase diamétrica
3	36,6	24,7	P
22	39,0	24,3	P
25	45,0	24,3	M
20	47,0	23,5	M
26	50,0	24,3	G
7	56,3	24,1	G

Dentro de cada clase diamétrica se tomaron 2 árboles al azar, que fueron trozados en largos comerciales, de 2,20 y 2,40 m. De los 6 árboles apeados, un total de 36 trozas se utilizaron para el estudio de rendimiento por grados de calidad y sobre 21 de ellas se determinó además el dcd, el dmsm, la distancia de la oclusión de la herida de poda. También se estableció el índice de grado (IG) (Park y Parker 1983), para ello se utilizó un factor promedio de conversión en el aserrado de 0,5578.

En cada troza obtenida se midieron los diámetros con y sin corteza en ambos extremos, longitud y flecha. El volumen con y sin corteza de las mismas fue estimado mediante la fórmula de Smalian. Las trozas podadas y no podadas, con diámetros superiores a 25 cm en punta fina, fueron aserradas mediante sierras de banda en su parte periférica y se obtuvieron tablas de 1 pulgada de espesor y la viga central fue aserrada en la misma dimensión recurriendo a sierras circulares múltiples. Las trozas con dimensiones menores a 25 cm en punta fina fueron aserradas con sierra circular múltiple. Se obtuvieron un total de 577 tablas, cada una de ellas fue identificada, numerada y secada en horno. Luego se realizó el relevamiento de defectos y se determinaron el dcd, el dmsm y la distancia



de la oclusión (cicatrización de la herida de poda). Paralelamente se determinó el rendimiento en el aserrado y la tipificación en base a las normas "Factory" y "Selección/Apariencia", que priorizan cortes para (i) la obtención de partes de puertas, ventanas y finger-joint y (ii) para la industria mueblera, respectivamente. En la tabla 3 se especifican las dimensiones que deben tener las tablas rústicas para clasificar según las normas.

Tabla 3. Dimensiones nominales de tablas rústicas según normas de clasificación.

Normas	Espesor (pulgadas)	Ancho (pulgadas)	Largo (pies)	Criterio de uso del producto
Factory	1½	6 a 8	8 a 16	Partes de puertas, ventanas y finger-joint
Selección/Apariencia	1, 1½, 2	4, 5, 6 y 8	8 a 16	Fabricación de muebles

La madera se clasificó con las Normas Factory para evaluar la producción de tablas por grados de calidad, pero en caso es necesario considerar, que la mayor proporción de trozas fueron cortadas en largo de 2,40 m (8 pies), que luego fueron despuntadas y resultaron en piezas con dimensiones finales de 7 pies de largo, cuando esta norma exige que las longitudes de las piezas sean mayor a 8 pies, ya que se pretenden obtener cortes predefinidos de puertas, ventanas y finger-joint según el grado de calidad de la madera.

Por otro lado, también se clasificó la madera siguiendo los criterios de las normas "Selección/Apariencia", se busca obtener cortes con óptimos rendimientos para la fabricación de muebles.

Se realizó un resumen estadístico de las variables dcd y dmsm y un ajuste mediante regresión simple entre ambas variables.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Cilindro con defectos

El dcd medio fue de 20,8 cm, el dmsm de 17,8 cm y la oclusión de la herida de poda promedio de 3 cm. Los valores de dcd medio son similares a los obtenidos por Fassola *et al.* (2008), que registraron valores de 18 a 31cm y 17 a 24,5 cm para rodales de *Pinus taeda* con manejo silvicultural similar, de Lipsia SA, y de De Coulon SA, de 20 y 11 años respectivamente. Los valores de dmsm encontrados por estos autores, fueron de 13 a 21 cm y de 14,2 a 19,8 cm para los respectivos rodales mencionados, y de 7 a 24,8 cm según Andenmatten *et al.* (2002). Estos autores consideraron que esta variabilidad entre los valores encontrados para dcd y dmsm, podrían deberse a la destreza de quienes ejecutaron la poda o bien a que existiera una influencia debido al diámetro de la rama.



En la Figura 2 se puede observar el patrón obtenido para el dcd, que aumenta con la altura del árbol dado que existe una influencia debido al diámetro de las ramas. Se obtuvieron valores de 14,37; 20,80; 29,33 cm de dcd mínimo, medio y máximo respectivamente y de 3,96 cm de desvío estándar.

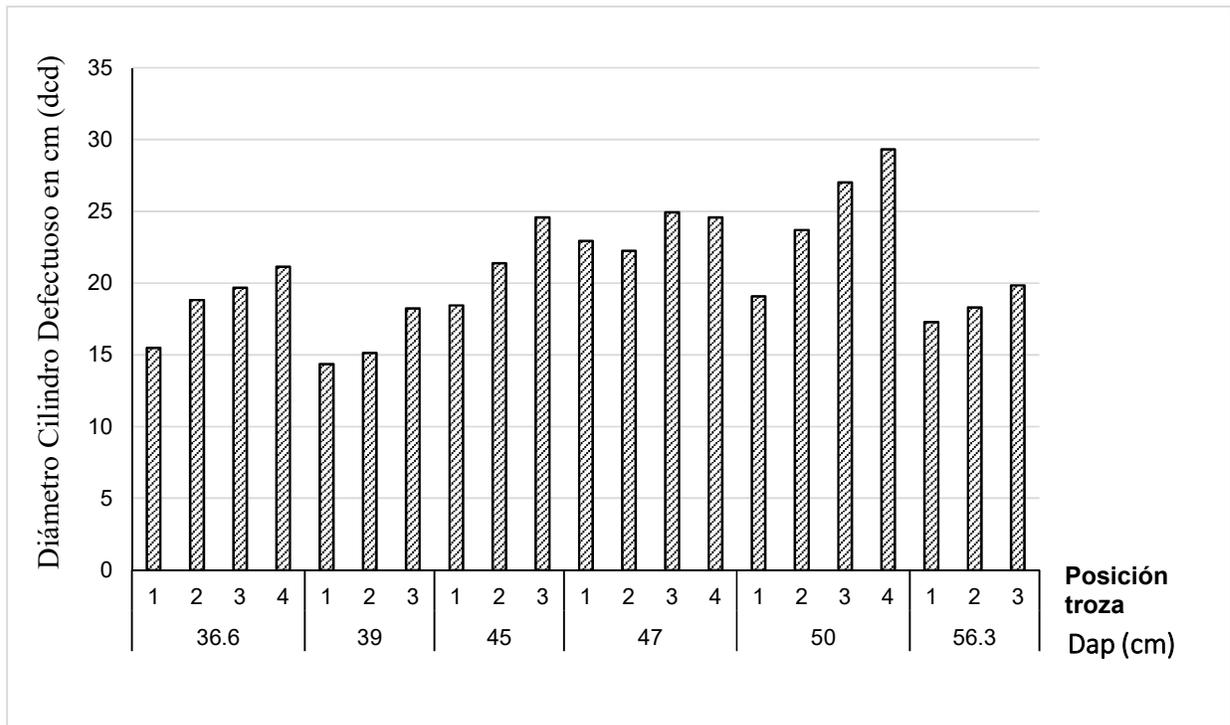


Figura 2. Diámetro medio del cilindro con defecto por troza

Se encontró una excelente relación entre el dcd y el dmsm (Figura 3), con un coeficiente de correlación de 0,9958 (R^2 ajustado= 99,16%).

Se podría emplear el dmsm (este es posible medir al momento de realización de la poda) para predecir el diámetro del cilindro con defectos.

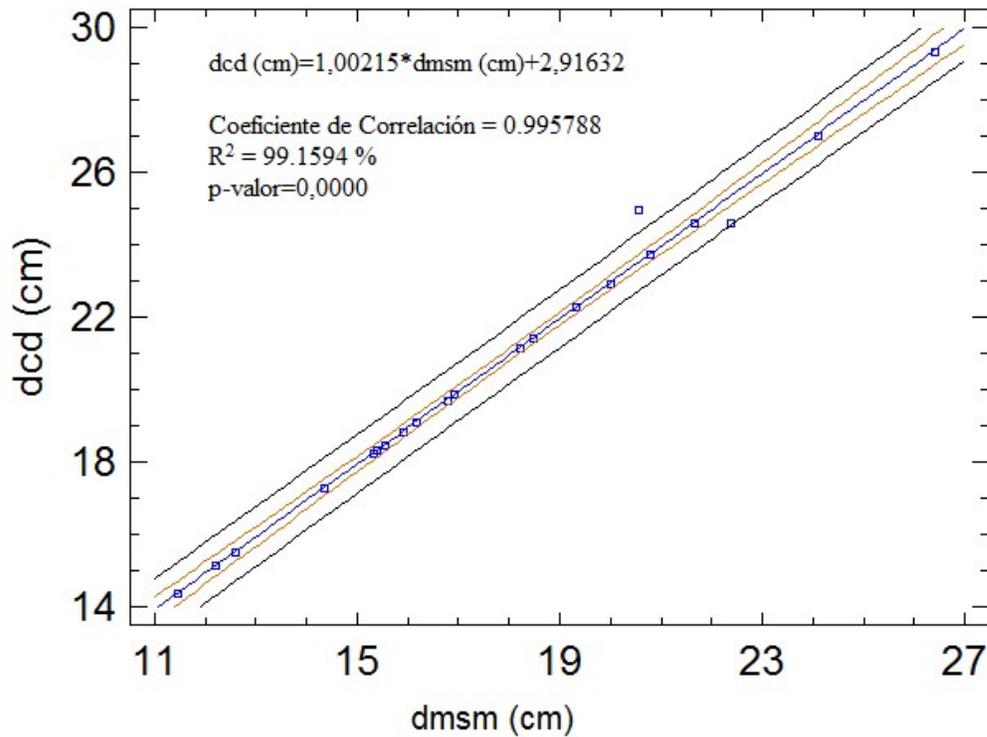


Figura 3. Relación entre el diámetro del cilindro con defecto (dcd) y el diámetro máximo sobre muñón (dmsm), (ajuste para un nivel de confianza del 95.0%).

En la tabla 4 se pueden observar un resumen estadístico para dcd y dmsm

Tabla 4. Resumen estadístico para dcd medio (cm) y dmsm medio (cm)

Variable	dcd	dmsm
Recuento	21	21
Promedio	20,8	17,8
Desviación estándar	3,96	3,93
Coefficiente de variación	19,05%	22,06%
Mínimo	14,37	11,45
Máximo	29,33	26,41
Rango	14,96	14,96
Sesgo estandarizado	0,64	0,68
Curtosis estandarizada	-0,35	-0,28

El coeficiente de variación para el dcd y dmsm fue de 19,05% y 22,06 %, respectivamente.



Fassola *et al.* (2002a) observaron una menor asociación entre el dmsm y el dcd. Estos autores también relacionaron el dmsm con el diámetro sobre oclusión (dso), y concluyeron que existe entre estas variables una asociación de carácter lineal, expresaron que el dmsm explica el 93,26 % de la variación del dso. También establecieron una alta asociación entre el dso y el dcd, explicando el primero un 82 % de la variación en el tamaño del cilindro que contiene los muñones y heridas de poda, como las sinuosidades de la médula.

Rendimiento en el aserrado

El volumen total con corteza de las 36 trozas fue 10,68 m³, sin corteza 9,62 m³, y el volumen de tablas, 5,36 m³, indicando un rendimiento total porcentual de 55,78 %. Este rendimiento equivale a 212 p²/tn, considerando la relación entre el volumen real de tablas secas y el volumen con corteza de trozas verdes que ingresaron al aserradero, y asumiendo una relación de 1 tn/m³.

Fassola *et al.* (2012), para esta misma muestra pero considerando el volumen total del árbol para determinar el valor bruto, alcanzó un rendimiento de 47%, en este caso los autores sostienen que el rendimiento en el aserrado se estaba subestimando.

En la Tabla 5 y en la Figura 4 se presenta la participación porcentual en volumen de tablas aserradas alcanzada para cada árbol, teniendo en cuenta todas las trozas obtenidas del mismo. Se puede notar que existe un aumento del rendimiento a mayor diámetro del árbol ($R^2=0,70$). A mayor diámetro también se obtienen más tablas libres de defectos que se pueden lograr luego de la cicatrización total de la herida ocasionada por la poda y mayor tamaño (espesor y ancho) de las piezas sin defectos, tal lo observado por Barth *et al.* (2017).

Tabla 5. Volumen de tablas obtenidas de cada árbol

dap (cm)	Vol Tablas (m ³)	Vol Tablas (%)
36,6	0,7425	13,84%
39,0	0,7790	14,52%
45,0	0,7963	14,84%
47,0	0,9917	18,49%
50,0	1,0496	19,56%
56,3	1,0056	18,75%
Total	5,3647	100,00%

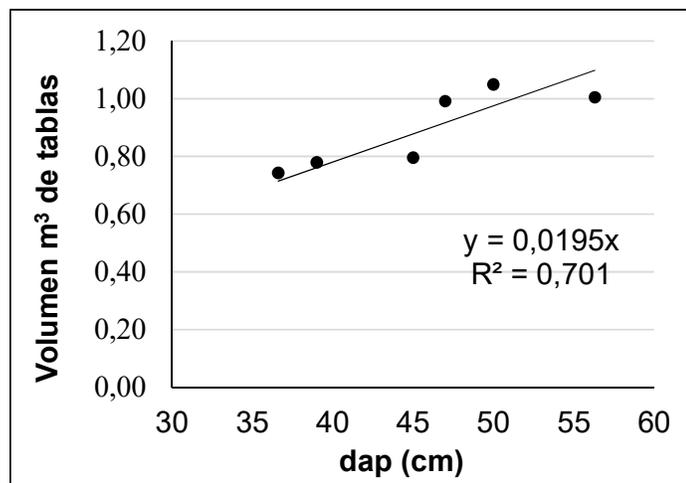


Figura 4. Relación entre el diámetro del árbol y el rendimiento % en tablas.



Conicidad de las trozas

Se obtuvo un valor medio de conicidad de 2,25 cm/m (Figura 5), el cual fue mayor en las 2 primeras trozas (inferiores), mínimos en las trozas 3 y 4 (intermedias) y luego aumentó en las trozas 5 y 6 (superiores). Este comportamiento se observó para los 6 árboles.

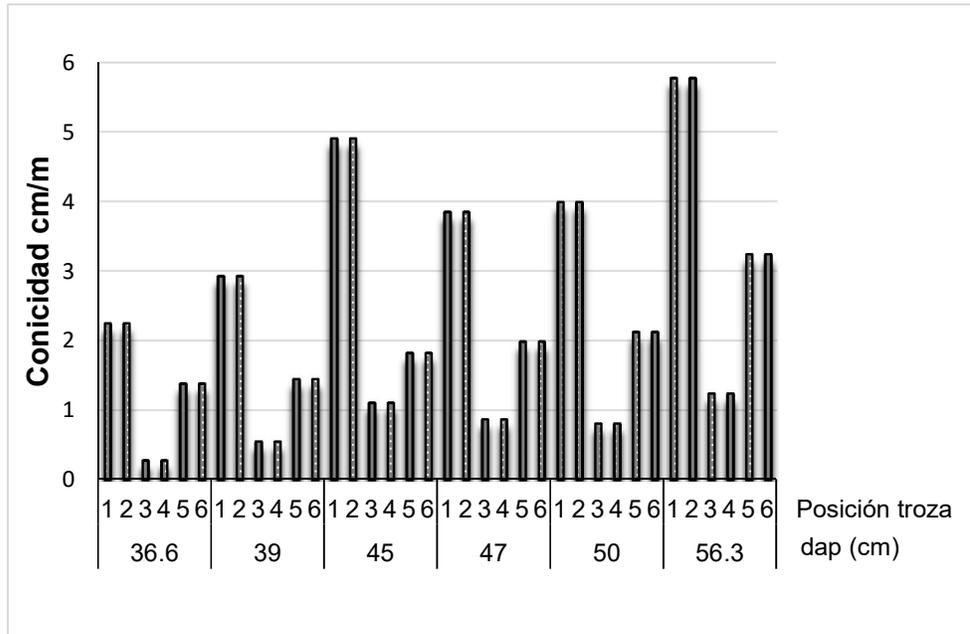


Figura 5. Conicidad en cm/m por troza

Rendimiento en madera libre de nudos

El Índice de Grado, con un factor promedio de conversión en el aserrado de 0,5578 arrojó un valor promedio de 1,25.

Los resultados fueron comparados con los obtenidos por Park (1983), quien alcanzó índices superiores a 1, y consideraba a este valor como límite inferior de una poda con posible retorno económico. La posibilidad existente a futuro de contar con rollizos de gran dap y dcd de dimensiones relativamente reducidas, permitiría alcanzar mayores IG (Fassola *et al*, 2002a).

Se ajustó una ecuación para estimar el IG de la parte podada del árbol a partir del dap, y resultó la siguiente:

$$\text{IG Árbol} = 0,0170176 * \text{dap (cm)} + 0,476927 \quad (P <= 0,05)$$

El coeficiente de correlación entre el IG Árbol y el dap fue de 0,45 indicando una relación relativamente débil entre las variables, lo que resulta razonable considerando que el diámetro del cilindro defectuoso también tiene un peso igualmente importante, pero que se podría utilizar como un estimador, asumiendo que las podas fueron realizadas en tiempo y forma de manera de asegurar

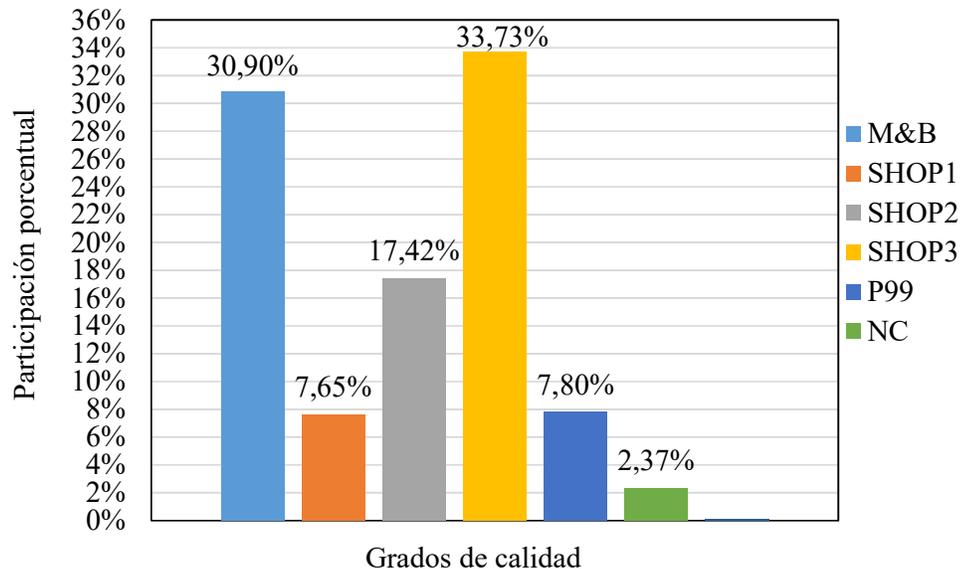


un cilindro defectuoso mínimo y relativamente parejo a lo largo de la zona podada. De esta manera se puede deducir que para que un árbol podado tenga un valor de IG de 1 (valor mínimo de una poda con posible retorno económico) su dap debería ser mayor a 32 cm con corteza.

Rendimiento por grado de calidad según normas "Factory"

Casi un tercio (30,9%) del volumen fue de la mejor calidad (moulding & better, M&B).

La mayor proporción (33,73%) de volumen correspondió a la calidad Shop 3 (Figura 6). En este caso cada pieza contiene en su peor cara, al menos 30% del área en cualquier combinación de las alternativas que se indican: cortes para puertas de calidad mixta 1 y 2, cortes para ventanas, cortes para los marcos de puerta, ventanas y vierteaguas, cortes para molduras.



Leyenda: M&B: cortes para moldura (mejor calidad), Shop 1, Shop 2 y Shop 3: son cortes para puertas y ventanas, de mayor a menor calidad respectivamente), P99 (cortes para finger-joint) y NC (no clasifica).

Figura 6. Rendimiento por grados de calidad según norma "Factory".

Por otro lado, cuando se analizaron los porcentajes de madera de calidad según la posición de la troza en el árbol, quedó reflejado que en las trozas superiores es menor la presencia de madera de mayor calidad, obteniéndose un 13,56%; 9,39%; 5,64%; 1,97%; 0,17% y 0% de M&B en las trozas 1, 2, 3 4, 5 y 6, respectivamente (Tabla 6). Es decir, disminuyó la madera de calidad (M&B) y aumentó el volumen de madera de las calidades inferiores con la mayor altura de troza en el árbol, comportamiento esperable debido a la presencia de ramas.



Tabla 6. Participación porcentual de cada grado de calidad según la posición de la troza en el árbol

Grados de Calidad Normas Factory								
Posición Troza en el Árbol	M&B (%)	SHOP1 (%)	SHOP2 (%)	SHOP3 (%)	P99 (%)	NC (%)	Desp. (%)	Total general (%)
1	13,56	1,80	0,88	2,98	0,22	0,10	0,09	19,63
2	9,39	0,17	1,93	2,49	2,51	0,50	0,00	16,99
3	5,64	1,49	1,66	4,31	1,24	0,08	0,00	14,42
4	1,97	3,50	3,82	6,06	1,87	0,59	0,00	17,82
5	0,17	0,65	5,99	10,44	1,56	0,00	0,00	18,82
6	0,00	0,00	3,09	7,72	0,39	1,09	0,03	12,32
Total general (%)	30,72	7,61	17,37	34,00	7,81	2,36	0,13	100,00

Considerando solamente las trozas podadas, la madera de mayor calidad (M&B) representó el 62,67% del volumen total obtenido de las 2 primeras trozas (Tabla 7). Esto constituye una información muy importante, ya que nos puede servir de herramienta para negociar la compra/venta de madera de plantaciones en pie, y poder estimar los rendimientos aproximados de cada troza y poder decidir a priori el destino final de cada una de ellas, como así también poder estimar el diferencial de precio que se podría pagar a un proveedor que ofrezca madera podada.

Tabla 7. Participación porcentual de los grados de calidad "Factory" en trozas podadas

Volumen % Grado Factory								
Troza Podada	M&B (%)	SHOP1 (%)	SHOP2 (%)	SHOP3 (%)	P99 (%)	NC (%)	Desp. (%)	Total general (%)
1	37,02	4,90	2,41	8,14	0,60	0,27	0,26	53,60
2	25,65	0,45	5,28	6,79	6,86	1,36	0,00	46,40
Total general (%)	62,67	5,36	7,69	14,93	7,47	1,63	0,26	100,00

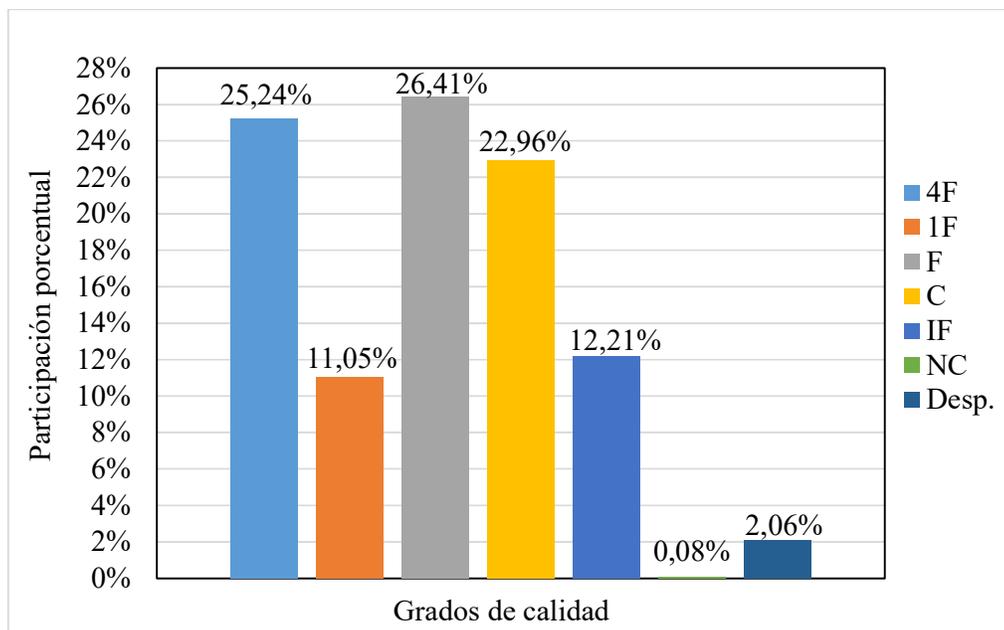
El rendimiento en grados de calidad "Factory", sobre todo de la calidad M&B aumentó con el diámetro del árbol. Para este estudio los anchos fueron de 3, 4, 5, 6, 8, 10, 12, 14, 15 y 16 pulgadas



y los rendimientos en M&B fueron de 26,53%, 29,36%, 11,48%, 22,95%, 49,36%, 61,76%, 71,43%, 100%, 100%, 100% respectivamente. En las tablas de 14, 15 y 16 pulgadas de ancho, la totalidad de la madera fue clasificada como la de mayor calidad. Estas fueron obtenidas de la madera lateral del rollo, luego de la oclusión de la herida de poda. Cabe destacar que fueron pocas piezas (menos del 1%) las que alcanzaron estos anchos. La mayoría de las piezas fueron cortadas en anchos 6" (56,13%), 8" (14,86%) y 4" (10,38%).

Rendimiento por grado de calidad según norma "Selección/Apariencia"

Cuando se clasificó a la madera siguiendo los criterios de las normas "Selección/Apariencia", el 25% de la madera aserrada estuvo representada por la clase de mejor calidad (4 caras libres de nudos) (Figura 7).



Leyenda: 4F: producto con 2 caras y 2 cantos libres de defectos; 1F producto con 1 cara libre de defectos, F: cortes para muebles; C: cutstoks; IF: cortes para interior de muebles, NC: no clasifica, Desp.: despunte, ordenados de mayor a menor calidad respectivamente.

Figura 7. Rendimiento porcentual por grados de calidad según la Norma "Selección/Apariencia".

Los cortes de las mejores calidades, tanto 4F como 1F se lograron en las trozas 1 y 2 y disminuyeron para las trozas subsiguientes hacia el ápice del árbol. Considerando solamente las trozas podadas, (1 y 2) se obtuvo un 49,16% y 18,96% del volumen total obtenido de estas trozas en las calidad 4F y 1F, respectivamente. Además, el porcentaje de maderas que clasificó por normas "Selección/Apariencia" aumentó con el tamaño del árbol.

Con árboles de mayores dimensiones (dap) y con menores valores de diámetros del cilindro con defectos, logrado mediante la poda, permitió alcanzar un mayor rendimiento de madera en grados de calidad superior, clasificado con ambas normas de tipificación de madera. También Fassola *et al.*



(2012), comparando rodales de 11 y 15 años con manejo bajo un régimen silvopastoril, concluyeron que el rendimiento bruto en madera aserrada y su valor bruto por hectárea, con la madera clasificada bajo norma Factory fue superior para el rodal de mayor edad, debido al efecto de la poda y al diámetro mayor de los individuos.

CONCLUSIONES

El diámetro máximo sobre muñón es un excelente indicador del diámetro del cilindro defectuoso. El diámetro del cilindro que contiene los defectos (dcd) resultante de la muestra analizada de rollizos podados de *Pinus taeda*, presentó una alta asociación, de carácter lineal, con el diámetro máximo sobre muñones. Esto indica la necesidad de registrar los valores de diámetros máximos sobre muñones al momento de las podas, ya que a partir del mismo se puede estimar el diámetro del cilindro con defectos, y a su vez es un buen predictor del rendimiento de madera libre de nudos en rollizos podados.

Se alcanzaron buenos ajustes en la predicción del rendimiento bruto en el aserrado. Se encontró una relación prácticamente lineal entre el tamaño del árbol (dap) con el volumen de tablas obtenidas.

La conicidad alcanzó mayores valores en las 2 primeras trozas y menores en las trozas cercana al ápice del árbol.

Se alcanzaron mayores rendimientos por grados de calidad según normas "Factory" y "Selección/Apariencia" en árboles de mayores diámetros.

Agradecimientos

Un especial agradecimiento a la empresa De Coulon SA por facilitarnos el ensayo y al aserradero Imamura S.A. por realizarnos el aserrado de la madera sin costo.

Bibliografía

Acevedo-Correa, C.; Ramos-Maldonado, M.; Monsalve-Lozano, D. 2015. Optimización 3d de patrones de corte para trozas de pino radiata con cilindro central defectuoso. *Maderas-Cienc Tecnol* 17(4). DOI: 10.4067/S0718-221X2015005000039.

Andenmatten, E.; Fassola, H.; Letourneau, F.; Ferrere, P.; Crechi, E.; 2002. Predicción de diámetro sobre muñones en *Pinus taeda* L. origen Marion, mediante curvas de perfil de fuste. *RIA*, 31 (3): 103-118. INTA, Argentina.

Apud E. y Valdés S. 1993. Ergonomía en el Sector Forestal Chile. En: *Unasylya* 44 nº:31-37. FAO. Roma

Barth, S. R.; A. M. Gimenez; M. J. Joseau; M. E. Gauchat y D. Videla (2016). Influencia de la densidad de plantación y la posición sociológica en el rendimiento y la calidad de madera aserrada de *Grevillea Robusta* A. *Revista de Ciencias Forestales – Quebracho* Vol.24(1,2):47-58 – Diciembre 2016.

Fassola H.E.; Ferrere P.; Rodríguez F. 2002b. Predicción del diámetro máximo sobre muñón en árboles podados de *Pinus taeda* L. origen Marion en el NE de Corrientes, Argentina. *Bosque* 23 (1): 3-9.

Fassola HE. 2001. Gestión de la calidad del proceso de trabajo de poda en una PYME de servicios forestales. Tesis de aprobación de maestría. Facultad de Ciencias Económicas. Universidad Nacional de Misiones. PP 107.

Fassola HE; Crechi EH; Videla D; Keller A. 2008. Estudio preliminar del rendimiento en el aserrado de Rollizos de rodales de *Pinus taeda* L. Con distintos regímenes silvícolas. XIII Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales. Facultad de Ciencias Forestales, UNaM – EEA Montecarlo, INTA. Eldorado, Misiones, Argentina.



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

Fassola HE; Videla D; Keller AE; Crechi EH; Winck RA, Barth SR; De Coulon E. 2012. Rendimiento y valor bruto en el aserrado de árboles *Pinus taeda* L. Bajo manejo silvopastoril: estudio de caso. 15^{as} Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales. Facultad de Ciencias Forestales, UNaM - EEA Montecarlo, INTA. Eldorado, Misiones, Argentina.

Fassola, HE; Fahler J; Ferrere P; Alegranza D; Bernio J. 2002a. Determinación del cilindro con defectos en rollizos podados de *Pinus taeda* L. y su relación con el rendimiento en madera libre de nudos. RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias, 31 (1): 121-137. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Buenos Aires, Argentina.

O'Hara, K. 2007. Pruning wounds and occlusion: a long-standing conundrum in 367 forestry. Journal of Forestry 105 (3):131-138.

Park, J.C.; 1980. A grade index for pruned butt logs. New Zealand Journal of Forestry. 10 (2): 419-438

Park, J.C.; Parker, C.E.; 1983. Regional validation studies of pruned radiata pine butt logs sawn boards. FRI Bulletin 51: 1-26. Rotorua New Zealand.

Rodríguez M.E., Cardozo A., Ruiz Díaz M., Prado D. E. 2004. Los bosques nativos misioneros: estado actual de su conocimiento y perspectivas. Disponible en: Ecología y Manejo de los bosques de Argentina. Ed.: Arturi M., Frangi J., Goya J. EDULP. La Plata. P.p 3-33.

Servicio Meteorológico Nacional. 2018. Ministerio de Defensa, Presidencia de la Nación. Caracterización: Estadísticas de largo plazo. Valores climatológicos medios 1981-2010. <https://www.smn.gov.ar/caracterizacion/estadisticas-de-largo-plazo> visitado el 02/03/2018.

Thomas, E. 2008. Predicting internal Yellow-Poplar log defect features using Surface 377 indicators. Wood and Fiber Science 40 (1): 14-22.



ANÁLISIS DE PLANES DE MANEJO CON COMPONENTE GANADERA EN CHUBUT: ACTIVIDADES PREPONDERANTES Y ESPECIES FORESTALES BAJO PRESIÓN DE USO

ANALYSIS OF MANAGEMENT PLANS WITH LIVESTOCK COMPONENTS IN CHUBUT: PREPONDERANT ACTIVITIES AND FOREST SPECIES UNDER PRESSURE OF USE

Arre, Jessica S. (1); Carlos E. Ríos (1); A. Karina Araqué (1); Silvio Antequera (1)

⁽¹⁾ Subsecretaría de Bosques e Incendios, Esquel, Chubut, Argentina

Dirección de contacto: tecnica2.bosquesch@gmail.com; 25 de Mayo 893 (9200) Esquel, Chubut, Argentina

Resumen

La Ley N°26331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos fue sancionada en 2007 y comenzó a implementarse en Chubut en 2010 con la Ley Provincial XVII N°92 que aprueba su Ordenamiento Territorial (OT) y establece la Autoridad Local de Aplicación (ALA). Se analizaron los Planes de Manejo con Componente Ganadera (PMCG) presentados a la ALA en el marco de esa Ley para determinar: cantidad de planes por departamento, actividades propuestas, tipos forestales y tipo de ganado. La información de PMCG se contrastó con solicitudes de aprovechamiento y guías de transporte de predios bajo plan. Se obtuvieron mapas de ubicación de PMCG y gráficos. Desde 2011 ingresaron 102 planes de los cuales 81% son PMCG. El departamento con mayor cantidad es Futaleufú, 53 planes, seguido por Cushamen, 14. El tipo forestal predominante es bosque puro de ñire (*Nothofagus antarctica*), 27 planes, seguido por el bosque mixto ñire-ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*), con 23. El ganado bovino está presente en todos los PMCG. En 31,3% de los casos acompaña el ovino, no necesariamente ocupando los mismos potreros. Las principales actividades declaradas son: construcción de alambrados, apertura de fajas y extracción de leña. Las solicitudes de aprovechamiento y guías de transporte evidencian que la extracción de leña es una actividad habitual; sin embargo, no siempre es contemplada en los PMCG. La actividad pareciera estar relacionada con otras propias del manejo ganadero como "abrir campo" para incrementar la disponibilidad de pasturas o "facilitar el ingreso y movilidad del ganado", pero muchos casos no explicitan la obtención de leña, ni dan cuenta del volumen disponible. La elevada concentración de planes en una zona no implica que allí exista mayor cantidad de ganado ya que los formuladores tienden a reunir productores por zonas, siendo preferidas las de mayor accesibilidad y cercanía.

Palabras clave: ñire; Ley 26331; leña; ganadería.

Abstract

*The National Law N° 26331 of "Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos" was promulgated in 2007 and it was implemented by the Province of Chubut in 2010 by means of the Law XVII N° 92 that approves the Territorial Ordering of the Native Forest (TONF) and establishes the Local Authority of Application of the National Law (LAA). In this work we analyse the Livestock Management Plans (LMP) presented by land owners by means of technicians to the LAA to adjust to the Province Law. We identify number of plans per area, proposed activities, and forest and livestock types. That information is then contrasted with harvesting requests and wood transport guides requests in the same locations. Since 2011, 102 plans were presented, and 81% had a livestock management component. The Department of Futaleufú shows the largest amount with 53 plans, followed by Cushamen, with 14. The dominant forest type is ñire (*Nothofagus antarctica*), followed by mixed forests of ñire and ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*). There is cattle in all of the plans and 31.3% of the cases there is also sheep though not necessarily occupying the same paddocks. The main activities declared in the plans were fence construction, belt opening and*



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

firewood extraction. The harvesting request register and transport guide register shows that the extraction of firewood is an usual activity, but it is not always mentioned in the management plans. This activity seems to be related to other livestock management such as field opening to increases the availability of pastures or facilitate livestock entry and movemen. However, firewood availability or extraction was not accounted for in many cases. High concentration of plans in an area does not imply grater livestock presence since plan formulators tend to work with several producers, preferring those whose lands are more accesible.

Keywords: ñire; Law 26331; firewood; livestock.



INDICADORES PRODUCTIVOS ELEMENTALES PARA MANEJO DE SISTEMAS SILVOPASTORILES EN FORESTACIONES DE NORPATAGONIA

ELEMENTARY PRODUCTIVE INDICATORS FOR SILVOPASTORIL SYSTEMS MANAGEMENT IN NORTH PATAGONIA AFFORESTATIONS

Caballé, Gonzalo (1), Bertil Hoepke (2), Clara Fariña (1), Juan Pablo Diez (1), Verónica Rusch(1)

⁽¹⁾ INTA EEA Bariloche, Río Negro, Argentina.

⁽²⁾ Ea. Los Peucos, Junín de los Andes, Neuquén

Dirección de contacto: caballe.gonzalo@inta.gob.ar; Modesta Victoria, 4455 (8400) Bariloche, Río Negro, Argentina

Resumen

Se elaboró y puso a prueba un conjunto de indicadores productivos elementales para el monitoreo de sistemas silvopastoriles basados en forestaciones de pino ponderosa, pastizal natural y ganado bovino. La evolución del área basal (m^2ha^{-1}), el diámetro cuadrático medio (cm), el índice de ocupación del rodal y el volumen de madera (m^3ha^{-1}), junto a la evolución de los metros de copa viva por hectárea ($m ha^{-1}$) como indicador de cobertura arbórea, fueron los indicadores seleccionados para el monitoreo del componente arbóreo, información que se obtiene de parcelas permanentes. El monitoreo del pastizal natural, una vez realizada la separación y mapeo de ambientes (mallín, perimallín y estepa), se realizó mediante el seguimiento anual de la productividad forrajera ($kgMS ha^{-1}$) (corte de biomasa) y la evaluación periódica de la cobertura vegetal (sobre transectas permanentes) en cada ambiente. Los indicadores establecidos para el componente animal, exceptuando los tratamientos sanitarios de rigor, fueron: porcentaje de preñez, parición y destete, condición corporal (CC) al inicio de invernada y parto (visual en escala de 1 a 5), peso de los animales al destete (kg) y a los 18 meses. Puestos en práctica, estos indicadores señalaron que es fundamental mantener el nivel de cobertura arbórea por debajo de $2300 m ha^{-1}$ de copa viva, la CC parto por sobre 2 puntos y verificar anualmente la productividad forrajera para evitar sobrepastoreo, pérdida de producción cárnica y pérdida de forraje bajo cobertura arbórea.

Palabras clave: pino ponderosa; carga animal; cobertura arbórea; condición corporal

Abstract

An elementary set of indicators was developed and tested for the monitoring of productive aspects of silvopastoral systems based on ponderosa pine plantations, natural grasslands and cattle. The evolution of tree basal area (G), mean square diameter (Dg), stand density index (SDI) and wood volume (m^3ha^{-1}), together with the evolution of the living crown meters per hectare ($m ha^{-1}$) as an indicator of tree canopy cover, were the elemental indicators for monitoring the tree component. The annual forage productivity ($kgMS ha^{-1}$) by type of grassland (wet meadow, mesic meadow and steppe) and the periodic monitoring of vegetal cover along permanent transects installed in each environment were the main indicators for monitoring the grassland component. The animal component indicators were: percentage of pregnancy, calving and weaning, body condition (BC) at the beginning of wintering and antepartum and weight of the animals at weaning and at 18 months. Maintain the tree canopy cover below $2300 m ha^{-1}$, antepartum BC over 2 points and the evaluation of grassland productivity, were fundamental to avoid overgrazing, loss of meat production and forage decline under tree canopy cover.

Keywords: ponderosa pine; animal stocking rate; tree canopy cover; body condition.



EFFECTO DE LA FRECUENCIA DE CORTE DE *Megathyrus maximus cv mombasa* SOBRE LA PRODUCCIÓN DE HENO EN UN SISTEMA SILVOPASTORIL

CUTTING FREQUENCY EFFECT ON *Megathyrus maximus cv mombasa* HAY PRODUCTION IN A SILVOPASTORAL SYSTEM

Caballero Mascheroni, Jorge D. (1); Tania Fariña Díaz (1); Javier F. González Cabañas (1); Luis A. Alonzo Griffith (1); Maria B. Luthold (1)

(1) Facultad de Ciencias Agrarias - Universidad Nacional de Asunción, San Lorenzo, Paraguay.

Dirección de correo: daniel.caballero@agr.una.py; Av. Mcal. Estigarribia km 10,5. San Lorenzo, Paraguay.

Resumen

En sistemas silvopastoriles con árboles implantados, el henificado permite la utilización del pasto en los primeros años del sistema, momento en el cual los animales no pueden ingresar al pastoreo debido a la fragilidad y poca altura de los árboles. El objetivo de la investigación fue evaluar el efecto de diferentes intervalos de corte sobre la producción de heno de *Megathyrus maximus cv. mombasa* en el primer año de implantación de un sistema silvopastoril. El periodo experimental tuvo una duración de 240 días, del 21 de setiembre de 2017 al 19 de mayo de 2018. El diseño experimental utilizado fue de bloques completos al azar con tres tratamientos y cuatro repeticiones, totalizando doce unidades experimentales. Cada unidad experimental fue una parcela de 5625 m², resultando en un área experimental de 67500 m². Los tratamientos de frecuencia de corte fueron 60, 90 y 120 días para T1, T2 y T3 respectivamente. Las variables evaluadas fueron: producción de heno por corte y producción de heno acumulada, ambos medidos en cantidad de fardos por ha. El peso promedio por fardo fue de 350 ± 8 kg. La altura de corte fue establecida en 20 cm. Los resultados indican valores promedio por corte de 21,8 fardos ha⁻¹ y producción acumulada de 45,5 fardos ha⁻¹ para la frecuencia de corte de 120 días (T3), superior estadísticamente (p 0,05) a los demás tratamientos, cuyos valores promedio fueron de 7,1 y 13,3 fardos ha⁻¹ por corte y 28,4 y 35,5 fardos ha⁻¹ acumulados para T1 y T2 respectivamente. El intervalo de corte de 120 días resultó en una mayor producción de forraje, tanto en fardos por corte como en la producción acumulada.

Palabras clave: henificación; pasto Mombasa; intervalo de corte; sistemas integrados.

Abstract

*In silvopastoral systems with implanted trees, haymaking allows the use of grass in the first years of the system when animals cannot graze yet, due to the fragility and low height of the trees. The main objective of the research was to evaluate the effect of different cutting intervals on the hay production of *Megathyrus maximus cv. mombasa* in the first year of implementation of a silvopastoral system. The experimental period was 240 days, from September 21, 2017 to May 19, 2018. The experiment design was randomized complete blocks with three treatments and four replicates, totaling twelve experimental units. Each experimental unit was a 5625 m² plot, resulting in an experimental area of 67500 m². Treatments were cutting frequency of 60, 90 and 120 days for T1, T2 and T3 respectively. Variables evaluated were: hay production per cut and accumulated hay production, both measured in number of bales per ha. The average weight per bale was 350 ± 8 kg. The cutting height was established at 20 cm. The results indicate average values per cut of 21.8 bales ha⁻¹ and accumulated production of 45.5 bales ha⁻¹ for cutting frequency of 120 days (T3), which was statistically higher (p 0.05) than the other treatments, with average values per cut of 7.1 and 13.3 bales ha⁻¹ and accumulated hay production of 28.4 and 35.5 bales ha⁻¹ for T1 and T2 respectively. 120 days cutting interval resulted in greater production not only in bales per cut but also in the accumulated production.*

Keywords: haying; Mombasa grass; cutting interval; integrated systems.



RESULTADOS PRELIMINARES DE SISTEMAS SILVOPASTORILES CON ÁLAMO EN ZONAS BAJO RIEGO EN MENDOZA

PRELIMINARY RESULTS OF SILVOPASTORAL SYSTEMS WITH POPLAR IN ZONES UNDER IRRIGATION IN MENDOZA

Calderón, Alberto (1); Cecilia. Reborá; (1); Juan Bustamante (1); Silvina Robledo (1); Lucas Lopez (1); Miguel Ochoa (2) y Adrián Orozco (2)

⁽¹⁾ Cátedra de Dasonomía y Agricultura Especial – Facultad de Ciencias Agrarias – Universidad Nacional de Cuyo – Almirante Brown 500 – Chacras de Coria – Mendoza – República Argentina.

⁽²⁾ E.E.A. – INTA Rama Caída – San Rafael – Mendoza.

Dirección de contacto: acalderon@fca.uncu.edu.ar, Almirante Brown 500 – Chacras de Coria – Mendoza – República Argentina.

Resumen

Este proyecto tiene como objetivo general de evaluar el crecimiento de los forestales y la productividad de las pasturas en dos modelos silvopastoriles con *Populus ssp.* en áreas bajo riego en Mendoza. Se desarrolla en dos sitios de la provincia, en una finca privada en Tunuyán y en la EEA INTA Rama Caída; San Rafael, en ambos casos en bosque de álamo *Populus xcanadensis* 'Conti-12', con un distanciamiento de 5 x 4 metros y 3 años de edad en Tunuyán y a 6 x 4m en San Rafael plantado conjuntamente con las pasturas, con 3 tratamientos y 3 repeticiones, siendo el tratamiento testigo en los 2 sitios rastreo convencional sin pasturas, (T0t y T0sr respectivamente), en Tunuyán los otros 2 tratamientos fueron: mantenimiento de la pastura espontánea (T1t) e implantación de una pastura polifítica de *Trifolium repens*, *Festuca arundinacea*, *Dactylis glomerata* y *Bromus catharticus* (T2t), y en San Rafael pastura pura de *Medicago sativa* (T1sr) y pastura polifítica compuesta por: *D. glomerata*, *Lolium multiflorum*, *F. arundinacea*, *M. sativa* y *Trifolium pratense*. (T2sr) A partir del primer año de implantación de las pasturas (que son perennes) y durante los 3 años siguientes se evaluó el crecimiento de los forestales y la productividad de las pasturas. El incremento diamétrico promedio, en centímetros, de los álamos durante ese período fue siempre mayor en el caso del tratamiento testigo con diferencias significativas respecto a los otros tratamientos (T0t 16,7; T1t 15,4; T2t 14,7 y T0sr 16,74; T1sr 14,28; T2sr 14,15). La producción de materia seca por hectárea acumulada en los tres ciclos para los distintos tratamientos y sitios fue la siguiente: T1t 11.595; T2t 20.539 y T1sr 40.572; t2sr 41.151 equivalentes a 766 a 3.211 kg de carne por hectárea tomando como factor de conversión de kg de materia seca a kg de carne 12,7 para alfalfa, 13,2 para polifíticas y 15 para espontánea.

Palabras claves: *Populus ssp.*, Pasturas, regadío.

Abstract

The general objective of this is to evaluate silvopastoral models with *Populus ssp.* in areas under irrigation in Mendoza. It is developed in two sites of the province. In a private farm in Tunuyán and in the EEA INTA Rama Caída; San Rafael, in both cases in poplar forest that *Populus xcanadensis* 'Conti-12', (with a distance of 5 x 4 meters and 3 years old in Tunuyán and 6 x 4m in San Rafael planted together with the pastures), with 3 treatments and 3 repetitions, being the control treatment in the two sites conventional tracking without pastures, (T0t and T0sr respectively), in Tunuyán the other two treatments were: maintenance of the spontaneous pasture (T1t) and implantation of a polyphytic pasture of *Trifolium repens*, *Festuca arundinacea*, *Dactylis glomerata* and *Bromus catharticus* (T2t), and in San Rafael pure pasture of *Medicago sativa* (T1sr)



and polifítica pasture composed of: *Dactylis glomerata*, *Lolium multiflorum*, *F. arundinacea*, *M. sativa* and *Trifolium pratense* (T2sr). From the first year of implementation of the pastures (which are perennial) and for 3 years thereafter the growth of the poplars and the productivity of the pastures were evaluated. The average increase in diametric in the poplars (in centimeters), during this period was always greater in the case of the control treatment with significant differences with respect to the other treatments (T0t 16.7, T1t 15.4, T2t 14.7 and T0sr 16.74 T1sr 14.28, T2sr 14.15). The dry matter production per hectare accumulated in the three cycles for the different treatments and sites was the following: T1t 11,595; T2t 20,539 and T1sr 40,572; t2sr 41,151 equivalent to 766 to 3,211 kg of meat per hectare taking as a conversion factor of kg of dry matter to kg of meat 12.7 for alfalfa, 13.2 for polyphytic and 15 for spontaneous.

Keywords: *Populus ssp.*, forage, irrigated areas.



CRECIMIENTO AL TURNO DE CORTA DE *Populus deltoides* 'Australiano 106/60', PLANTADO DE ESTACAS Y GUÍAS EN UN SISTEMA SILVOPASTORIL DEL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ

GROWTH AT ROTATION AGE OF *Populus deltoides* 'Australiano 106/60', GROWN FROM CUTTINGS AND POLES IN A SILVOPASTORAL SYSTEM IN THE LOWER DELTA OF THE PARANÁ RIVER

Casaubón Edgardo (1*); Guillermo Madoz (1).

⁽¹⁾ Estación Experimental Agropecuaria Delta del Paraná. *casaubon.edgardo@inta.gob.ar. EEA Delta del Paraná. Paraná de las Palmas y Canal L. Comas. C.C. 14. (2804) Campana, Buenos Aires, Argentina.

Resumen

Para instalar un sistema silvopastoril (SSP) con álamos en el bajo Delta del Río Paraná, los materiales de propagación más utilizados son la estaca (E) y la guías de uno (G1) y de dos años (G2), sin raíz. Cuando se utilizan E el costo de los materiales es inferior y el ingreso de los animales al sistema se produce al cuarto o quinto año de edad de la plantación para evitar el daño por herbivoría. Cuando se plantan G1 o G2, si bien los costos son superiores, el ingreso del ganado vacuno al sistema se adelanta tres o cuatro años. El objetivo de este trabajo es evaluar el comportamiento dasométrico de E, G1 y G2 de *Populus deltoides* 'Australiano 106/60', a su turno de corta. Se plantaron originalmente cinco réplicas, de 25 plantas, a 6x6 m de espaciamiento, en un diseño de bloques completamente aleatorizados (DBCA). En abril de 2018 se registró el diámetro a la altura del pecho (DAP) y la altura total (Ht). Se analizó la variación de ambas variables y del volumen (V) mediante ANOVA y test de Tukey. Como variable dependiente se utilizó el promedio de las nueve plantas centrales de cada réplica. A los 16 años, los árboles originados de G1 y G2 presentaron valores de DAP, Ht y V significativamente mayores que las E ($p < 0,05$). El porcentaje de plantas faltantes en E (28,89%) superó a G1 (6,67%) y a G2 (4,44%). En conclusión, las guías de uno y dos años de *Populus deltoides* '106/60' podrían ser mejores materiales que las estacas para establecer SSP en el bajo Delta del Río Paraná. Es necesario realizar un análisis económico comparativo.

Palabras clave: Materiales de propagación, álamo, productividad.

Abstract

The poplar propagation materials usually used in silvopastoral systems in the delta of the Paraná River, are cuttings (E), and one-year-old (G1) and two-year-old (G2) unrooted poles. Although using E lowers planting costs, the entry of animals into the silvopasture cannot take place until the fourth or fifth year. On the other hand, when poles are used, planting costs are higher, but animal entry can occur as early as one year and a half after plantation. The objective of this trial was to assess the dasometric behavior of E, G1 and G2 material of *Populus deltoides* 'Australiano 106/60' 16 years after plantation. Each experimental unit was made up of 25 plants at 6x6-m spacing, with 5 replicates per treatment. The variance of DBH, total height (Ht) and total volume (V) was analyzed using ANOVA and Tukey's tests. Trees grown from G2 and G1 showed the highest values for each variable ($P < 0.05$). The percentage of missing plants in E (28.89%) was higher than in G1 (6.67%) and G2 (4.44%). To conclude, one-year-old and two-year-old unrooted poles of *Populus deltoides* 'Australiano 106/60' could be a better option than cuttings for silvopasture establishment in the Lower Delta of the Paraná River. Economic analyses are needed.

Keywords: Propagation materials, poplar, productivity.



MANEJO DE HORMIGAS CORTADORAS EN LA ETAPA DE INSTALACIÓN DE UN SISTEMA SILVOAPÍCOLAPASTORIL DE SAUCES EN EL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ

LEAF CUTTING ANT MANAGEMENT DURING THE INSTALATION OF A SILVO BEEKEEPING PASTORAL WILLOW SYSTEM AT THE LOWER DELTA OF THE PARANÁ RIVER

Casaubón, Edgardo (*1); Daiana V. Perri (2,3); Nadia L. Jiménez (2, 4); Norma B. Gorosito (3,5), Patricia C. Fernández (1,2,3).

⁽¹⁾ EEA Delta-INTA; ⁽²⁾ CONICET; ⁽³⁾ Facultad de Agronomía-UBA; ⁽⁴⁾ FUEDEI. Hurlingham, Buenos Aires, Argentina; ⁽⁵⁾ LEAF. [*casaubon.edgardo@inta.gob.ar](mailto:casaubon.edgardo@inta.gob.ar). EEA Delta del Paraná. Paraná de las Palmas y Canal L. Comas. C.C. 14. (2804) Campana, Buenos Aires, Argentina.

Resumen

La hormiga negra común (*Acromyrmex* spp) es una de las principales plagas en el momento de la plantación. En 2014 se instaló un ensayo en la EEA Delta del Paraná (INTA), utilizando los clones de sauce 'Agronales INTA-CIEF'; 'Lezama INTA-CIEF'; 'Los Arroyos INTA-CIEF', "98.11.01" y "94.08.43". Como material de propagación se utilizaron guías de un año plantadas a 6 x 6 m. Para manejar el daño se colocó una barrera física a 1,5 m de altura del fuste en las plantas atacadas y se permitió el crecimiento de la vegetación espontánea para ofrecerles alternativas de alimentación. Este diseño es contrario al tradicional para sauces que utiliza estacas y distanciamientos tipo 3 x 3 m. Se evaluó también el efecto de la vegetación de crecimiento espontáneo impidiendo el crecimiento en una fila de cinco para el genotipo "94.08.43" desde octubre de 2016 a enero de 2017. Todos los clones presentaron ataque de hormigas y pérdidas de crecimiento, sin embargo, no hubo pérdida de plantas. El clon más atacado fue el híbrido "94.08.43", y el menos el Lezama (porcentaje de defoliación 59,8 vs 3,1%). Las hormigas cortaron selectivamente plantas presentes en el sotobosque. Si bien las diferencias no fueron significativas, el tratamiento con vegetación espontánea se mantuvo siempre con menor daño que aquel donde la misma fue removida. Se sugiere que, una combinación de factores tales como el tamaño del material de plantación, el amplio distanciamiento, la utilización de una barrera física antihormigas, un sotobosque con una diversidad de especies vegetales palatables, y el encharcamiento del ensayo en períodos lluviosos, contribuyeron favorablemente en esta etapa crítica de instalación del sistema. Por esta razón se recomienda considerar estas variables durante el diseño de una plantación de *Salix* spp.

Palabras clave: *Acromyrmex* spp, manejo integrado de plagas, *Salix* spp., sistema agroforestal.

Abstract

Leaf cutting ants (Acromyrmex spp) are main pests of young forestry plantations. A silvo beekeeping pastoral systems trial was installed in the EEA Delta del Paraná (INTA) in 2014. Planted clones were 'Agronales INTA-CIEF'; 'Lezama INTA-CIEF'; 'Los Arroyos INTA-CIEF'; "98.11.01" and "94.08.43". One-year-old pole cuttings were planted at a distance of 6x6 m. To prevent ants climbing, a physical barrier was placed at 1.5 m height of cuts. Moreover, a natural diversity of spontaneous vegetation was allowed to grow as feeding alternative. This planting design is contrary to the traditional one. They normally use cuttings for planting, 3x3 m separations and reduce to minimum the growing of spontaneous vegetation. The effect of spontaneous vegetation was also evaluated by preventing its growth in one row of five for the genotype "94.08.43" from October 2016 to January 2017. Results showed that all clones presented ant damage and growth delay. However, all plants survived and grew. The most damaged clone was the hybrid "94.08.43", and the least one



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

was Lezama (percent defoliation 59.8 vs 3.1 %). Ants also selectively consumed surrounding vegetation. Although differences were not significant, the treatment with spontaneous vegetation always remained with less damage than the one where it was removed. It is suggested that a combination of factors such as height of planting material, wide distancing, use of a physical anti-ant barrier in willow cuts, the presence of spontaneous vegetation as food alternative and good water irrigation, have contributed favorably to ant manage during this critical stage of willow crop installation. For this reason, it is recommended to take into account these variables during the design of a commercial plantation of *Salix spp.*

Keywords: *Acromyrmex spp.*, integrated pest management, *Salix spp.*, agroforestry system.



CONTROL QUÍMICO PARA LA REGULACIÓN DE LA DENSIDAD DE RENEUVOS DE *Geoffroea decorticans* EN SSP

HERBICIDE TREATMENT FOR DENSITY REGULATION of *Geoffroea decorticans* SAPLINGS IN SPS

Cora, Amanda (1), Torcuato Tessi (1), Javier R. Bernasconi (2), Marcelo A. Gersicich (3), Carlos A. Carranza (4)

(1) EEA Manfredi - INTA, Manfredi, Argentina.

(2) El Cuenco Equipo Ambiental, Córdoba, Argentina.

(3) CAE Deán Funes - INTA, Deán Funes, Argentina.

(4) Estación Forestal Villa Dolores - INTA, Villa Dolores, Argentina.

Dirección de contacto: cora.amanda@inta.gov.ar; Ruta 9 km 636 (X5988) Manfredi, Córdoba, Argentina.

Resumen

Los sistemas de producción ganadera bovina de alto insumo planteados para el semiárido cordobés utilizan frecuentes rolados intensivos para reducir la cobertura de leñosas arbustivas. Estas intervenciones implican altos costos operativos y son una solución de corto plazo. El rolado de *Geoffroea decorticans* (Gillies ex Hook. & Arn.) Burkart provoca el incremento en superficie de densas isletas debido a sus raíces gemíferas. En este trabajo se evaluó la utilización de Togar-BT 4% en gasoil para regular la densidad de renuevos en pie de *G. decorticans*. En el Campo experimental anexo Deán Funes de la EEA Manfredi-INTA, se demarcaron seis parcelas de 5x20 m en un área dominada por *G. decorticans* (4500 individuos/ha; cobertura mayor al 85%). En cada una se seleccionaron y rotularon los 10 individuos de mejor porte, distanciados aprox. 3 m entre sí (equivalente a 1100 individuos/ha). En febrero del 2018 en tres de las parcelas se asperjaron con mochila los troncos, 50 cm proximales al suelo, de todos los individuos no seleccionados. La efectividad del tratamiento se evaluó en mayo con un índice de defoliación (1= sin defoliación, 2= menor al 50%, 3= entre 50 y 75%, 4= mayor al 75% y 5= completa/muerte). En las parcelas no asperjadas (testigos) la defoliación fue 1. En las parcelas asperjadas la defoliación fue 5 para el 94,5%, 4 para el 4,9% y 3 para el 0,6% de los individuos asperjados y 1 para los seleccionados para dejar. Se considera que la densidad de renuevos de *G. decorticans* puede ser regulada con Togar-BT, favoreciendo la transitabilidad del ganado y acceso al forraje. Disminuir la competencia intraespecífica propiciaría una mejora estructural de la vegetación por permitir el desarrollo de un estrato arbóreo de *G. decorticans*. Es necesario evaluar rebrote y evolución de las parcelas.

Palabras clave: chañar; togar; picloram; triclopyr; fachinal.

Abstract

*High input livestock systems in the semiarid region of Córdoba, use frequent and intense roller chopping to reduce shrub cover. This is a short term solution and implies high costs. Due to gemmiferous roots of Geoffroea decorticans, roller chopping ends up in an expansion of dense islets. In this work we analyzed a practice of density regulation of *G. decorticans* by applying Togar-BT 4% in diesel. In Deán Funes experimental field, dependent from Manfredi Experimental Station-INTA, six 5x20 m plots where established in *G. decorticans* thickets (4500 individuals/ha). In each plot, 10 shrubs where selected (equivalent to of 1100 individuals/ha) based on their size and distance between them (approximately 3 m). All trunks of non-selected shrubs in three plots where sprayed up to 50 cm in February 2018. The treatment effectiveness was evaluated in May using a defoliation index (1= no defoliation, 2= less than 50%, 3=between 50 and 70%, 4=over 75%, 5=complete defoliation/death). Defoliation was 1 in control plots and in selected individuals of treatment plots; whereas defoliation was 5 for the 94.5% of sprayed individuals, 4 for the 4.9% and 3 for the remaining 0.6% of the sprayed shrubs. We consider that saplings density of G. decorticans can be controlled with Togar-BT, increasing ease of transit and access to forage for livestock. In addition, by reducing intraspecific*



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

competition, a *G. decorticans* tree layer can develop, improving vegetation structure. Re-sprouting of sprayed shrubs and plot vegetation evolution should continue to be monitored.

Keywords: chañar; togar; picloram; triclopyr; thicket.



FORESTACIONES MIXTAS DE SALICÁCEAS Y LEGUMINOSAS NATIVAS EN SISTEMAS SILVOPASTORILES: EFECTOS ESPERADOS SOBRE LA PRODUCCIÓN FORRAJERA

MIXED PLANTATIONS WITH SALICACEAE AND NATIVE TREE LEGUMES IN SILVOPASTORAL SYSTEMS: FACILITATION EXPECTED EFFECTS ON FORAGE PRODUCTION

Cornaglia, Patricia S. (1); Fernando D. Caccia (2); María Laura Gatti (1); Ana María Garau (2)

⁽¹⁾ Cátedra de Forrajicultura. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. Argentina.

⁽²⁾ Cátedra de Dasonomía. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. Argentina.

cornagli@agro.uba.ar; Av. San Martín 4453 (1417) CABA, Argentina

Resumen

En los sistemas silvopastoriles del Delta del Paraná el establecimiento de forestaciones mixtas de álamos y leguminosas arbóreas nativas maderables puede mejorar la productividad del forraje y brindar servicios ambientales. El aporte adicional de hojarasca con mayor contenido de N (vía fijación simbiótica) podría incrementar la calidad de forraje del sotobosque. Instalamos un experimento plantando en 2014 leguminosas nativas arbóreas bajo el dosel de una plantación de álamos (*Populus deltoides*) iniciada en 2005. El objetivo es examinar si la incorporación de nativas leguminosas arbóreas modifica la productividad forrajera del sotobosque. Los tratamientos (n=8) fueron una combinatoria factorial de especies arbóreas (3 niveles: *Enterolobium contortisiliquum* (timbó), *Peltophorum dubium* (caña fístula) y *P. deltoides* (sólo, sin arbóreas leguminosas), y tipos de tapiz herbáceo (2 niveles; natural (CN) y enriquecido con *Dactylis glomerata* (pasto ovillo, PO) sembrado en 2016). Luego de un año (2017) la producción herbácea total fue un 69% mayor en las parcelas enriquecidas que en las no sembradas (PO: 261,3 g/m²año vs CN: 154,5 g/m²año, $P=0,0081$). La producción forrajera no estuvo asociada a la presencia de las leguminosas nativas arbóreas ($P=0,17$). Las especies de valor forrajero, representadas principalmente por pasto ovillo, contribuyeron con más del 80% a la cobertura basal total del sotobosque. En cambio, la producción forrajera de las parcelas CN fue explicada por una menor cobertura basal herbácea (entre 50 y 80%) y por la presencia de gramíneas estivales C₄ y dicotiledóneas. Estos resultados preliminares indican que el incremento en la producción de biomasa y la cobertura se deben al enriquecimiento con la gramínea umbrófila (PO) y no se detectan efectos por la incorporación de las leguminosas arbóreas. En el mediano plazo esperamos encontrar efectos positivos de las leguminosas arbóreas sobre el forraje y ofrecer propuestas de manejo silvicultural para mejorar la sustentabilidad de estos sistemas.

Palabras clave: Delta del Paraná; *Enterolobium contortisiliquum*; *Peltophorum dubium*; *Dactylis glomerata*

Abstract

In silvopastoral systems of Delta del Paraná establishment of mixed forests of poplar and native timber tree legumes can improve forage productivity and provide environmental services. The additional input of legume litter and higher N content (via symbiotic fixation) can increase forage biomass and its quality. We installed a silvopastoral experiment planting in 2014 native tree legumes beneath the canopy of a poplar plantation (*Populus deltoides*) initiated in 2005. The objective is to examine if the incorporation of native tree legume species increases forage productivity in the understory. Treatments (8 replications/each) were a factorial combination of tree species (3): *Enterolobium contortisiliquum* (timbó), *Peltophorum dubium* (caña fistula) and *Populus deltoides* (single, without legume trees), and herbaceous layer types (2): natural, not sown (CN) and enriched with *Dactylis glomerata* (pasto ovillo, PO) sown in 2016. After one year (2017) total



herbaceous production was 69% higher in the enriched plots than in the not sown plots (PO: 261,3 g/m²año vs CN: 154,5 g/m²año, P=0,0081). Forage production was not associated with the presence of native legume trees (P=0.17). Species with higher forage value, mainly represented by Dactylis glomerata, contributed with more than 80% to the total basal cover. In turn, forage production in the not sown plots (CN) was explained by the lower total basal herbaceous cover (between 50 and 80%) and by the presence of summer grasses C₄ and dicotyledons. These preliminary results indicated that the increase in biomass production and cover were due to the enrichment with Dactylis glomerata (tolerant to low light levels) and that the postulated effects by the incorporation of tree legumes are not detected. In the medium term, we expect to find positive effects of tree legumes on the production and quality of forage and to design silvicultural management proposals to improve sustainability of these systems.

Keywords: Delta del Paraná; Enterolobium contortisiliquum; Peltophorum dubium; Dactylis glomerata



SISTEMA SILVOAPÍCOLA PASTORIL COMO ALTERNATIVA PRODUCTIVA EN LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES

SILVO-APIARIAN-PASTORAL SYSTEM AS A PRODUCTION ALTERNATIVE IN THE PROVINCE OF BUENOS AIRES

Ferrere, Paula (1); Laura Gurini (2); Carolina López (2); Edgardo Casaubon (2)

(1) AER INTA 9 de Julio, 9 de Julio, Pcia de Buenos Aires, Argentina

(2) EEA Delta del Paraná, Campana, Pcia de Buenos Aires, Argentina.

Dirección de contacto: paulaferrere@gmail.com; Mitre 857 (6500) 9 de Julio, Buenos Aires, Argentina

Resumen

Los sistemas silvo-apícola-pastoriles constituyen alternativas productivas que involucran la plantación de especies forestales, pasturas y apicultura, optimizando el uso de los recursos. Para determinar la factibilidad de esta propuesta, en el año 2011, se instaló un ensayo de una hectárea en 25 de Mayo (35°35'S, 60°33'W), con *Robinia pseudoacacia*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Salix matsudana* x *S. alba*, *Populus deltoides*, *Eucalyptus camaldulensis* y *E.viminalis*; una pastura de *Medicago sativa* y 10 colmenas de *Apis mellifera*, en tres situaciones de relieve: loma, media loma y bajo inundable. Se recolectaron muestras de polen mediante trampas comerciales y se extrajeron 50 g de miel de cada colmena. Se determinaron los orígenes botánicos de ambos tipos de muestras con métodos melisopalinológicos, comparando los tipos polínicos encontrados con una colección de referencia. Se analizaron las proteínas de 11 muestras de polen, de los años 2013 a 2018. Las mediciones efectuadas al sexto año de instalado el sistema indican un dap (cm) y altura (m) diferencial entre especies y situaciones de relieve ($p=0,05$), destacándose *P. deltoides* y *E. viminalis*, que alcanzaron en la media loma una altura de 12,08($\pm 1,25$) m y 11,63($\pm 1,58$) m y un dap de 18,46($\pm 5,36$) y 18,63($\pm 3,44$), respectivamente. La disponibilidad forrajera entre filas alcanzó al 4° año una producción anual de 5.173 Kg MS.ha⁻¹ un 65,06% inferior en relación a la de cielo abierto. Las abejas utilizaron las especies implantadas, incorporando 36 géneros o especies presentes en el ambiente cercano, principalmente Asteráceas y Fabáceas. El porcentaje de proteína bruta de las muestras de 2013 y 2014 superó el 23 %, límite para una buena nutrición. Entre 2015 y 2018 los porcentajes fueron menores, marcando la necesidad de suplementación proteica.

Palabras clave: *Populus*, *Eucalyptus* spp., *Apis mellifera*, pastura.

Abstract

The incorporation of productive alternatives with less harm to natural resources is a trend of growing social interest. Some of them could be the silvo-apiarian-pastoral systems that integrate forest plantation management, livestock and beekeeping at the same time, so that the optimization of these activities be greater than each one of them alone. In order to assess its technical feasibility, in 2011, one hectare was planted in tree relief position: hill, half hill and low, in 25 de Mayo (35°35'S, 60°33'W), with *Robinia pseudoacacia*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Salix matsudana* x *S. alba*, *Populus deltoides*, *Eucalyptus camaldulensis* y *E. viminalis*. Lucerne pasture and 10 bee hives were installed. The measurements made in the sixth year of installation of the system indicate a dbh (cm) and height (m) differential between species and relief situations ($p=0.05$), highlighting *P. deltoides* and *E. viminalis*, which reached in half hill a height of 12.08(± 1.25) m and 11.63(± 1.58) m and dbh of 18.46(± 5.36) cm 18.63(± 3.44) cm, respectively. The availability of forage among rows reached an annual production of 5,173 kg MS.ha⁻¹, 65.06% lower than in the open sky. Samples of honey and pollen were collected. The botanical origins of both types of samples were determined, comparing the pollen types found with a reference collection. The protein content of 11 pollen samples was



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

analyzed from 2013 to 2018. Although the bees used the implanted species, they incorporated as a resource 36 genera or species present in the environment close, belonging mainly to the Asteráceae families and Fabáceas. The percentage of crude protein of the samples analyzed in 2013 and 2014 was higher than 23%, a limit for good nutrition. During the years 2015 to 2018, the percentages were lower, indicating the need to provide a protein supplement.

Keywords: economic sustainability, forage, *Populus* and *Eucalyptus spp* growth, pollen.



COMPOSICIÓN DEL PASTIZAL NATURAL Y CALIDAD FORRAJERA EN SISTEMAS SILVOPASTORILES DE LA SIERRA DE COMECHINGONES DEL SUR DE CÓRDOBA

COMPOSITION AND NUTRITIONAL VALUE OF THE GROUND VEGETATION OF SILVOPASTORIL SYSTEMS IN THE COMECHINGONES MOUNTAINS, CÓRDOBA

Fiandino, Santiago I. (1); José O. Plevich (1); Javier E. Gyenge (2)

⁽¹⁾ Departamento de Producción Vegetal, FAV, UNRC, Río Cuarto, Argentina

⁽²⁾ CONICET, INTA EEA Balcarce, AER Tandil, Buenos Aires, Argentina

Dirección de contacto: santifiandino@gmail.com; 9 de Julio, 1235 (5800) Río Cuarto, Córdoba, Argentina

Resumen

El objetivo de este trabajo fue evaluar la composición de especies de gramíneas del pastizal natural y su calidad nutricional, en Sistemas Silvopastoriles de *Pinus elliottii* (árboles de 16 años) en la sierra de Comechingones del sur de Córdoba. Los sistemas evaluados presentaban diferente densidad de plantación (450, 250 y 150 pl.ha⁻¹) y tratamiento de poda (podados hasta 4,5 m y no podados). En el otoño de 2015, se realizaron relevamientos de la composición florística del sotobosque bajo la proyección vertical de la copa (BC) y entre copas (EC) de nueve árboles en cada combinación densidad-poda, y en nueve parcelas de muestreo sin forestar (TES). En cada situación, se determinó la riqueza de gramíneas, se clasificaron las especies según la preferencia de consumo del bovino, y se recolectó la biomasa aérea total para realizar los análisis de calidad (Proteína bruta [PB], Fibra detergente ácida [FDA] y Energía Metabólica [EM]). La densidad de plantación y el tratamiento de poda no tuvieron efectos significativos sobre las variables medidas. Ocho de las gramíneas más frecuentes fueron comunes a todos los tratamientos, mientras que otras ocho aparecieron exclusivamente en los SSP. La riqueza media de especies de gramíneas preferidas por el bovino, fue significativamente superior en BC (4,44) y EC (4,61) respecto a TES (1,00). La FDA y EM de las muestras de gramíneas fue similar entre los tratamientos. En cambio, la PB fue mayor en los SSP que en el TES (7,73, 7,25 y 5,48% para BC, EC y TES, respectivamente). Se concluye que el sotobosque de los SSP podría ser utilizado como recurso forrajero estratégico en la época invernal, dado que el valor de PB del forraje en el otoño se encuentra por encima del valor crítico (6%) a partir del cual la proteína se convierte en limitante para la producción pecuaria.

Palabras clave: *Pinus elliottii*; Proteína Bruta; Riqueza de gramíneas.

Abstract

The aim of this work was to evaluate the grass specie's composition of the ground vegetation and its nutritional quality, in Silvopastoral Systems of Pinus elliottii (16 years of age) in the Comechingones mountains, south Córdoba. The systems evaluated had different trees density (450, 250 and 150 pl.ha⁻¹) and pruning treatment (pruned up to 4.5 m and not pruned). In fall of 2015, surveys of the ground vegetation's floristic composition were made under the vertical projection of the crown (BC) and between crowns (EC), in nine trees of each treatment (combinations of tree density and pruning), and in nine unafforested sampling plots (TES). In each situation we determined the richness of grasses, classified the species according to their preference by cattle, and collected the total aerial biomass of grasses to perform the quality analyzes (Crude protein [PB], Fiber detergent Acid [FDA] and Metabolic Energy [EM]). We did not find differences on the measured variables according to the stand density or the pruning treatment. Nevertheless, eight of the most frequent grasses were common to all treatments, while eight different species appeared exclusively in the SSP. The average richness of desirable grass species (preferred by cattle) per sampling plot was significantly higher in BC (4.44) and EC (4.61) than in TES (1.00). There were no differences in FDA and EM between treatments. The mean PB of the SSP samples was 7.73% and 7.25% in BC and EC respectively, while in TES it



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

was 5.48%. It is concluded that the SSP could be used as a strategic forage resource in winter season due to tree cover effects on understory grassland, given that its PB value in the fall is above the critical value (6%) from which the protein becomes a limitation for livestock breeding.

Keywords: *Pinus elliottii*; Crude protein; Richness of grasses



EFFECTOS DE LA COBERTURA DEL DOSEL Y EXPOSICIÓN EN LA PRODUCCIÓN DE BIOMASA DEL SOTOBOSQUE DE LENGA EN EL NO DE CHUBUT. UN ANÁLISIS PRELIMINAR.

EFFECTS OF CANOPY COVER AND ASPECT IN THE PRODUCTION OF BIOMASS OF LENGA'S UNDERSTORY IN NW CHUBUT. A PRELIMINARY ANALYSIS.

Figueroa, Tania L. (1,2); Claudia P. Quinteros (2); José O. Bava (2,3); Gastón M. Díaz (1,2)

(1) CONICET, Argentina.

(2) CIEFAP, Esquel, Argentina.

(3) UNPSJB, Esquel, Argentina.

Dirección de contacto: tfigueroa@ciefap.org.ar, Ruta 259 km 16,25 (9200), Esquel, Chubut Argentina.

Resumen

La introducción del ganado vacuno modificó la dinámica de los ecosistemas boscosos patagónicos. En Chubut el sistema ganadero productivo tradicional es el pastoreo extensivo y estacional. En bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*) el pastoreo ocurre en el periodo estival. El ganado consume la regeneración natural de lenga y otras especies nativas herbáceas y arbustivas, afectando la biodiversidad y limitando la continuidad del bosque. El objetivo del trabajo fue estimar la producción de biomasa en el sotobosque de lenga. Para ello, se utilizaron 15 jaulas de exclusión (1 x 0,5 x 0,7 m) ubicadas en combinaciones de cobertura del dosel (alta >70%, media 30-70% y baja <30%) y exposición (N y S). Los cortes de biomasa se realizaron en base a los picos de productividad. Los valores de productividad se expresaron en kg de materia seca (MS) por ha. La biomasa del sotobosque estuvo conformada por las especies *Poa sp.*, *Adenocaulon chilense*, *Vicia nigricans*, *Viola maculatum*, *Berberis serratodentata*, *B. microphylla*, *Ribes cucullatum* y *N. pumilio*. La mayoría de estas especies identificadas fueron observadas en la dieta de pastoreo del ganado bovino. Los datos fueron analizados mediante estadística descriptiva. La producción de biomasa del sotobosque de lenga fue de 350 KgMS/ha. Se observaron variaciones en la productividad según la apertura de dosel, mientras que el factor exposición mostró valores similares. Los resultados de la producción de biomasa en el sotobosque de lenga son similares a otros estudios realizados en distintas localidades del NO de Chubut con valores de 370 Kg MS/ha, y a la producción que existe en la estepa arbustiva-herbácea 360 KgMS/ha. En cambio contrastan con los valores registrados en bosques de ñire de 2.500 KgMS/ha y en mallines donde la productividad varía desde los 3000 a 15000 KgMS/ ha. Debido a la importancia de la ganadería en el NO de Chubut, es necesario que estos estudios preliminares tengan continuidad para generar nuevas herramientas que sean implementadas en los planes de manejo para estos bosques.

Palabras clave: herbivoría doméstica, composición florística.

Abstract

The introduction of cattle modified the dynamics of Patagonian forest ecosystems. In Chubut the traditional productive livestock system is extensive and seasonal grazing. In lenga forests (*Nothofagus pumilio*) grazing occurs in the summer period. The cattle consume the natural regeneration of lenga and other native herbaceous and shrub species, affecting biodiversity and limiting the continuity of the forest. The objective of the work was to estimate the biomass production in the understory of lenga. We used 15 exclusion cages (1 x 0.5 x 0.7 m), located in sites with a combination of canopy cover (high > 70%, medium 30-70% and low <30%) and aspect (N and S). We cut the biomass growing inside the cages on productivity peaks. The productivity values were expressed in kg of dry matter (MS) per ha. The biomass of the understory was conformed with the species *Poa sp.*, *Adenocaulon chilense*, *Vicia nigricans*, *Viola maculatum*, *Berberis serratodentata*, *B. microphylla*, *Ribes cucullatum* y *N. pumilio*. Most of these identified species were observed in the cattle grazing diet. The data were analyzed by descriptive statistics. The biomass production of lenga's



understory was 350 kgMS/ha. Variations in productivity were observed according to the canopy cover, while the aspect factor showed similar values. Results of biomass production in lenga's understory are similar to the reported studies carried out in other sites of NW Chubut with values of 370 kgMS/ha, and to the production that exists in the shrub-grass steppe 360 KgMS/ha. They contrast with the values recorded in Ñire forests of 2,500 KgMS/ha and in mallines where productivity varies from 3000 to 15,000 KgMS/ha. Due to economic importance of livestock in the NW Chubut, it is necessary that these preliminary studies have continuity to generate new tools to be implemented in the management plans for these forests in order to avoid losses of forest areas.

Keywords: *grazing cattle; specific composition.*



EL ÑIRE (*Nothofagus antártica*) UN ÁRBOL NATIVO DE LA PATAGONIA COMO FUENTE NATURAL DE ANTIOXIDANTES Y ESENCIAS

A NATIVE TREE FROM PATAGONIA "ÑIRE" (*Nothofagus antártica*) AS NEW SOURCE OF ANTIOXIDANTS AND ESSENTIAL OIL

González, Silvia B. (1); Bruno Gastaldi (1); Francisco Mattenet (2,3); Pablo Peri (3); Paola Di Leo Lira (4,5); Daiana Retta (4,5); Catalina van Baren (4,5); Arnaldo Bandoni (4,5)

(1) Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco. Facultad de Ciencias Naturales y Ciencias de la Salud. Departamento de Química, Ruta 259 Km 4, 9200, Esquel, Chubut, Argentina, quim-esq@unpata.edu.ar;

(2) Consejo Agrario Provincial, Santa Cruz, Río Gallegos, Santa Cruz.

(3) EEA INTA Santa Cruz, Río Gallegos, Santa Cruz.

(4) Universidad de Buenos Aires, Facultad de Farmacia y Bioquímica, Cátedra de Farmacognosia, C.A. B.A., Argentina

(5) CONICET-Universidad de Buenos Aires, Instituto de Química y Metabolismo del Fármaco (IQUIMEFA), Junín 956, 2º piso, (1113) C.A. B.A., Argentina

Resumen

En la Patagonia Argentina los bosques de *Nothofagus antarctica*, "ñire", se extienden desde la provincia de Neuquén (33° S) hasta el canal de Beagle (55° S). En Santa Cruz el 90% de su superficie posee actividad ganadera y los productos forestales no madereros (PFNM) forman parte de la estrategia de valor agregado del manejo de bosque con ganadería integrada (MBGI). En este contexto, esta especie posee un uso medicinal popular como febrífuga y con actividad citotóxica. Los antioxidantes y fenoles de fuentes vegetales han demostrado tener múltiples beneficios para la salud y actualmente se buscan nuevas fuentes naturales. Los aceites esenciales son metabolitos secundarios de interés económico debido a sus potenciales usos en las industrias alimentaria, cosmética y farmacéutica. Se estudió una población de "ñire" bajo uso silvopastoril en El Chaltén (Santa Cruz) mediante muestreos del follaje, durante los años 2016 y 2017. A partir de extractos etanólicos se analizó la actividad antioxidante por el método del DPPH y el contenido de fenoles totales por el método de Folin-Ciocalteu. Los aceites esenciales se obtuvieron por hidrodestilación y se analizaron por GC-MS. La reducción del DPPH fue de un 25% (2016) y un 70% (2017).

Los compuestos fenólicos totales fueron 17,5 y 21,0 mg GAE/g en los años 2016 y 2017, respectivamente. Los extractos de "ñire" podrían tener potencial utilización como nutracéuticos considerando que 8,5 mg GAE/g y 11,6 mg GAE/g son valores obtenidos como referencia con marcas comerciales argentinas de té verde y yerba mate. Los rendimientos de aceites esenciales tuvieron un promedio de 3,4 ml/kg calculado sobre peso húmedo, y el compuesto mayoritario fue el alfa-agarofurano (71-75%). La calidad organoléptica del producto volátil resulta interesante en cuanto a su potencialidad para perfumería.

Estos resultados indican que el follaje de *N. antarctica* podría ser una fuente promisoriosa de PFNM.

Palabras clave: Ñire; PFNM; antioxidantes; aceites esenciales.

Abstract

Nothofagus antarctica "ñire" forest extends from Neuquen province (33° south latitude) to Tierra del Fuego province (55° south latitude). Santa Cruz province has 90% of its surface devoted to livestock activity. Non-wood forest products (NWFP) are part of the strategy to generate increased added value to livestock management (MBGI). Ñire has medicinal popular uses as febrifuge and possess cytotoxic activity.



Antioxidants and phenols from plant sources have showed multiple health benefits and scientists are currently looking for new natural sources. Essential oils are secondary metabolites of economic interest because of their potential uses in food, cosmetic and pharmaceutical industries. A N. antarctica population under silvopastoral uses in El Chaltén (Santa Cruz) was studied during 2016 and 2017 years. The antioxidant activity was analyzed on ethanolic extracts from leaves by the DPPH method and total phenols were analyzed by the Folin-Ciocalteu reagent. The essential oils were obtained by hydrodistillation and analyzed by GC-MS. The DPPH reduction was of 25% (2016) and 70% (2017). The total phenols were 17.5 and 21.0 mg GAE / g in the years 2016 and 2017, respectively. The ñire extract has potential uses as nutraceuticals taking into account that 8.5 mg GAE / g and 11.6 mg GAE / g are reference values for Argentine commercial marks of green tea and yerba mate. The yields of essential oils had an average of 3.4 ml/kg based on wet weight, and the major compound was alpha-agarofuran (71-75%). The organoleptic quality of the volatile product is interesting as potential perfumery ingredient. These results indicate that N. antarctica foliage could be a promising source of NWFP.

Keywords: Ñire; NWFP; antioxidants; essential oils.



EFFECTO DEL ROLADO DE BAJA INTENSIDAD (RBI) EN LA REGENERACIÓN FORESTAL BAJO UN MBGI A ESCALA PREDIAL EN SALTA, ARGENTINA.

EFFECT OF LOW INTENSITY ROLLER-CHOPPING (RBI) ON TREE REGENERATION UNDER A MBGI AT PREDIAL SCALE IN SALTA, ARGENTINA.

**Ledesma, Tilda T. (1,2); Sergio Cortéz (3); Adriana Gómez Omil (1,2); Cristian Despósito (4),
Mariana Minervini (2), Hernán Hernández (1).**

⁽¹⁾INTA-Estación Experimental de Cultivos Tropicales-Yuto. Ruta Nacional N° 34-Km 1286 (4518) Yuto, Jujuy. E-mail: ledesma.tilda@inta.gob.ar

⁽²⁾Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Jujuy.

⁽³⁾INTA-Estación Experimental Agropecuaria. Cerrillo, Salta.

⁽⁴⁾INTA-Estación Experimental Agropecuaria Manfredi, Córdoba.

Resumen

El trabajo aborda la implementación de una propuesta a escala predial y en condiciones reales de producción, para contribuir al desarrollo productivo y la sustentabilidad de los sistemas actuales de productores ganaderos del Chaco Salteño. El Objetivo fue instalar un Sitio Piloto con una rotación completa silvopastoril a escala predial, para evaluar las interacciones entre los componentes y el resultado económico de una propuesta de manejo adaptativo del bosque nativo con ganadería integrada (MBGI). La unidad de manejo es de 500 has, donde se establecieron las líneas de base de la situación predial, a partir de las cuales se definieron la situación objetivo y los niveles de producción alcanzables. Al inicio del proceso el productor poseía alrededor de 80 animales totales entre vacas, novillos, toros y terneros. El propietario definió avanzar hacia un sistema de producción especializado en cría bovina. Para establecer las líneas de base se realizaron estudios de suelos, inventario forestal, análisis de imágenes satelitales, mediciones de oferta forrajera, entre otros desde el año 2015. Se delimitaron los sitios ecológicos; Monte bajo (Mb), Monte medio (Mm) y Arbustal bajo (Ab). Se definieron un conjunto de indicadores de sustentabilidad para el Sitio Piloto siguiendo la metodología propuesta por la mesa técnica de MBGI. Se propuso una planificación predial bajo el enfoque MBGI y las prácticas para cada sitio ecológico. Se realizaron los trabajos de rolado de baja intensidad (RBI) y siembra de *Gatton panic* (*Megathyrus maximus cv gatton*) en el primer potrero. En este trabajo se presenta el resultado del indicador Regeneración. Se midió en el año 2018 la regeneración para el sitio ecológico Monte bajo (Primer potrero), obteniendo como resultado 5536 plántulas/ha en comparación a las 500 plántulas/ha obtenidas en la línea de base. Estos resultados preliminares permiten dar comienzo al monitoreo de la sustentabilidad del sistema bajo el MBGI propuesto y constituyen datos promisorios ya que reflejarían una capacidad de resiliencia de estos ecosistemas.

Palabras clave: Ecosistema Chaqueño; plántulas forestales; resiliencia; ganadería.

Abstract

The work addresses the implementation a proposal on a farm scale and under real production conditions, to contribute to the productive development and sustainability of current systems of livestock producers of the Chaco Salteño. The general objective is install a pilot site with a complete rotation of silvopastoral on a field scale, as a basis to evaluate the interactions between the components and the economic result of a proposal of adaptive management of the native forest with integrated livestock (MBGI). The management unit is 500 hectares, where the baseline of the predial situation was established, from which the objective situation and the attainable production levels were defined. At the beginning of the process the producer owned around 80 total animals among cows, steers, bulls and calves. The owner decided to move towards a production system specialized in cattle breeding. In order to establish baselines, soil studies, forest inventory,



satellite image analysis, forage supply measurements, among others, were carried out since 2015. In this way, ecological sites were defined; Monte bajo (Mb), Monte medio (Mm) and Arbustal bajo (Ab). A set of sustainability indicators was defined for the Pilot Site following the methodology proposed by the MBGI technical table. A property plan was proposed under the MBGI approach and the practices for each ecological site. In this context, the Low intensity roller-chopping (RBI) and seeding of Gatton panic (Megathyrsus maximus cv gatton) were carried out in the first paddock. In this paper we present the result of the Regeneration indicator. In the year 2018 the regeneration was measured for the ecological site Monte bajo (first paddock), obtaining the result of 5536 seedlings/ha in comparison with the 500 seedlings/ha of the first generation. These preliminary results allow us to begin the monitoring of the sustainability of the system under the proposed MBGI and constitute promising results since they would reflect the resilience capacity of these ecosystems.

Keywords: Chaco ecosystems; forest seedlings; resilience; livestock.



INTENSIDAD DE PASTOREO EN PREDIOS GANADEROS DE CRÍA DEL ESPINAL ENTRERRIANO

GRAZING INTENSITY FROM BEEF COW–CALF GRAZING SYSTEMS OF ENTRE RÍOS' ESPINAL

Lezana, Lucrecia (1); Martín Durante (2); Susana Boffa (3), Juan Fonseca (4); Sonia Canavelli (1),
Alejandra Kemerer, A. (1), Noelia Calamari (1), Ana Wingeyer (1), Marcos Bordagaray (5).

(1) EEA INTA Paraná, Oro Verde, Argentina,

(2) EEA INTA Concepción del Uruguay, Concepción del Uruguay, Argentina,

(3) AER Feliciano, San José de Feliciano, Argentina,

(4) AER La Paz, La Paz, Argentina,

(5) FCA-UNER, Oro Verde, Argentina

Dirección de contacto: lezana.lucrecia@inta.gob.ar; Ruta 11 km 12,5 (3100) Oro Verde, Entre Ríos, Argentina

Resumen

La principal actividad productiva en el Espinal entrerriano, es la ganadería de cría. El uso ganadero habitual es extensivo, con escaso nivel de adopción de tecnología, bajos índices productivos y reproductivos y alto nivel de degradación de los diferentes estratos del bosque. La intensidad de pastoreo (IP), definida como la relación entre el peso vivo del ganado y el peso del forraje disponible en un momento determinado, es un mejor indicador que la carga ganadera para explicar la respuesta animal. El objetivo del trabajo fue evaluar la IP en 28 predios ganaderos de cría, ubicados en los departamentos La Paz y Feliciano, abarcando 7270 has de monte. El forraje disponible (FD, kg MS/ha) se determinó en octubre de 2017 en 6 transectas de 50 m, distribuidas al azar en cada predio, donde se midió la altura promedio del pastizal, y se utilizó una regresión lineal ($R^2:0,7$) entre altura y biomasa para calcular FD. La carga en cada predio, en kg de peso vivo (PV, kg) se estimó a través de registros de la composición del rodeo y el peso promedio por categoría. La IP promedio de los 28 predios fue de 2,47 kg PV.kg MS⁻¹, con un mínimo de 0,12 kg PV.kg MS⁻¹ y un máximo de 9,6 PV.kg MS⁻¹. El 80% de los predios presentaron IP superiores a 0,5 kg PV.kg MS⁻¹, lo que brinda indicios claros sobre serias limitaciones energéticas del rodeo de cría, que reducen su productividad y afectarían la condición del pastizal, la cobertura de suelo, la regeneración de especies, entre otras variables asociadas. Esta caracterización constituye el punto de partida para el rediseño de estos sistemas, equilibrando la oferta y demanda de energía y proveyendo otros servicios ecosistémicos.

Palabras clave: pastizal; asignación; carga ganadera

Abstract

Beef-cow-calf system constitutes the main economic activity at Entre Ríos' Espinal eco-region. This livestock system is managed as extensive, with little technology adoption, and yields low animal performance and forest degradation. Grazing intensity (GI), the relationship between the live weight of livestock (LW, kg) and the weight of the standing forage at a given time (FM, kg), is a better indicator than the stocking rate to explain animal performance. This work evaluated the GI of 28 breeding farms (7270 ha), located in La Paz and Feliciano departments of Entre Ríos province. The mass of forage was determined in October 2017 in six transects of 50 meters each, randomly distributed within the each farm, by measuring the average height of the grassland. This height was converted to mass using linear regressions previously developed for the systems ($R^2:0,7$). The LW was estimated through stock categories' and average live weight records. The average GI of the 28 farms was 2.47 kg LW.kg FM⁻¹, with a minimum of 0.12 kg LW.kg FM⁻¹ and a maximum of 9.6 LW.kg FM⁻¹. Approximately, 80% of the farms had GI greater than 0.5 kg LW.kg FM⁻¹, a threshold for energy limitations of the breeding herd, above which the system productivity is reduced, and the grassland condition, soil cover, species regeneration, among other associated variables become negatively affected.



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

This characterization of GI constitutes a starting point for the redesign of these systems to harmonize and balance energy offer and demand, and provide other ecosystem services.

Keywords: *grassland; forage allowance; stocking rate*



ABORTO EN BOVINOS POR CONSUMO DE ACÍCULAS DE PINO: ANÁLISIS DE ÁCIDO ISOCUPRÉSICO EN CONÍFERAS DE PATAGONIA ARGENTINA.

PINE NEEDLE ABORTION IN CATTLE: ANALYSIS OF ISOCUPRESSIC ACID IN CONIFERS FROM PATAGONIA ARGENTINA.

Martínez, Agustín (1); Dale R. Gardner (2); Gonzalo Caballé (3); Eugenio Díaz (4); Romina Apóstolo (5); Juan P. Mikuc (6); Carlos A. Robles (1).

(1) Grupo Salud Animal INTA, Bariloche, Argentina;

(2) Poisonous Plant Research Laboratory, Logan , Estados Unidos;

(3) Grupo Ecología Forestal INTA, Bariloche, Argentina;

(4) Agencia Minas Norte, Secretaria de Producción, Las Ovejas, Argentina;

(5) Grupo Producción Animal INTA, Esquel, Argentina; (6) Agencia Extensión Rural INTA, Chos Malal, Argentina.

Dirección de contacto: martinez.agustin@inta.gob.ar Modesta Victoria, 4450 (8400) Bariloche, Río Negro, Argentina

Resumen

Las acículas de algunas coníferas son tóxicas para los bovinos produciendo aborto en el último tercio de la gestación y retención de placenta. La toxicidad se debe a que poseen un metabolito secundario de la planta denominado ácido isocuprésico (ICA) y niveles tóxicos de ICA (>0.5%) fueron detectados en coníferas de varias partes del mundo. En la Patagonia, se registraron casos de aborto en bovinos asociados al pastoreo en potreros con coníferas. Con el objetivo de determinar la presencia de ICA en coníferas de Argentina, se tomaron muestras de acículas verdes y secas de tres especies de coníferas en establecimientos ganaderos de Neuquén, Río Negro y Chubut. La determinación del ICA se realizó por cromatografía gaseosa. En pino ponderosa (*Pinus ponderosa*) se hallaron valores de $0,53\% \pm 0,06$ en acículas verdes y $0,68\% \pm 0,15$ en secas, confirmando el riesgo de esta especie para producir intoxicaciones. En pino murrayana (*Pinus contorta*) se detectaron valores inferiores (<0.01%) al nivel tóxico, siendo necesario realizar más muestreos para confirmar su baja toxicidad. En pino oregón (*Pseudotsuga menziesii*) no se detectó ICA, siendo una especie segura para el silvopastoreo. A partir de estos resultados, se deberá incorporar la intoxicación por consumo de *Pinus ponderosa* como diagnóstico diferencial en casos de abortos bovinos ocurridos en la Patagonia, como así también recomendar a los productores que realicen un manejo racional del pastoreo evitando su uso en épocas críticas para la presentación de la intoxicación: animales con gestación avanzada, potreros con escasez de forraje y/u ocurrencia de tormentas de nieve.

Palabras clave: Ganado; Intoxicación; Silvopasoreo; *Pinus ponderosa*.

Abstract

Needles from conifers are toxic for cattle causing late term abortions and placenta retention. The toxicity is due to a secondary metabolite of the plants identified as isocupressic acid (ICA) and toxic levels of ICA (>0.5%) have been detected in conifers worldwide. There have been numerous anecdotal reports of abortions associated with conifers needle consumption in cattle farms from Patagonia region, Argentina. To determine if Argentinian conifers contain toxic levels of ICA, samples of green and dry needles were collected from three species on cattle farms from Neuquen, Rio Negro and Chubut provinces. The determination of ICA was performed by gas chromatography. Toxic levels of ICA were found in both green needles ($0.53\% \pm 0.06$) as dry needles ($0.68\% \pm 0.15$) in *Pinus ponderosa*, confirming the risk for pregnant cattle. Low levels of ICA was detected (<0.01%) in *Pinus contorta*, and further sampling should be made to confirm its low toxicity. Isocupressic acid was not detected in *Pseudotsuga menziesii*, being safe for pregnant cattle. Poisoning by *Pinus ponderosa* must be included as differential diagnoses in cases of cattle abortion in Patagonia. Farmers should be advised to avoid cattle grazing on pastures with ponderosa pines during critical periods for this poisoning as cattle in late-term gestation, poor forage availability and snow covers dormant forage.

Keywords: Livestock; Poisoning; Silvopastoral; *Pinus ponderosa*.



MANEJO SILVOPASTORIL DE CAMPOS INVADIDOS POR VINAL (*Prosopis ruscifolia* GRISEB.) EN SANTIAGO DEL ESTERO, ARGENTINA

SILVOPASTORAL MANAGEMENT OF FIELDS INVADED BY VINAL (*Prosopis ruscifolia* GRISEB.) IN SANTIAGO DEL ESTERO, ARGENTINA.

Merletti G. (1); Ariel Tamer (2)

(1) INTA, EEA Santiago del Estero, Santiago del Estero, Argentina

(2) INTA, AER Añatuya, Añatuya, Argentina

Dirección de contacto: merletti.guillermo@inta.gob.ar; Jujuy, 850 (4200) Santiago del Estero, Santiago del Estero, Argentina

Resumen

Campos agrícolas del área de riego de Santiago del Estero son abandonados por salinización. El vinal (*Prosopis ruscifolia* GRISEB.), un árbol leguminoso de mediano porte, coloniza estos campos rápidamente y en altas densidades. El desmonte para rehabilitación es la opción considerada por los productores. El objetivo de este trabajo fue evaluar un manejo silvopastoril de estos bosques, mediante podas y raleos e implantación de pasturas megatérmicas. En un área ocupada por un vinalar joven, en un campo privado en la localidad de Herrera, al sudeste de Santiago del Estero, se realizó un inventario forestal para estimar área basal, diámetro medio y densidad al inicio. Seguidamente se instaló un ensayo demostrador delimitando seis parcelas de una hectárea cada una, sin repeticiones. Cuatro parcelas se desarbustaron manualmente, con poda de individuos bifurcados y raleos hasta un 30% del área basal; en dos de ellas se implantó manualmente en una mitad, gaton panic (*Panicum máximum*, "P") y en la otra mitad, grama rhodes (*Chloris gayana*, "C"). En una parcela se realizó sólo desarbustado manual y en la restante se dejó como testigo, sin tratamiento. Se tomaron muestras de pasturas mediante muestreo al azar, arrojando tres marcos de 0.25 m² cortando el material y secándolo en estufa hasta peso constante ("MS"). En las parcelas sin siembra se muestrearon pastos nativos ("N"). Se instalaron 189 dendrómetros para medir incrementos distribuidos en todas las parcelas. Los registros de los dendrómetros y la oferta de pastos se midieron durante dos años consecutivos. Los resultados del inventario arrojaron un DAP promedio de 6.4 ± 2.3 cm, con un Área basal (G) de 7.284 ± 1.358 m²/ha. El 94.5% de G estuvo ocupada por vinal. La densidad fue de 2512 ± 373 árboles/ha de los cuales 1012 ± 200 (40.3%) se encontraron muertos en pie. El 15.8% en promedio de los individuos tuvieron dos o más fustes. La producción de pastos al primer año fue de 6625 ± 1716 kg MS/ha ("P"), 1751 ± 227 kg MS/ha ("C") y 3994 ± 217 kg MS/ha ("N"). El segundo año la cantidad de MS de "P" disminuyó en un 43%, mientras que "C" y "N" tuvieron un incremento de 96% y 21% respectivamente. El incremento en diámetro promedio fue de 3.69 ± 1.72 mm en parcelas con raleo, 2.92 ± 1.39 desarbustado manual y 1.68 ± 0.98 en la parcela testigo. La gran proporción de individuos muertos en pie muestra que la masa se encuentra en etapa de autoraleo y que la apertura por raleos y podas estimula el crecimiento en diámetro y la producción de "N". Si bien el ensayo es exploratorio con objetivos de demostrador, los resultados de las mediciones indican un potencial interesante para la implementación de sistemas silvopastoriles en estos sitios. Se deben incrementar los estudios sobre el tipo de pasturas a implantar y la conveniencia de aprovechar la oferta de pastos nativos. Especial cuidado debe prestarse a los niveles de sales en suelo y napa y es motivo de estudios posteriores.

Palabras clave: autoraleo, desarbustado, pasturas megatérmicas, pastos nativos

Abstract

Agricultural fields, in the irrigation area of Santiago del Estero Province, are abandoned due to soil salinization. Vinal (*Prosopis ruscifolia* GRISEB.), a medium-sized ruderal leguminous tree, colonizes these fields quickly and at high densities. Clearing for rehabilitation is the main option considered by producers. The



objective of this work was to evaluate a silvopastoral management of these forests, through pruning and thinning and the implantation of megathermic pastures. In an area occupied by a young "vinalar", in a private field of Herrera, southeast of Santiago del Estero, a forest inventory was carried out to estimate the basal area, average diameter and density at the beginning. Next, an essay was established, delimiting six plots of one hectare each, without repetitions. In four plots we removed the shrubs by hand, with pruning of bifurcated and thinning individuals up to 30% of the initial basal area. In two plots we seeded gatton panic (*Panicum maximum*, "P") manually in one half, and in the other, grama rhodes (*Chloris gayana*, "C"). In one plot, only shrub hand removal was carried out and in the remaining one it was left as a control, with no intervention. Dry matter production (DM) was calculated taking random samples, throwing three 0.25 m² frames, cutting the material and drying it in a stove until constant weight. In the plots without sowing, native grasses ("N") were sampled. To measure diametric increments, we installed 189 dendrometers, distributed in all the plots. Their records and the pasture production were measured during two consecutive years. DBH was 6.4 ± 2.3 cm, and Basal Area $7,284 \pm 1,358$ m² / ha, (94.5% from "vinal"). The density was 2512 ± 373 trees / ha of which 1012 ± 200 (40.3%) were standing dead. 15.8% of the individuals had two or more shafts. Pasture production in the first year was 6625 ± 1716 kg ; 1751 ± 227 and 3994 ± 217 kg DM / ha (for "P", "C" and "N" respectively). In the second year, DM of "P" decreased 43%, while "C" and "N" increased 96% and 21%, respectively. The increase in average diameter was 3.69 ± 1.72 mm in plots with thinning, 2.92 ± 1.39 in shrub hand removal plot and 1.68 ± 0.98 in the control plot. The large proportion of dead standing individuals, shows that the mass is in the stage of self- thinning and that the opening by thinning and pruning stimulates the growth in diameter and the production of "N". Although the trial is exploratory with demonstrator objectives, the results of the measurements indicate an interesting potential for the implementation of silvopastoral systems in these sites. The studies on the type of pastures to be implanted and the convenience of taking advantage of the offer of native pastures should be increased. Special care must be paid to the levels of salts in soil and water table and is the subject of further studies.

Keywords: self-thinning, shrub removal, megathermic pastures, native pastures



EVALUACIÓN DE LA VARIABILIDAD INTRAESPECÍFICA DE *Prosopis denudans* PARA EL DESARROLLO DE CULTIVOS BIOENERGÉTICOS

EVALUATION OF *Prosopis denudans* INTRA-SPECIFIC VARIABILITY FOR THE DEVELOPMENT OF BIOENERGY CROPS

Palomeque, Laura (1); Adriana Beider (1); Ma. Mercedes Sorondo (1); Eduardo Estremador (1); Benjamín Artilles (1)

⁽¹⁾ EEA INTA Chubut, Trelew, Argentina

Dirección de contacto: palomeque.laura@inta.gov.ar; 25 de Mayo N° 4870 (9100) Trelew, Chubut, Argentina

Resumen

El algarrobillo (*Prosopis denudans Benth*) es una de las especies nativas más utilizadas por los productores y pobladores rurales de zonas áridas del Chubut para obtener la leña necesaria para cocinar alimentos y calefaccionar sus hogares. La preferencia está dado por el alto poder calorífico de su biomasa. La domesticación a corto plazo del algarrobillo permitirá contar con un cultivo bioenergético multipropósito (biomasa, cortina rompe viento, reparo de animales, forraje). Siendo que la diversidad genética disponible para la mejora es desconocida en dicha especie, se evaluó la variabilidad fenotípica intraespecífica en relación a los caracteres período de siembra hasta emergencia y peso de 1.000 semillas. En 2018 se sembraron, bajo cubierta, cinco familias de algarrobillo siguiendo un diseño de bloques completos aleatorizados con ocho repeticiones (40 individuos por repetición). Se registró el peso de semillas y la fecha de emergencia por familia. Los datos fueron analizados mediante un ANOVA ($\alpha = 0,05$). La relación entre peso de la semilla y el período de siembra a emergencia fue analizado a través del test de correlación de Pearson. Se observaron diferencias significativas en las medias de ambos caracteres entre familias. El menor valor medio por familia correspondiente al período de siembra hasta emergencia fue de $61 \pm 3,34$ días y el más extenso fue de $76 \pm 3,67$ días. Las medias por familia para el carácter peso de semillas fueron de $21,13 \pm 2,48$ gr para el valor más bajo y de $31,61 \pm 0,65$ gr para el más alto. Se observó una correlación negativa entre ambos caracteres, indicando que semillas de tamaño más grande emergen en un período menor ($r = -0,62$). Los resultados brindan información de base para determinar la variabilidad fenotípica de caracteres de interés con el fin de avanzar en el programa de domesticación y mejora del algarrobillo.

Palabras clave: cultivos energéticos, especies nativas, emergencia, peso de semillas

Abstract

Algarrobillo (*Prosopis denudans Benth*) is one of the native species mostly used by farmers and rural dwellers of the arid zones of Chubut so as to obtain the wood needed to cook food and heat homes. Their preference is given by the high calorific value of its biomass. Short-term domestication of algarrobillo will result in a multipurpose bioenergy crop (biomass, windbreak, animal repair, forage). Since the genetic diversity available for breeding is unknown within these species, the intraspecific phenotypic variability was evaluated in relation to the characters period from sowing until emergence and 1,000 seed weight. In 2018, five families of algarrobillo were planted in a greenhouse, following a randomized complete block design with eight repetitions (40 individuals per repetition). Seed weight and emergence date were recorded per family. The data was analyzed by an ANOVA ($\alpha=0,05$). The relationship between seed weight and the period from sowing to emergence was analyzed through the Pearson correlation test. Significant differences between family means were observed for both characters. The lowest mean value per family corresponding to the period from sowing until emergence was 61 ± 3.34 days and the most extensive was 76 ± 3.67 days. Means



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

per family for seed weight were 21.13 ± 2.48 gr for the lowest value and 31.61 ± 0.65 gr for the highest. A negative correlation was observed between both characters, indicating that seeds of larger size emerge in a shorter period ($r = -0.62$). The results provide basic information to determine the phenotypic variability of characters of interest in order to continue with the domestication and breeding program of algarrobito.

Keywords: energetic crops; native species; emergency; seed weight.



CONSUMO DE AGUA DEL GANADO BOVINO EN UN SISTEMA SILVOPASTORIL DE ÑIRE (*Nothofagus antarctica*)

BOVINE LIVESTOCK WATER CONSUMPTION IN A SILVOPASTORIL SYSTEM OF *Nothofagus antarctica*

Peri, Pablo L. (1,2); Sebastián Ormaechea (1)

(1) INTA EEA Santa Cruz; (2) Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA) - CONICET, Río Gallegos, Argentina.

Dirección de contacto: peri.pablo@inta.gob.ar; CC 332 (9400) Río Gallegos, Santa Cruz, Argentina.

Resumen

Las condiciones ambientales como temperatura (T°), velocidad del viento, humedad relativa ambiente (HR), precipitación y radiación afectan el confort animal. El estrés térmico de los animales determina cambios en el consumo de agua y energía. El consumo diario de agua (CDA) es un mecanismo por el cual el animal reduce su temperatura corporal de forma rápida y eficiente. El objetivo de este trabajo fue cuantificar el CDA en un sistema silvopastoril (SSP) de ñire con una cobertura de copas del 60% y en un pastizal natural aledaño y abierto sin árboles (P). El ensayo se realizó en la Estancia Nibepo Aike ($50^{\circ} 33'S-72^{\circ} 50'O$), provincia de Santa Cruz. Se seleccionaron e identificaron vaquillonas Polled Hereford de 14 meses de edad y de 264 kg de peso vivo promedio las cuales pastorearon durante 30 días el mes de Diciembre en parcelas de 1 ha en el SSP y P. La asignación diaria de materia seca fue 3 kg por cada 100 kg de peso vivo, la cual permite una ganancia de peso vivo satisfactorio para vacunos en pastizales naturales con valores de digestibilidad entre 66 y 74%. En cada parcela ingresaron 12 vaquillonas y se instalaron bebederos provistos de caudalímetros para registrar el CDA y sensores de T° y HR con dataloggers. Mientras que la T° y HR durante el periodo de valuación en el SSP fue de $10,4^{\circ}C$ y 60,3 %, en las parcelas P los valores fueron de $13,5^{\circ}C$ y 55,6%, respectivamente. El CDA fue significativamente ($p < 0,05$) mayor en P (25 ± 5 litros/animal/día) que en el SSP (19 ± 3 litros/animal/día). Los resultados indicarían que los efectos que producen las condiciones ambientales en sistemas silvopastoriles favoreció el confort de los animales valorado a través del CDA.

Palabras clave: confort animal; consumo de agua; estrés térmico.

Abstract

Environmental conditions such as temperature, wind speed, relative humidity, precipitation and radiation affect animal comfort. The thermal stress of the animals determines changes in water and energy consumption. Daily water consumption (CDA) is a mechanism by which the animal reduces its body temperature quickly and efficiently. The objective of this work was to quantify the CDA in a silvopastoral system (SSP) with a canopy cover of 60% and the natural grassland in open conditions without trees (P). The trial was conducted at Estancia Nibepo Aike ($50^{\circ} 33'S-72^{\circ} 50'W$), province of Santa Cruz. We selected and identified Polled Hereford heifers of 14 months of age and of 264 kg of average live weight that grazed during 30 days in December in plots of 1 ha size in the SSP and P. A daily allocation of 3 kg of dry matter was used per 100 kg of live weight, which allows a satisfactory live weight gain for cattle in natural pastures with digestibility values between 66 and 74%. In each plot, 12 heifers were used and sprues with flow meters were installed to register the CDA and T° and HR sensors with dataloggers. While the T° and HR during the valuation period in the SSP was $10.4^{\circ}C$ and 60.3%, in the plots P the values were $13.5^{\circ}C$ and 55.6%, respectively. The ADC was significantly ($p > 0.05$) higher in P (25 ± 5 liters/animal/day) than in the SSP (19 ± 3 liters/animal/day). The results would indicate that the effects produced by environmental conditions in silvopastoral systems favored the comfort of the animals valued through the CDA.

Keywords: animal comfort; water consumption; thermal stress.



SUPERVIVENCIA Y CRECIMIENTO DE NUEVE CLONES DE ÁLAMOS EN UN SISTEMA SILVOPASTORIL DEL SUDESTE BONAERENSE

SURVIVAL AND GROWTH OF NINE POPLAR CLONES IN A SILVOPASTORAL SYSTEM OF SOUTHEASTERN BUENOS AIRES.

Quiñones Martorello, Adriana S. (1,2); Leonardo F. Salleses (2); Diego Dominguez Daguer (3,5); Karen G. Moreno (4); María E. Fernández (1,5); Javier E. Gyenge (1,5).

(1) CONICET, Argentina.

(2) INTA EEA Balcarce, Argentina

(3) Ministerio de Agroindustria, Argentina

(4) Facultad de Ciencias Agrarias UNMDP, Balcarce, Argentina

(5) INTA AER Tandil, Argentina.

adriana.silvia.quinones@gmail.com; Ruta 226, Km 73,5 (7620), Balcarce, Buenos Aires, Argentina.

Resumen

Las condiciones agroecológicas que se observan en el sudeste bonaerense permiten el cultivo de álamos, sobre todo en sistemas mixtos (agroforestales o silvopastoriles). Sin embargo, se carece de ensayos que permitan documentar el desempeño de distintos clones recientemente inscriptos en un mismo sitio. Se evaluó la supervivencia y crecimiento inicial de 9 clones de *Populus deltoides* (Nandi, Hovyú, Ñacuturú, Australiano 129/60, Gauycará, Carabela, Pytá, Triplo y Ragonese 22) en Balcarce, Buenos Aires, en un diseño espacial silvopastoril (14m x 5m). Se plantó en agosto de 2017 un lote de 4 ha. en transición agroecológica sobre una pastura de festuca, alfalfa y trébol rojo, con un diseño BCA. Se evaluó la supervivencia mediante MLG a los 2, 4, 6 y 9 meses desde la implantación. En la última medición se evaluaron mediante ANOVA de dos factores y test de Kruskal Wallis el índice de verdor mediante escala categórica (0: sin hojas a 3: hoja completamente verde), el diámetro y la altura. La mayor mortalidad se observó entre fines de octubre a diciembre, cuando la supervivencia general del ensayo disminuyó de 95 a 70 %. La última medición indicó que Ñacuturú tuvo significativamente mayor supervivencia (89%) mientras que Triplo, Hovyú, Gauycará (75%) y Nandi (64%) presentaron valores intermedios, Carabela, Pytá, Australiano 129/60 y Ragonese 22 (50%) presentaron valores significativamente más bajos. El índice de verdor siguió el orden Nandi y Hovyú \geq Carabela $>$ Pytá, Ñacuturú, Australiano 129/60, Triplo, Gauycará y Ragonese 22. La altura máxima alcanzada siguió el orden: Triplo, Gauycará, Ñacuturú, Hovyú (136 cm) $>$ Nandi, Ragonese 22, Australiano 129/6, Carabela $>$ Pytá (119), mientras que el diámetro de los dos brotes principales fue significativamente mayor en Ñacuturú, Triplo y Gauycará (10,2mm) respecto a Ragonese 22 y Carabela (8mm). Los resultados de supervivencia y crecimiento indican que Ñacuturú, Triplo y Gauycará presentan mejores condiciones de implantación inicial en el sudeste bonaerense bajo el arreglo espacial evaluado, por lo que se utilizará este material para replantar el ensayo y evaluar a futuro la capacidad productiva del sistema mixto.

Palabras clave: *Populus deltoides*, *P x canadensis*, índice de verdor, diámetro, altura

Abstract:

The agro-ecological conditions at the southeast of Buenos Aires Province allow the *Populus* production, mostly under mixed systems (agroforestry or silvopastoral systems). However, no information is available about the performance of new clones in a common garden experiment. Survival and initial growth of 9 clones of *Populus deltoides* (Nandi, Hovyú, Ñacuturú, Australiano 129/60, Gauycará, Carabela, Pytá, Triplo y Ragonese 22) was assessed in a silvopastoral trial in Balcarce, Buenos Aires province. The system was established at 14 m x 5 m distance in August 2017 in a 4 ha agroecological transition plot on a consociated pasture (fescue,



alfalfa and red clover). Survival of the clones was analyzed using LGM at 2, 4, 6 and 9 months after cuttings plantation. In the last measurement we analyzed survival, greenery index (0: no leaves, to 3: completely green leaves), diameter and height using two way ANOVA and Kruskal Wallis test. The highest mortality was measured between October and December, when average survival decreased from 95 to 70%. Ñacaturú clone showed the highest survival rate at the end of the measurements (89%) followed by Triplo, Hovyu, Gauycará (75%) and Nandi (64%), while the lowest values were estimated for Carabela, Pytá, Australiano 129/60 and Ragonese 22 (50%). The greenery index followed the order: Nandi, Hovyú \geq Carabela >Pytá, Ñacaturú, Australiano 129/60, Triplo, Gauycará y Ragonese 22. Plant height followed the order: Triplo, Gauycará, Ñacaturú, Hovyú (136 cm) >Nandi, Ragonese 22, Australiano 129/6, Carabela > Pytá (119 cm). The diameter was significantly higher in Ñacaturú, Triplo and Gauycará (10,2mm) than in Ragonese 22 and Carabela (8mm). Survival and growth results during the first year indicate that Ñacaturú, Triplo and Guaycará poplar clones would be the most suitable for development of forest plantations in the southwest region of Buenos Aires province. Based on this, these clones will be used to replace the dead trees and to evaluate the performance of the mixed productive system established.

Keywords: *Populus deltoides*, *P x canadensis*, greenery index, diameter, height.



EVOLUCIÓN DEL PASTIZAL BAJO SISTEMA SILVOPASTORIL DE PINO HÍBRIDO EN SUELOS ROJOS DEL NE DE ARGENTINA: RESULTADOS PRELIMINARES

GRASSLANDS EVOLUTION WITHIN SILVOPASTORAL SYSTEM IN RED SOILS FROM NE ARGENTINA: PRELIMINARY RESULTS

Rossner, María B. (1), Ariana Ziegler (1), German Kimmich (2), Federico Corró (2), Facundo Dell Orto (2), Milton Rotchyn (2), Carlos Martos (2)

⁽¹⁾ INTA Cerro Azul, Cerro Azul, Misiones, Argentina

⁽²⁾ Universidad Del Salvador Sede Gdor. Virasoro, Corrientes, Argentina

rossner.maria@inta.gob.ar; Ruta Nac. N° 14 km 836 (3313), Cerro Azul, Misiones, Argentina.

Resumen

En Corrientes y el Sur de Misiones, los sistemas silvopastoriles (SSP) se realizan mayormente sobre pastizales. Con el objetivo de comparar el SSP respecto al pastizal y cuantificar el impacto del componente arbóreo sobre la productividad primaria y secundaria y cambios en la composición florística del pastizal, se instaló en mayo de 2017 en el campus de la Universidad Del Salvador Sede Gdor. Virasoro, Corrientes un ensayo con dos tratamientos: pastizal a cielo abierto (PCA) y pastizal bajo sistema silvopastoril (SSP), utilizando un diseño en BCA con tres repeticiones de 1ha cada una. El componente forestal fue pino híbrido (*Pinus elliottii x caribaea var. hondurensis*) que se plantó en Mayo 2017 a una densidad 625 pl ha⁻¹ usando líneas dobles (4 x 2 x 12 m). El componente forrajero fue un pastizal característico de la región de lomas coloradas del NE de Corrientes, con predominio de *Andropogon lateralis*, *Schizachirium microstachius*, *Axonopus compressus*, *Paspalum notatum* y *P. urvillei*. El componente animal utilizado fue ganado ovinos deslanados, raza Santa Inés, con carga de 8 animales ha⁻¹. Las variables medidas del componente forestal fueron: altura total (AT, cm), diámetro a la altura del cuello (DAC, mm); y del componente forrajero: Productividad Primaria Neta aérea y subterránea; oferta de forraje; cambios en la composición botánica del pastizal. Además, se evaluará a partir del segundo año de la forestación (2019), el incremento de peso mensual de los animales y condiciones de bienestar (ITH, índice de temperatura y humedad relativa) y stock de carbono en suelo. La AT promedio alcanzó 84.2cm y el DAC 18.3 mm. La biomasa inicial forrajera en el tratamiento a PCA y SSP alcanzó 4353.85 y 3004.79 kg MS ha⁻¹ respectivamente, la PPNA en el primer año no difirió significativamente, a CA fue 3875 y en SSP fue 3459 kg MS ha⁻¹. La ganancia media de los animales se evaluará a partir del segundo año de la forestación (2019).

Palabras Clave: Productividad, ovinos, composición botánica, ITH

Abstract

In Corrientes and South of Misiones, silvopastoral systems (SSP) implantation takes place mostly in grasslands. To compare SSP and grassland and to evaluate the trees impact on forage and animal productivity and botanical composition, an experiment was installed in May 2017 at Universidad Del Salvador, Gdor. Virasoro, with two treatments: open grassland (OG) and silvopastoral system (SSP), with CRB design and three replicates of 1ha. The forestry component was hybrid pine (*Pinus elliottii por caribaea var. Hondurensis*) planted on May 2017 with 625 pl ha⁻¹ in double rows (4x2x12 m). Forage component was typical grassland of red hills of NE Corrientes with dominance of *Andropogon lateralis*, *Schizachirium microstachius*, *Axonopus compressus*, *Paspalum notatum* y *P. urvillei*. Animal component were hair sheep, Santa Inés breed, with a stocking rate of 8 animals per ha. Evaluated variables of forestry were: total height (TH, cm) and neck diameter (ND, mm); of forage component: Above and Belowground Net Primary Productivity, forage offer



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

and botanical composition. Besides, animal weight gain and welfare conditions (Temperature-Humidity Index, THI) and soil carbon stock would be evaluated starting from 2019. FTH was 84.18 and ND 18.28 mm. Initial forage biomass in OG and SSP was 4353.85 and 3004.79 kg DM ha⁻¹ respectively, ANPP didn't differ significantly and was 3875 at OG and 3459 kg DM ha⁻¹ in SSP. The animal productivity would be evaluated starting from the trees' second year (2019).

Keywords: Productivity, sheep, botanical composition, THI



PASTOR-I: UNA APLICACIÓN DE SMARTPHONE PARA FACILITAR LA GESTIÓN DEL PASTOREO

PASTOR.I: A SMARTPHONE APPLICATION TO FACILITATE GRAZING MANAGEMENT

Sales Baptista, Elvira (1,2); Isabel Ferraz de Oliveira (2); Manuel Cancela d'Abreu (1,2); Pedro Salgueiro (3); Luís Miguel Rato (3)

⁽¹⁾ Institute of Mediterranean Agricultural and Environmental Sciences, University of Évora, Portugal

⁽²⁾ DZOO – Department of Animal Science, University of Évora, Portugal

⁽³⁾ LISP - Laboratory of Informatics, Systems and Parallelism, University of Évora, Portugal

Dirección de contacto: elsaba@uevora.pt; ICAAM – Institute of Mediterranean Agricultural and Environmental Sciences, University of Évora, Mitra, 7002-554 – Évora, Portugal

Resumen

Los productores de carne vacuna en sistemas extensivos, gestionan frecuentemente el pastoreo de modo empírico basado en experiencias anteriores y en la apreciación visual del comportamiento de los animales y del potencial forrajero. Mas raras veces registran las entradas y salidas de los animales en los potreros. Sin embargo, conocer el tiempo de permanencia de los animales y la densidad animal, cuando asociado al estado productivo del pasto, permite conocer la presión de pastoreo. Este conocimiento es esencial para planear y fundamentar decisiones que influyen la rentabilidad de la explotación. Además, una presión de pastoreo adecuada es crucial para la sostenibilidad de muchos sistemas silvopastoriles cuando el mantenimiento del sistema depende del balance entre presión de pastoreo y regeneración/mantenimiento de árboles/arbustos. Pastor.i es una aplicación (APP) para smartphone pensada para permitir que el registro de ocupación del pasto sea muy simple. La aplicación está sincronizada con el sitio web y permite que el productor tenga en su bolsillo el parcelario de su explotación, siendo posible identificar la parcela, calcular el área, registrar los movimientos de los animales y consultar el histórico de ocupación de la parcela. La aplicación calcula la carga ganadera real, que se asocia a la ubicación de los animales, obtenida cuando los animales usan collares con GPS, lo que permite conocer las áreas del potrero que son más utilizadas, visualizadas con *heat maps*. Esta información posibilita acciones localizadas en el pasto, tales como abonos o siembras, para poder mejorar áreas que no están pastoreadas. La aplicación permite guardar fotos del pasto. Este registro fotográfico temporal, proporciona información sobre la composición botánica y la tendencia evolutiva del pasto, así como sobre el estado de los árboles. La APP está disponible para la descarga, es compatible con Android y se está probando con grupos de enfoque.

Palabras clave: carga ganadera, ruminantes, sistemas silvopastoriles, sobrepastoreo.

Abstract

Grazing in extensive beef farming systems is often managed in an empirical way based on past experience and on the visual appreciation of animal behavior and forage potential. Records of entrances and exits of the animals in the paddocks are rare. However, knowing the occupation period and the animal density, when coupled with biomass defines the grazing pressure. This knowledge is essential for planning and making informed decisions, that influence the profitability of the farm. Moreover, adequate grazing pressure is crucial for the sustainability of many SSPs where system maintenance is dependent on the balance between grazing pressure and regeneration or maintenance of trees and shrubs.

Pastor.i is a smartphone application (APP) designed to allow pasture data logging to be very simple. The application is synchronized with the website and allows the producer to have in his pocket all the farm, being possible to identify the paddock, calculate the area, record the movements of the animals and consult the occupation history of the paddock. The application calculates the actual stocking rate, that can be associated



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

with the location of the animals, obtained if the animals are using collars with GPS, which allows to know the areas of the paddock that are most grazed, visualized through heat maps. The information enables localized actions, such as fertilizing or sowing, to improve areas that are not grazed. The application also allows you to save photos of the sward. This temporal photographic record provides information on the condition of trees, the botanical composition and on the tendency of grazing to improve or to worsen coverage. The APP is available for download, is compatible with Android and is being tested with focus groups.

Keywords: *stocking rate, ruminants, silvopastoral systems, overgrazing*



EVALUACIÓN DE LA GANANCIA DIARIA DE PESO VIVO EN LA RECRÍA DE NOVILLOS BAJO DOS SISTEMAS SILVOPASTORILES EN LA PROVINCIA DE MISIONES.

EVALUATION OF THE DAILY GAIN OF LIVE WEIGHT IN THE REARING OF STEERS UNDER TWO SILVOPASTORAL SYSTEMS IN THE PROVINCE OF MISIONES.

Silva Dico, Gabriela F. (1); Pantiu Andrea J. (1, 2); Arenhardt Matías E. (1)

⁽¹⁾ Facultad de Ciencias Forestales, UNaM Eldorado, Argentina.

⁽²⁾ EEA Montecarlo INTA Centro Regional Misiones, Montecarlo, Argentina.

Dirección de contacto: silvadico89.sd@gmail.com; Avenida San Martín, 339 (3380) El dorado, Misiones, Argentina.

Resumen

Los sistemas silvopastoriles (SSP) constituyen una de las modalidades de los sistemas agroforestales, donde se desarrollan conjuntamente, árboles y pasturas que se utilizan para la producción animal. Sin embargo, las interacciones que se producen entre los componentes de estos sistemas pueden determinar su capacidad productiva, la cual varía según sea la composición, y arquitectura de los arreglos espaciales del SSP. En este sentido, el objetivo del trabajo fue evaluar la producción de carne en SSP con el uso de especies arbóreas y forrajeras diferentes para lograr producciones sostenibles en nuestra región. Se instaló un ensayo en el Establecimiento Mate Amargo S.A. localizado en Montecarlo, Misiones (26° 41' 10.05"S y 54° 38' 47.27"O). Se trabajó con dos SSP constituidos por *Eucaliptus Grandis* y *Brachiaria brizantha* (SSP1) y *Pinus taeda* y *Axonopus catarinensis* (SSP2), se utilizaron 30 animales cruce Braford cuyo peso vivo promedio inicial fue 142 kg; y se manejó una carga animal de 2 cab/ha. Los animales fueron seleccionados al azar mediante caravanas para su seguimiento individual a través de un ciclo de producción de 150 días. Las variables medidas fueron peso vivo (PV), ganancia diaria de peso (GDP), y sobre las pasturas se midió MS/ha, proteína bruta (PB), energía digestible. Los resultados obtenidos no mostraron diferencias significativas en GDP 0,37 y 0,4 kg/día de los animales que pastorearon *Brachiaria brizantha* y *Axonopus catarinensis*; de esta manera estos valores fueron los esperados para dicha categoría animal; en cuanto a los resultados obtenidos de la pastura de cantidad y calidad registrados fueron 9.173 y 9.166 kg de MS/ha; 7,15 y 6,01 % PB; 3,08 y 2,84 Mcal de ED/kg MS para *Brachiaria brizantha* y *Axonopus catarinensis* respectivamente. Cabe destacar, que estos resultados son preliminares, ya que se continúa con el ensayo.

Palabras clave: ganancia diaria de peso; pasturas; calidad forrajera.

Abstract

*Silvopastoral systems (SSP) are one of the modalities of agroforestry systems, where trees and pastures used for animal production are developed together. However, the interactions that occur between the components of these systems can determine their productive capacity, which varies according to the modality of the SSP. In this sense, the objective of the work was to evaluate the production of SSP meat with the use of different tree and forage species to achieve sustainable production in our region. An essay was installed at the Estable Amar Mate S.A. located in Montecarlo, Misiones (26 ° 41 '10.05 "S and 54 ° 38' 47.27" W). We worked with two SSPs consisting of *Eucaliptus Grandis* and *Brachiaria brizantha* (SSP1) and *Pinus taeda* and *Axonopus catarinensis* (SSP2). We used 30 Braford crosses whose initial average live weight was 142 kg; and an animal load of 2 cab / ha was handled. The animals were randomly selected by caravans for their individual monitoring through a production cycle of 150 days. The variables measured were live weight (LW), daily*



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

weight gain (ADG), and on the pastures was measured MS / Ha, crude protein (PB), digestible energy. The results obtained showed no significant differences in GDP 0.37 and 0.4 kg / day of the animals that grazed Brachiaria brizantha and Axonopus catarinensis; the quantity and quality values recorded for the pasture were 9,173 and 9,166 kg DM / ha; 7.15 and 6.01% PB; 3.08 and 2.84 Mcal of ED / kg MS for Brachiaria brizantha and Axonopus catarinensis respectively. It should be noted that these results are preliminary, as the trial continues.

Keywords: daily gain of weight; pastures; forage quality.



NUEVO IDEOTIPO DE *Pinus taeda* PARA SISTEMAS SILVOPASTORILES EN EL NEA

NEW IDEOTYPE OF *Pinus taeda* FOR SILVOPASTORAL SYSTEMS IN NEA

Staciuk, Iván(1); Raúl Pezzutti (2); Raúl Schenone (3); Alberto Andruzszyn (4)

(1), (4) Universidad del Salvador, Gobernador Virasoro, Argentina.

(2), (3) Bosques del Plata/Universidad del Salvador, Gobernador Virasoro, Argentina.

Dirección de contacto: vanstaciuk@hotmail.com.ar Combate de obligado 388 - Leandro N. Alem, Misiones, Argentina.

Resumen

El objetivo del trabajo fue evaluar rasgos estructurales de copa, crecimiento y eficiencia en tres materiales genéticos de *Pinus taeda* plantado a 3 densidades iniciales. El estudio se realizó en Bosques del Plata S.A., Depto. de Santo Tomé, Corrientes, en suelo rojo arcilloso. El diseño del ensayo fue sistemático clinal con 4 repeticiones. Se evaluaron, 1 clon (C), una familia de polinización controlada (FPC) y una familia de polinización abierta (FPA) con densidades de 1666, 833 y 416 árboles.ha⁻¹. En el árbol medio de cada parcela, a los 3 años de edad, fueron medidos el diámetro a la altura del pecho (DAP), altura total (HT), altura de copa (HC), diámetro de copa máximo promedio (DCMP), longitud de rama (LR), diámetro de rama (DR), número de verticilos por metro (NVM), número de ramas por metro (NRM) y ángulo de inserción de rama (AI). Se determinó el área foliar por planta (AF), área de copa (AC), índice de copa (IC=DCMP/Ht), volumen del árbol (VA) y de copa (VC) y la eficiencia (E=VA/VC) x1000. El clon se diferenció de ambas familias en AC, DCMP, LR, NVM, VA, VC, E e IC. El clon presentó un AC inferior en un 36,5 % respecto a las familias. El NVM para el clon fue 3 y para las familias 4. El VA por material fue: clon (0,0256 m³), FPC (0,0237 m³) y FPA (0,0205 m³). El clon expresó un VC de 9,28 m³, la FPC de 15 m³ y la FPA 13,04 m³. El AF del clon fue de 30,9 m².planta⁻¹ diferenciándose significativamente de la FPC (64,6 m².planta⁻¹). La eficiencia del clon fue 2,77, seguido de la FPA con 1,67 y de la FPC con 1,62. Este clon es un nuevo ideotipo con mejor crecimiento, eficiencia y estructura de copa con características ideales para sistemas silvopastoriles.

Palabras claves: volumen de copa; estructura de copa; eficiencia; clon; familias.

Abstract

The objective of this work was to evaluate structural features of crown, growth and efficiency in three genetic materials of Pinus taeda planted at three initial densities. The study was done in Bosques del Plata S.A., Santo Tomé department, Corrientes, in red clay soil. The experimental design used was systematic with 4 repetitions. They were evaluated one clone (C), one controlled pollinated family (CPF) and one open pollinated family (OPF) with densities of 1666, 833 and 416 árboles.ha⁻¹. In a representative average tree of each plot, at 3 years of age, were measured the diameter at breast height (DBH), total height (TH), crown height (CH), average maximum crown diameter (AMCD), branch length (BL) and branch diameter (BD). They were determined the crown area (CA), plant leaf area (LA), number of whorls per meter (NWM), number of branches per meter (NBM) and branch insertion angle (BIA). The crown index (CI = AMCD/TH), tree volume (TV) and crown volume (CV) and efficiency (E = TV/ CV) x1000. The clone differed from both families in CA, AMCD, BL, NWM, TV, CV, E and CI. The clone presented an inferior CA in a 36,5% in relation with the families. The NWM for the clone was 3 and for families was 4. The TV per genetic material was: clone (0,0256 m³), FCPF (0,0237 m³) and OPF (0,0205 m³). The clone expressed a CV of 9,28 m³, the CPF of 15 m³ and the OPF 13,04 m³. The clone LA was 30,9 m².tree⁻¹ with significant difference with the PCF ((64,6 m².planta⁻¹). The efficiency of the clone was 2,77, followed by the OPF with 1,67 and the CPF with 1,62. This clone is a new ideotype with better growth, efficiency and crown structure with ideal characteristics for silvopastoral systems.

Keywords: crown volume; crown structure; efficiency; clone; families.



ANÁLISIS DE LA HETEROGENEIDAD DE BOSQUES BAJOS DEL NO DE PATAGONIA: APORTES PARA ESTIMAR LA PRODUCTIVIDAD FORRAJERA

HETEROGENEITY ANALYSIS OF LOW FORESTS OF NW PATAGONIA: CONTRIBUTIONS FOR FORAGE PRODUCTIVITY ESTIMATION

Trinco, Fabio D. (1); Pablo A. Tiftonell, (1); Verónica E. Rusch, (1); Lucas A. Garibaldi (2)

⁽¹⁾ INTA EEA Bariloche, S. C. de Bariloche, Argentina

Dirección de contacto: trinco.fabio@inta.gob.ar; Modesta Victoria, 4450 (8400) Bariloche, Río Negro, Argentina

⁽²⁾ Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural (IRNAD)

Sede Andina, Universidad Nacional de Río Negro, Mitre 630, CP 8400, San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina.

Resumen

La alta heterogeneidad que presentan los bosques mixtos bajos del NO de Patagonia genera dificultades para estimar su productividad forrajera, y por lo tanto su receptividad ganadera. El objetivo de este trabajo es generar una herramienta para caracterizar dicha heterogeneidad utilizando imágenes obtenidas de sensores remotos. Se analizaron tres sitios con precipitaciones contrastantes, seleccionados dentro de los valles de los ríos Manso y Foyel (Río Negro). En cada uno de ellos se tomaron polígonos (tipos forestales) a partir una clasificación realizada por el CIEFAP. Se realizó una clasificación supervisada utilizando imágenes Google Earth, separando canopeo de claros. Se calculó el Índice de Vegetación Normalizado (IVN) de octubre de 2017 en cada pixel de imágenes SPOT7; la altitud, pendiente y orientación con imágenes ASTER; y las precipitaciones a partir de isohietas. La proporción de superficie clasificada como claros para cada campo fue de 2,26; 9,40 y 15,80%. Los valores de IVN fueron mayores ($p < 0,0001$) para los claros que para el canopeo. Los resultados arrojaron una correlación significativa entre el IVN y la altitud y la precipitación (-0,3 y 0,3 respectivamente), siendo mayor para los claros al ser analizadas por separado (-0,47 y 0,41 respectivamente). Los claros se pudieron separar en cada predio en 3 ó 4 grupos basándonos en las diferencias significativas de IVN observadas. Zonas clasificadas como canopeo mostraron una distribución de frecuencias relativas de IVN tipo unimodal, con valores promedio de 0,37; 0,38 y 0,44 para cada campo, y desvío estándar 0,12 en todos los sitios. Mediciones en clausuras a campo en cada sub-zona y análisis con imágenes SPOT7 permitirán estimar la productividad forrajera de una extensa área de interés, así como comprender posibles relaciones entre la productividad forrajera e índices de paisaje.

Palabras clave: sensores remotos, IVN, clasificación supervisada, índices de paisaje, imágenes de alta resolución

Abstract

High heterogeneity of low mixed forests of NW Patagonia hinders forage productivity estimation and consequently livestock carrying capacity. The aim of this work is to generate a tool for characterizing such heterogeneity using remote sensing imagery. Three sites selected from Manso and Foyel valleys (Río Negro province) with contrasting precipitation were analyzed. In each one we selected polygons from a previous classification made by CIEFAP. A supervised classification was made using Google Earth imagery, differentiating tree coverage from openings. We calculated the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) of October 2017 of every pixel of SPOT7 imagery; altitude, slope and aspect with ASTER imagery, and precipitation from available iso-lines. Proportion of the surface classified as openings in each site was of 2,26; 9,40 and 15,80%. NDVI values were higher ($p < 0,0001$) in the openings than in tree coverage. Results showed a significant correlation between NDVI and altitude and precipitation (-0,3 and 0,3 respectively), and these values were higher in the openings only (-0,47 and 0,41 respectively). Openings could be classified in 3 to 4



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

groups based on significant NDVI differences observed. Areas classified as tree coverage showed a unimodal relative frequency distribution of NDVI, with mean values of 0,37; 0,38 and 0,44 for each site, and a standard deviation of 0,12 in all of them. Data obtained from closures and the analysis with SPOT7 imagery will allow to estimate forage productivity for a large area of interest, as well as to understand relationships between forage productivity and landscape indexes.

Keywords: remote sensing, NDVI, supervised classification, landscape indexes, high resolution imagery



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

ASPECTOS SOCIOECONÓMICOS



ADAPTACIÓN DE LA FÓRMULA DE FAUSTMANN PARA SISTEMAS SILVOPASTORILES

ADJUSTMENT OF THE FAUSTMANN FORMULA TO SILVOPASTORAL SYSTEMS

Benito Amaro, Ignacio (1); Patricia Egolf (1)

⁽¹⁾ Instituto de Economía de INTA, Capital Federal, Argentina

Mail: amaro.ignacio@inta.gob.ar; Rivadavia 1250 (1033) Capital Federal, Argentina

Resumen

El modelo de Faustmann (1849) fue ampliamente empleado con el fin de evaluar la actividad forestal desde un enfoque económico-financiero de largo plazo. A pesar de que muchos autores han modificado la fórmula, enriqueciendo el análisis forestal, esta no fue adaptada para ser aplicada al sistema silvopastoril. En particular, este trabajo pretende presentar una adaptación teórica del modelo para ser aplicado en la evaluación de estos sistemas incorporando el flujo de costos e ingresos de la actividad ganadera. Dada la finalidad de este modelo, maximizar la rentabilidad privada de una producción silvopastoril optimizando el valor presente del flujo de fondos obtenidos en sucesivos ciclos productivos, se obtienen las condiciones de primer orden y a partir de estas se deriva el óptimo. En primer lugar, la optimización exige que el ingreso financiero en el margen sea igual al ingreso del sistema productivo en el margen. En segundo lugar, se debe cumplir que los ingresos marginales originados por implantar un árbol más por hectárea deben igualarse a los costos de implantar ese árbol adicional. Ambas condiciones se deben cumplir para lograr maximizar el retorno económico a largo plazo, considerándose de este modo los aspectos financieros intertemporales en la determinación del turno óptimo de rotación.

Palabras claves: fórmula de Faustmann; sistemas silvopastoriles; turno óptimo.

Abstract

The Faustmann model (1849) was widely used with the purpose of evaluating the forest management from a long term economic-financial approach. Several authors have adjusted the formula, enriching the forestry analysis. Nevertheless, it has not been adapted yet to be applied to silvopastoral systems. This work aims to present a modified theoretical model to be applied on the evaluation of these systems. Our version of the Faustmann model maximizes the private profitability of a silvopastoral production optimizing the present value of the cash flow obtained on successive production cycles. The first order conditions are obtained and from these is derived the optimal solution. Results show that first, the optimization requires the marginal financial income to be equal the marginal income of the productive system. Second, the marginal income derived of planting one more tree more per hectare must be equal to the cost of implanting that additional tree. Both conditions must be fulfilled to reach the maximum economic benefits in the long term, considering the way that the financial factors determine the optimal turn.

Keywords: Faustmann formula; silvopastoral systems; optimal turn.

INTRODUCCIÓN

Los diferentes criterios empleados para determinar el turno óptimo de rotación en plantaciones forestales abarcan un amplio espectro, desde criterios biológicos, técnicos, hasta económicos. Una de las técnicas económicas más utilizada en el sector forestal para determinar un turno óptimo de corta es el modelo de Faustmann (1849).



Este modelo propone maximizar la rentabilidad privada de una explotación forestal, optimizando el valor presente del flujo de fondos obtenido en sucesivos ciclos productivos. Para ello supone que la actividad evaluada se desarrolla en infinitos ciclos, siendo ésta la mejor alternativa de uso de la tierra. Arosa Gómez (1996) enuncia que Faustmann maximiza la renta de la tierra en una situación de equilibrio de largo plazo del bosque de acuerdo a las características de optimalidad del equilibrio competitivo.

El análisis planteado por Faustmann es considerado una excelente herramienta de evaluación económica en plantaciones forestales (incluso cuando la plantación deriva externalidades). Pero, ¿qué ocurre si queremos evaluar un sistema silvopastoril? El presente estudio busca determinar el turno económicamente óptimo en un sistema más complejo que un sistema forestal puro, como es el silvopastoril. En función del objetivo mencionado se realizaron las modificaciones necesarias a la fórmula de Faustmann.

En un sistema silvopastoril (SSP) la edad de los árboles no es la única variable de interés, la densidad de árboles existente también es una variable determinante porque influye tanto en la producción total maderera como en la capacidad forrajera generada por el sistema. Es por esto que se consideró apropiado incluir a esta variable como un factor de elección que determina el productor.

El trabajo se organiza del siguiente modo, en primera instancia se presenta el modelo de Faustmann en la versión realizada por Arosa Gómez (1996). Luego se describe el modelo adaptado a SSP a fin de maximizar los ingresos, pero sin discriminar si es producto de una mayor capacidad pastoril o producción de madera. Por último, se plantea una discusión en base al modelo planteado y las principales conclusiones

MATERIALES Y MÉTODOS

Modelo de Faustmann

Según Arosa Gómez (1996) el objetivo principal de este enfoque económico consiste en determinar el turno óptimo, es decir, el tiempo óptimo de tala de las distintas especies de árboles de forma que se maximice el valor descontado de los flujos de ingresos menos gastos esperados de la plantación. Se debe aclarar que esta metodología de evaluación sirve tanto para evaluar plantaciones coetáneas (donde todos los árboles tienen la misma edad) como también se aplica en análisis de aprovechamiento de bosques disetáneos (donde los árboles poseen diferentes edades). En masas forestales en las cuales la edad de los árboles no es homogénea, se puede evaluar la dinámica del bosque en base al crecimiento anual promedio ponderado de la masa maderera.

Faustmann se convirtió en un precursor al plantear el análisis tanto del turno óptimo de rotación como el valor esperado de la tierra en función de una actividad productiva. Tal como se plantea y resuelve el modelo, tiene implícito el estado estacionario que se obtendría al emplear optimización dinámica, como lo demuestra Heaps (1984). Por lo que la fórmula original de Faustmann es una maximización intertemporal para obtener el equilibrio, y cuando los parámetros del modelo se



modifican se obtiene un nuevo estado estacionario, pero no se observa la transición desde el equilibrio inicial al nuevo equilibrio.

El modelo de Faustmann maximiza el ingreso descontado de la madera neto de los costos de producción de infinitos ciclos de producción, considerando una masa forestal compuesta por árboles de la misma edad; asume además precios constantes y una función de producción conocida (Lee Abt y Prestemon, 2003).

Los análisis fueron evolucionando a partir de este primer modelo, pero con las restricciones *in situ* que posee una simplificación de la realidad. Los avances se desarrollaron bajo ciertos supuestos y en función de los diversos recursos empleados por cada autor. Las hipótesis más comunes son (Balteiro, L., 1997):

- Masas forestales regulares, esto significa que la masa forestal es uniforme en cuanto a la edad de los árboles (even-aged o forestaciones coetáneas).
- Perfecto conocimiento acerca de la función de producción forestal, como también de los precios de productos e insumos en el futuro y de la tasa de descuento.
- Acceso al mercado de capitales sin restricciones, esto implica que se puede tomar dinero prestado o depositarlo a la tasa de interés de mercado sin limitantes.
- La calidad no es un determinante en la formación de precios de los productos, dado que múltiples factores inciden en este atributo (la madera libre de nudo, por ejemplo, depende de las podas). En este modelo solo se considera el atributo de categoría diamétrica, por lo tanto el precio varía según este parámetro.
- Mercados competitivos, el precio del producto no está influenciado por el volumen que ofrece el productor.
- El único ingreso forestal que se considera es la venta de madera, descartando así otro tipo de productos (ejemplo: servicios ambientales).
- La producción de madera es función del tiempo y de la silvicultura aplicada.
- Los únicos costos de producción forestal que se consideran son costos de plantación y aprovechamiento.

Además, en muchos casos los riesgos por enfermedades, plagas o incendios no se tienen en cuenta.

El modelo planteado por Faustmann considera: costos iniciales de plantación y acondicionamiento (C), una fecha de tala (T) que es la variable a determinar, un precio de la madera constante P , una función de producción de las distintas especies forestales $V(t)$. El valor actual del primer ciclo de tala con capitalización instantánea es:

$$K_1 = P * V(T) * e^{-iT} - C \quad (1)$$



Donde:

i : Tasa instantánea de interés.

El valor capitalizado correspondiente al segundo ciclo de tala que se inicia al cabo de "T" años viene dado por la expresión:

$$K_2 = P * V(T) * e^{-2iT} - C * e^{-iT} \quad (2)$$

$$K_2 = e^{-iT} * [P * V(T) * e^{-iT} - C] \quad (3)$$

$$K_2 = e^{-iT} * K_1 \quad (4)$$

Análogamente para el tercer ciclo obtendríamos:

$$K_3 = P * V(T) * e^{-3iT} - C * e^{-2iT} \quad (5)$$

$$K_3 = e^{-iT} * [P * V(T) * e^{-2iT} - C] \quad (6)$$

$$K_3 = e^{-2iT} * K_1 \quad (7)$$

En general va a ser:

$$K_n = e^{-i(n-1)T} * K_1 \quad (8)$$

En donde el valor capital de una plantación forestal con un horizonte de n ciclos será:

$$K = [P * V(T) * e^{-iT} - C] * \sum_{j=1}^n e^{-iT(j-1)} \quad (9)$$

Siendo $\sum_{j=1}^n e^{-i(j-1)T}$ una serie armónica que converge a: $(1 - e^{-iT})^{-1}$

Por lo que el valor capitalizado de la explotación entonces es:

$$K(T) = \frac{[P * V(T) * e^{-iT} - C]}{(1 - e^{-iT})} \quad (10)$$

Por lo tanto, el objetivo es maximizar la siguiente expresión:

$$\max_T K(T) = \max_T \frac{[P * V(T) * e^{-iT} - C]}{(1 - e^{-iT})} \quad (11)$$

De realizar esto, él llega a:

$$\frac{P * V'(T)}{P * V(T) - C} = \frac{i}{(1 - e^{-i})} \quad (12)$$



La expresión de la izquierda es la tasa de crecimiento de la madera, es decir, el producto marginal del bosque con respecto al tiempo. El segundo término posee como numerador la tasa instantánea de descuento, y representa la tasa de variación de los fondos capitalizados; se lo denomina rendimiento financiero relativo.

Desde la perspectiva del costo de oportunidad, puede entenderse como la renuncia de intereses que puede suponer posponer la tala rasa o aprovechamiento.

Modelo Faustmann adaptado a SSP

A continuación, se plantea la adaptación de la fórmula de Faustmann, que tan utilizada es en el sector forestal, de modo que pueda ser empleada para analizar la actividad silvopastoril. En este caso, la decisión del productor no consiste únicamente en optimizar el momento de realizar la tala rasa (T), sino también en decidir sobre la cantidad de árboles por hectárea a implantar (N). Esto se debe a que, la densidad de la plantación (la cantidad de árboles implantados por hectárea) no solo afecta al crecimiento de los árboles, sino también afecta la producción del forraje que crece debajo de la forestación, tal como enuncian diferentes trabajos de Lacorte y Esquivel (2009), Esquivel (2017), Colcombet y otros (2009).

En este modelo, los ingresos de los productores provienen de la capacidad de producción de forraje basado en sus posibilidades de manutención del ganado, y de los ingresos que genera en el año T la venta de madera. En este sentido, se debe aclarar que no se considerarán los raleos porque complejizaría el modelo matemático y para los fines teóricos no tiene sentido, pero si se contemplarían al momento de realizar modelos de simulación.

Con el fin de modelar la dinámica de la plantación y su efecto en el crecimiento del forraje, se recurre al área basal (B). Esta variable está en función del número de árboles implantados en la hectárea (N) y de la edad del árbol (t). La función de producción de madera, dependerá del área basal ($V(B(t, N))$) al igual que la función de producción de forraje ($F(B(t, N))$), dada la interacción entre árbol y pastura.

Los supuestos del modelo son:

- ✓ Las funciones de producción de madera y forraje son constantes a lo largo del tiempo.
- ✓ La plantación es homogénea en cuanto a su edad y especie.
- ✓ Los precios de la madera son una función del diámetro de los árboles y junto al precio del forraje son constantes en el tiempo. Estos precios surgen de mercados competitivos.
- ✓ Capacidad de tomar deuda o depositar los fondos sin restricción, a una tasa que es constante e igual para ambas operaciones.
- ✓ Los costos son constantes en el tiempo.
- ✓ Supone que las condiciones de mercado se mantendrán constantes y el sistema silvopastoril siempre será la mejor alternativa productiva.



- ✓ Los únicos ingresos que se contemplan son la venta de madera y el forraje generado.

Por lo tanto, el problema a maximizar por parte del productor será:

$$\begin{aligned} & \max_{\{N,T\} \in R_+} VAN \\ & = \frac{P_M \left(\frac{B(T,N)}{N} \right) * e^{-i} * V(B(T,N)) + \int_0^T P_F * F(B(t,N)) * e^{-i} * dt - C(N) - C_F}{1 - e^{-i}} \end{aligned} \quad (13)$$

Donde supondremos que precios tanto de productos como de insumos son constantes, siendo P_M el precio del volumen de madera generado por diámetro⁹. El precio del forraje generado¹⁰ es P_F , el costo de siembra y/o fertilización de una hectárea de forraje es C_F .

De maximizar el problema anterior se obtiene las siguientes condiciones de primer orden (CPO):

$$\begin{aligned} \frac{\partial VAN}{\partial T} &= -i * e^{-i} * \frac{P_M \left(\frac{B(T,N)}{N} \right) * e^{-iT} * V(B(T,N)) + \int_0^T P_F * F(B(t,N)) * e^{-it} * dt - C(N) - C_F}{(1 - e^{-iT})^2} + \\ & \frac{\frac{\partial P_M \left(\frac{B(T,N)}{N} \right) * \frac{\partial B}{\partial T} * e^{-iT} * V(B(T,N)) + P_M \left(\frac{B(T,N)}{N} \right) * e^{-i} * \frac{\partial V(B(T,N))}{\partial B} * \frac{\partial B}{\partial T} - i * P_M \left(\frac{B(T,N)}{N} \right) * e^{-iT} * V(B(T,N))}{\frac{\partial B}{\partial N}}} + \\ & \frac{P_F * F(B(T,N)) * e^{-iT}}{1 - e^{-iT}} = 0 \end{aligned} \quad (14)$$

$$\begin{aligned} & \frac{\partial VAN}{\partial N} \\ & = \frac{\frac{\partial P_M \left(\frac{B(T,N)}{N} \right)}{\frac{\partial B}{\partial N}} * \left(\frac{\partial B}{\partial N} - \frac{B}{N^2} \right) * e^{-iT} * V(B(T,N)) + P_M \left(\frac{B(T,N)}{N} \right) * e^{-i} * \frac{\partial V(B(T,N))}{\partial B} * \frac{\partial B}{\partial N}}{1 - e^{-iT}} \\ & + \frac{\int_0^T P_F * \frac{\partial F(B(t,N))}{\partial B} * \frac{\partial B}{\partial N} * e^{-it} * dt - \frac{\partial C(N)}{\partial N}}{1 - e^{-iT}} = 0 \end{aligned} \quad (15)$$

De estas CPO, obtengo las siguientes 2 ecuaciones. De la ecuación (14):

⁹ Es función del área basal dividido el número de árboles

¹⁰ El precio del forraje (P_F), puede pensarse recurriendo al concepto de costo de oportunidad, como el valor del alquiler del campo que se hubiera necesitado arrendar para mantener la misma cantidad de animales que se pueden sostener con el sistema silvopastoril. Algo a tener en cuenta es entonces que lo conveniente es medir la capacidad forrajera en base a sus posibilidades de manutención ganadera. Por lo que entonces, lo conveniente sería recurrir al concepto de equivalente vaca y tomar éste como unidad de medida.

La unidad equivalente vaca se define como el promedio anual de los requerimientos energéticos conjuntos, en condiciones de pastoreo, de una vaca de 400 kg de peso en equilibrio energético y de un ternero hasta el destete (6 meses de edad y 160 kg de peso) incluyendo los gastos energéticos de gestación (Cocimano et al., 1975). Para observar cuantos animales de otra categoría o especie podrían mantenerse en esas condiciones sólo hay que utilizar tablas de equivalencias ganaderas estandarizadas.



$$\frac{i}{1 - e^{-iT}} \frac{\frac{\partial P_M}{\partial \frac{B}{N}} \left(\frac{B(T, N)}{N} \right) * \frac{\partial B}{\partial T} * V(B(T, N)) + P_M \left(\frac{B(T, N)}{N} \right) * \frac{\partial V(B(T, N))}{\partial B} * \frac{\partial B}{\partial T} + P_F * F(B(T, N))}{P_M \left(\frac{B(T, N)}{N} \right) * V(B(T, N)) + \int_0^T P_F * F(B(t, N)) * e^{-i} * dt - C(N) - C_F} \quad (16)$$

Donde el rendimiento financiero relativo (el término de la izquierda), representa la proporción de la tasa de descuento anual con respecto a la tasa de descuento a la que se valúa la perpetuidad de los ciclos de corta.

El término de la derecha representa el valor marginal del sistema silvopastoril evaluado. Donde, en la parte superior se observa el ingreso marginal generado de postergar un año la tala rasa; estos ingresos se deben tanto al crecimiento de la plantación como al aprovechamiento del forraje que se podrá realizar durante ese periodo. Mientras que en la parte inferior se observan los ingresos por madera en valor del momento de corta, menos los costos de plantación en valor del momento de implantación. Considerando el valor actual neto del sistema ganadero integrado a este sistema silvopastoril como un atenuante de los costos. Este término, no es más que el margen bruto de la madera, sin considerar el valor tiempo.

De la CPO (2) se obtiene:

$$\frac{\partial P_M}{\partial \frac{B}{N}} \left(\frac{B(T, N)}{N} \right) * \left(\frac{\partial B}{\partial N} - \frac{B}{N^2} \right) * e^{-iT} * V(B(T, N)) + P_M \left(\frac{B(T, N)}{N} \right) * e^{-iT} * \frac{\partial V(B(T, N))}{\partial B} * \frac{\partial B}{\partial N} + \int_0^T P_F * \frac{\partial F(B(t, N))}{\partial B} * \frac{\partial B}{\partial N} * e^{-it} * dt = \frac{\partial C(N)}{\partial N} \quad (17)$$

Esta ecuación lo que muestra es que los ingresos marginales que se generaran por un árbol más por hectárea, deben ser iguales al costo marginal de implantar dicho árbol más.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las condiciones de primer orden derivadas en la sección anterior pueden ser replanteadas de forma tal que brinde más información y no sea meramente una simplificación para obtener un valor óptimo. Por ello, a continuación intentaremos brindar una explicación más detallada del significado de dichas condiciones.



En el caso de la primera CPO, se puede reescribir de la siguiente forma:

$$\frac{P_M \left(\frac{B(T, N)}{N} \right) * V(B(T, N)) + \int_0^T P_F * F(B(t, N)) * e^{-it} * dt - C(N) - C_F}{D} * i$$

$$= \frac{\partial P_M}{\partial \frac{B}{N}} \left(\frac{B(T, N)}{N} \right) * \frac{d}{dt} \frac{\partial B}{\partial T} * V(B(T, N)) + P_M \left(\frac{B(T, N)}{N} \right) * \frac{\partial V(B(T, N))}{\partial B} * \frac{\partial B}{\partial T} + P_F * F(B(T, N)) \quad (18)$$

El término $\frac{P_M \left(\frac{B(T, N)}{N} \right) * V(B(T, N)) + \int_0^T P_F * F(B(t, N)) * e^{-it} * dt - C(N) - C_F}{D} * i$ representa el valor marginal del tiempo de extender un año el ciclo de corta en el valor de la perpetuidad.

El término $\frac{P_M \left(\frac{B(T, N)}{N} \right) * V(B(T, N)) + \int_0^T P_F * F(B(t, N)) * e^{-it} * dt - C(N) - C_F}{D}$ representa el valor presente producto del flujo de fondos generado por la venta de madera en ciclos sucesivos y empleando para ello una tasa de descuento D en cada período T o turno de corta para expresar en valor actual¹¹. El flujo de fondos incluye también en valor presente los flujos derivados del componente ganadero, que en este modelo operarían como un reductor de costos de plantación.

Debemos hacer la salvedad de que los ingresos forestales están en dinero del momento T y el resto en valor actual. Es importante destacar que implicancias tiene que el valor de la madera sea expresado en valor del periodo de corta y no en valor actual, dado que está contemplando el valor tiempo; detrás de esto se encuentra implícito el concepto de futuros dado que, en caso de vender la producción en el momento cero, esta valdría $P_M \left(\frac{B(T, N)}{N} \right) * e^{-iT}$.

Otra cuestión interesante de esclarecer es qué implica que utilicemos la tasa de descuento para el cálculo de la perpetuidad. Esto se debe a que en realidad todo el análisis se hace sobre fondos del periodo T (e^{iT}), y en la tasa descontada se está condensando la capitalización de los fondos al periodo T junto a estimación del valor de la perpetuidad.

Del lado derecho se halla la variación de los ingresos en cada ciclo de corta, tanto del ingreso forestal como ganadero, producto de la variación del turno de corta. Esta igualdad representa un equilibrio entre corto plazo y largo plazo.

De la segunda CPO se deriva el modo en que la elección del número de árboles y del periodo de tala influye en la determinación del óptimo a través de diferentes canales,

- Precio: $\frac{\partial P_M}{\partial \frac{B}{N}} \left(\frac{B(T, N)}{N} \right) * \left(\frac{\partial B}{\partial N} - \frac{B}{N^2} \right) * e^{-iT} * V(B(T, N))$ que es atribuible a que a mayor densidad a igual área basal en la hectárea la producción valdría menos.
- Producción de madera: $P_M \left(\frac{B(T, N)}{N} \right) * e^{-iT} * \frac{\partial V(B(T, N))}{\partial B} * \frac{\partial B}{\partial N}$ a través del impacto de la cantidad de árboles en el crecimiento del área basal.

¹¹ $D = 1 - e^{-iT}$



- Por la producción de forraje: $\int_0^T P_F * \frac{\partial F(B(t,N))}{\partial B} * \frac{\partial B}{\partial N} * e^{-it} * dt$ a través del impacto que tiene el área basal en el crecimiento del forraje.

En el óptimo debe igualarse este ingreso marginal analizado, al costo marginal ($\frac{\partial C(N)}{\partial N}$) que representa el costo que tiene la implantación de un árbol más.

Luego de observar las implicaciones del modelo, una pregunta válida que puede hacerse es ¿bajo qué condiciones se cumplen las implicancias o predicciones del modelo planteado, dado los supuestos realizados? Por lo que a continuación rebatiremos los supuestos del modelo:

✓ Las funciones de producción de madera y forraje son constantes a lo largo del tiempo. Esto puede interpretarse como la esperanza de la función de producción de madera. Lo cual implica que los datos a utilizar serían los que surgen de la esperanza condicional a las variables conocidas en el modelo.

✓ La plantación es homogénea en cuanto a su edad y especie. Este supuesto puede ser reemplazado por un índice ponderado de la edad promedio de la plantación y las especies que la constituyen, de modo tal que permita modelar la dinámica de una plantación en base al comportamiento de este índice.

✓ Los precios de madera consisten en una función determinada por el diámetro de los árboles y junto al precio del forraje son constantes en el tiempo. Pueden entenderse como los precios esperados en el futuro, los cuales además son transparentes y elásticos por el supuesto de mercados competitivos, no permitiendo la intervención del agente en su modificación.

✓ Capacidad de tomar deuda o depositar los fondos sin restricción, a una tasa que es constante e igual para ambas operaciones. Este supuesto, es muy importante, dado que es uno de los principales sustentos y no es realista que la tasa a la que toma prestado dinero sea la misma que a la que reinvierte; al igual que puede no ser realista considerar que va a disponer de los fondos necesarios sin limitaciones. A pesar de esta limitación, la herramienta es muy útil para determinar el valor del activo óptimo intertemporalmente.

✓ Los costos son constantes en el tiempo. Este es un supuesto similar al de los precios constantes, y parte de suponer que la esperanza de los costos es constante. Conjeturar que los precios de los productos y costos son constantes, en realidad es lo mismo que suponer precios relativos permanecen invariables en el tiempo.

✓ Las condiciones de mercado se mantendrán constantes y el sistema silvopastoril permanecerá como la mejor alternativa productiva. Este supuesto, es el más fuerte y a simple vista rebatible. Sin embargo, si se conociera hoy que existe una actividad superadora, aplicando teoría de juegos, esto sería un "juego repetido en infinitas etapas" donde una paga siempre más que la otra. En este caso convendría realizar la actividad superior desde la primera instancia y no elegir esta misma actividad en períodos posteriores. Dado que el sistema silvopastoril sería la actividad



predominante¹² dentro del segmento de actividades conocidas , este supuesto es válido e irrefutable.

✓ Los únicos ingresos que se contemplan son la venta de madera y la producción de forraje ganadero. Esto si bien es verdad, el modelo permite la introducción de otros tipos de ingresos como adicionales, siempre y cuando estos ingresos no dependan de N y T, ya que en ese caso sería necesario considerarlos incorporándolos al modelo para la obtención del óptimo.

Cuando se compara el óptimo entre el caso forestal puro y de un SSP, en primera instancia debemos notar que el modelo original de Faustmann no considera la densidad de plantación, aunque desarrollos posteriores sí (Teeter y Caulfield 1991). Por lo tanto, para realizar esta comparación suponemos que también se elige el N óptimo en el análisis de plantaciones forestales, de modo tal que se puedan presentar las diferencias en las CPO de cada modelo.

Al observar el problema a resolver, a simple vista se percibe que si fuera forestal puro, el término $\int_0^T P_F * F(B(t, N)) * e^{-i} * dt - C_F$ no sería parte del problema, y el problema forestal tendría la siguiente forma $\max_{\{N, T\} \in R_+} VAN = \frac{P_M \left(\frac{B(T, N)}{N} \right) * e^{-i} * V(B(T, N)) - C(N)}{1 - e^{-iT}}$. Por lo que las condiciones de equilibrio serían:

- De la CPO 1, $\frac{i}{1 - e^{-iT}} = \frac{\frac{\partial P_M \left(\frac{B(T, N)}{N} \right)}{\partial \frac{B}{N}} * \frac{\partial B}{\partial T} * V(B(T, N)) + P_M \left(\frac{B(T, N)}{N} \right) * \frac{\partial V(B(T, N))}{\partial B} * \frac{\partial B}{\partial T}}{P_M \left(\frac{B(T, N)}{N} \right) * V(B(T, N)) - C(N)}$
- De la CPO 2, $\frac{\partial P_M \left(\frac{B(T, N)}{N} \right)}{\partial \frac{B}{N}} * \left(\frac{\frac{\partial B}{\partial N} - \frac{B}{N^2}}{N} \right) * e^{-i} * V(B(T, N)) + P_M \left(\frac{B(T, N)}{N} \right) * e^{-iT} * \frac{\partial V(B(T, N))}{\partial B} * \frac{\partial B}{\partial N} = \frac{\partial C(N)}{\partial N}$

Puede observarse modificaciones sustanciales en las fórmulas a partir de las cuales se deriva el óptimo, siendo lo más probable que sean diferentes entre modelos, de ser iguales sería una mera coincidencia. Se debe tener en cuenta que la tasa de interés en ambos modelos debe ser distinta dado el riesgo inherente a ambos modelos (forestal y silvopastoril), es muy probable que la tasa de interés de la actividad silvopastoril sea menor a la forestal. Debido a que el sistema silvopastoril es la unión de dos actividades generadoras de ingresos que proporcionan mayor estabilidad del flujo de fondos, el riesgo en esta actividad será menor al que se enfrenta la actividad forestal. Es importante destacar que, mayor será la diferencia entre las tasas mientras menor sea la correlación entre los ingresos de las actividades ganadera y forestal en el sistema.

CONCLUSIONES

De los múltiples criterios existentes, uno de los criterios más utilizados en el "mundo forestal" para determinar el turno óptimo de corta, es el modelo de Faustmann. La gran ventaja que posee

¹² Una actividad es predominante cuando es la más conveniente, a criterio del productor, para desarrollar en su predio.



este modelo, es que propone maximizar la rentabilidad privada de una producción forestal optimizando el valor presente del flujo de fondos obtenidos en sucesivos ciclos productivos. Como lo demostró Heaps (1984) el resultado que se obtiene de la fórmula de Faustmann es el equilibrio de estado estacionario que se obtiene de resolver un problema de optimización dinámica.

El presente estudio busca determinar el turno económicamente óptimo en un sistema complejo como es el silvopastoril. En función del objetivo mencionado se realizaron las modificaciones necesarias en la fórmula de Faustmann de modo tal que pueda ser empleada para analizar la actividad silvopastoril. En este caso, la decisión del productor no consiste únicamente en optimizar el momento de realizar la tala rasa (T), sino también en decidir sobre la cantidad de árboles por hectárea a implantar (N). Esto se debe a que, la densidad de la plantación (la cantidad de árboles implantados por hectárea) no solo afecta al crecimiento de los árboles, sino también afecta la producción del forraje que crece debajo de la forestación, tal como enuncian diferentes trabajos de Lacorte y Esquivel (2009), Esquivel (2017), Colcombet y otros (2009).

De la optimización del problema del productor, que es la maximización del valor actual del flujo de fondos generados por infinitos ciclos productivos del sistema silvopastoril, se obtienen dos CPO en base a la elección de las dos variables de control (T , N). De estas dos CPO se obtiene que:

- En la primera condición, que el rendimiento financiero relativo debe igualarse al valor marginal del sistema silvopastoril evaluado, implicando que los ingresos financieros en el margen deben ser iguales a los ingresos del sistema productivo en el margen. Esto a su vez es equivalente a que se iguale el valor marginal de extender un año más el ciclo de corta en el valor de la perpetuidad con el ingreso marginal del sistema silvopastoril producto tanto del componente forestal como del ganadero de incrementar en un año el turno de corta.
- En la segunda condición, lo que se obtiene es lo típico que se obtendría de una maximización estática, que los ingresos marginales originados por implantar un árbol más por ha deben igualarse a los costos de implantar ese árbol adicional por ha.

Se puede observar que el modelo no sólo busca encontrar el óptimo productivo en términos económicos, sino que también busca este óptimo contemplando cuestiones financieras.

Por lo que podemos concluir que esta herramienta es muy útil al momento de planificar una plantación, en lo que respecta a determinar cuál es el número de árboles a implantar por ha y el turno óptimo de corta.

Finalmente, es importante destacar que las modificaciones realizadas son relevantes a fin de obtener el óptimo y que, de lo contrario, utilizando el modelo de Faustmann original, se obtendría en la mayoría de los casos a un óptimo diferente al modificado.

Bibliografía

- Balteiro, L. D., 1997. Turno forestal económicamente óptimo: Una revisión. *Economía Agraria*, n.º 180, pp. 181-224.
- Cocimano M., A. Lange y E. Menvielle., 1975. Estudio sobre equivalencias ganaderas. *Producción Animal*, 4:161-190.



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

Colcombet, L.; Pachas, N. y Carvallo, A., 2009. Evolución de sistemas silvopastoriles de *Pinus elliottii* – *Brachiaria brizantha* y *Penisetum purpureum* en predios de pequeños productores en el NE de Misiones, Argentina". 1er. Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles.

Esquivel, J. I., 2017. Sistemas silvopastoriles: un aporte a la ganadería carbono neutro. XXXI Jornadas Forestales de Entre Ríos.

Godsey, Larry, D. et al, 2009. Agroforestry Economics and Policy. En: North American Agroforestry: An Integrated Science and Practice, 2nd edition, H.E. Garrett (Ed.). American Society of Agronomy, 677 S. Segoe Rd., Madison, WI 53711, USA.

Gómez, C. A., 1996. "Modelos y técnicas de optimización forestal". Cuadernos de Estudios Empresariales n°6; Servicio de Publicaciones UCM, Madrid

Heaps, T., 1984. The forestry maximum principle. Journal of Economic Dynamics and Control, 7:131-151. North-Holland

Lacorte, S. M. y Esquivel, J. I., 2009. Sistemas silvopastoriles en la Mesopotamia Argentina. Reseña del conocimiento, desarrollo y grado de adopción. 1er. Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles.

Lee Abt, K. y Prestemon, J. P., 2003. Optimal stand management. En: Sills, O. E. y Lee Abt, K. (Eds), Forest in a market economy, traditional and neotraditional solutions; Springer Science, pp 41-56.

Perez Navarro, J.; Pastor, J; Cerda Tena, E. (2004). Teoría de Juegos, Madrid, Pearson Prentice hall. pp. 424-432.

Teeter, L. D. y caulfield, J. P. (1991): Stand density management strategies under risk: effects of stochastic prices.

Xabadia, A. y Goetz, R. U., 2008. The optimal selective logging Regime and the Faustmann Formula. Barcelona Economics Working Paper Series. Working Paper n° 353.



SISTEMAS SILVOPASTORILES EN URUGUAY: ANÁLISIS ECONÓMICO-FINANCIERO Y LA PROPUESTA DEL INDICE LEER

SILVOPASTORAL SYSTEMS IN URUGUAY: ECONOMIC AND FINANCIAL ANALYSIS AND THE PROPOSAL OF LEER INDEX

Bussoni, Adriana (1); Mariana R. Boscana (1,2)

⁽¹⁾ Facultad de Agronomía, Montevideo, Uruguay. abussoni@fagro.edu.uy

⁽²⁾ Dirección General Forestal, Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca del Uruguay.

Resumen

A partir de la existencia de un mercado creciente de la madera en Uruguay, se abre la posibilidad de integrar la forestación de manera planificada en campos ganaderos, diversificando el ingreso predial. Se presentan simulaciones de resultados económico-productivos de un estudio observacional en 3 establecimientos del Centro Sur y Sureste del país, que involucran de 5 a 6 sistemas (combinación especie x densidad de plantaciones bajo manejo silvopastoril), con plantaciones de edades comprendidas entre 4,6 a 7,6 años. Los sistemas difieren en especie plantada: *Eucalyptus globulus ssp. globulus* (S1, S2, S3 y S4), *Eucalyptus dunnii* (S5) y *Eucalyptus globulus ssp. maidenii* (S6) y marco de plantación, S1(3,5x2,27), S2(2x2)+8, S3 y S4: 6x1,5, S5(3x2)+15 y S6(6x3). Se evaluó la producción actual de madera y se proyectaron las variables obtenidas en la última medición. Con los supuestos utilizados, los sistemas en callejón (S2 y S5) o regulares de menor densidad (S6) son los que resultaron en mayor Tasa Interna de Retorno (TIR) debido a una menor inversión inicial con respecto a los sistemas más densos. A su vez se propone un índice de productividad económica conjunta (LEER) adaptado del índice LER. Su aplicación indica que los sistemas en callejones (S2, S5) incrementan el valor económico un 35% al realizar las actividades ganadería y forestación de manera integrada, con respecto a realizar sólo una de ellas de manera exclusiva; los sistemas de plantación más densos: S1, S3, y S4 incrementan en promedio un 45% el valor económico. Los resultados indican que en densidades medias a bajas, éstos sistemas arrojan ventajas financieras, con respecto a sistemas no integrados. Se debe profundizar en aspectos de manejo silvicultural que obtengan productos de alto valor y en aspectos de comercialización para productores ganaderos.

Palabras claves: *Eucalyptus globulus*; *E. dunnii*; producción integrada; rentabilidad; Índice LEER.

Abstract

The arise of a growing wood market in Uruguay brings an opportunity to combine wood and cattle production diversifying the income of cattle ranchers. The simulated economic and productive results of an observational study from 3 establishments in the South and Southeast Center of the country are presented involving 5 to 6 silvopastoral systems (arrangement: species x density of trees), with plantation ages ranging from 4.6 to 7.6 years old. The systems differ in tree species: *Eucalyptus globulus ssp globulus* (S1, S2, S3 and S4), *Eucalyptus dunnii* (S5) and *Eucalyptus globulus ssp maidenii* (S6) and plantation spacing, S1: 3.5x2.27, S2: (2x2) +8, S3 and S4: 6x1.5, S5 (3x2) +15 and S6: 6x3. Wood production was evaluated and the variables obtained in the last measurement were projected. The alley systems (S2 and S5) or the regular low density one (S6) showed higher Internal Rate of Return (IRR) due to a lower initial investment with respect to the more dense forestsystems. Besides, a joint economic productivity index (LEER), adapted from the LER index is proposed. The index shows that the alley systems (S2, S5) increase the economic value by 35% on average when livestock and afforestation activities integrate with respect to developing one of them exclusively. The more dense plantations systems: S1, S3, and S4 increase the economic value by of 45% on average. The results indicate that in medium to low tree densities, these systems allow financial advantages with respect to non-



integrated production systems. Further research should deepen about silvicultural management to obtain high value products and about livestock marketing.

Keywords: *Eucalyptus globulus; E. dunnii; profitability; LEER index; silvopastoral systems.*

INTRODUCCIÓN

Los Sistemas Silvopastoriles son formas de combinación entre una especie leñosa y por lo menos una especie forrajera usada por el ganado (Somarriba, 1992). Esta combinación de rubros ha ocurrido en el Uruguay sin una planificación previa. En otros países la integración de ambas actividades se diseña antes de la plantación con el objetivo de obtener una mayor productividad, diversificación y disminución de riesgos (Peri et al., 2016).

En el presente trabajo consideramos Sistemas Silvopastoriles a la combinación de montes plantados y la presencia de forraje para el ganado como habitualmente se observa en la campaña uruguaya. Una gran variedad de cuadros que fueron plantados en los albores de la producción ganadera, tuvieron la finalidad de brindar sombra y abrigo a rodeos y majadas (Porcile, 2007). Con el advenimiento y auge de la producción forestal industrial se presenta la oportunidad de que productores ganaderos puedan integrarse a la cadena forestal liderada por las grandes industrias.

El productor ganadero con requerimientos de área de pastoreo y sombra para el ganado debería tener a disposición combinaciones que optimicen el resultado económico productivo en su conjunto, lo que adquiere relevancia en establecimientos de mediana superficie donde el área de pastoreo presenta bajo margen de modificación. La forma de evaluación de la conveniencia de adoptar estos sistemas combinados, deberían incluir amén de los tradicionales indicadores de beneficios económico-financieros, un indicador que exprese la ventaja marginal de combinar ambas actividades. En general, estos sistemas integrados dan mayores opciones en la economía de establecimientos medianos a pequeños; la introducción de la ganadería mejora levemente el Valor Actual Neto (VAN) y reduce la rentabilidad con respecto a sistemas forestales exclusivos (Lacorte et al., 2016). Un trabajo que comparó sistemas forestales intensivos de eucalipto con sistemas combinados con ganado en Brasil, resulta en mayor VAN para el sistema puro forestal pero siempre los sistemas combinados resultaron más rentables que los sistemas ganaderos (da Silva Santos and Grzebieluckas, 2014).

La rentabilidad de la actividad forestal puede superar a la actividad ganadera (da Silva Santos and Grzebieluckas, 2014) pero esto debe ser analizado en un contexto de sitio, de escala y de posibilidades financieras y productivas. Los productores ganaderos de tamaño mediano o establecimientos familiares que integren esta actividad en una proporción adecuada, pueden verse beneficiados de la diversificación de ingresos y disminución de riesgos de mercados. Sin embargo, las motivaciones para no realizar las actividades conjuntas pueden ser variadas, como el no querer resignar área de pastoreo y no percibir los beneficios de la actividad forestal (Bussoni et al., 2015). De manera subyacente el productor ganadero entiende que la actividad forestal le resta flexibilidad a su esquema productivo y liquidez financiera a su sistema.

Los trabajos que han estudiado el retorno económico de sistemas silvopastoriles varían según la densidad, la especie y el destino principal de la madera. En el trabajo de Lacorte et al. (2016) se comparó el retorno de plantaciones con el único objetivo de producir madera y plantaciones con



manejo silvopastoril resultando en un Retorno Anual de 170 U\$D/ha/año y 162 U\$D/ha/año, respectivamente. A la vez la tasa interna de retorno (TIR) fue mayor en plantaciones con ganadería (34% y 26%) que en los sistemas puros. Un trabajo que comparó el retorno económico de la forestación, en 8 regiones de mundo (Cubbage et al., 2012) destacaba que los sistemas integrados, amén de tener retorno económico positivo, son sistemas de baja utilización de insumos si evaluamos todo el ciclo; encontrándose que la TIR puede alcanzar entre 7-12 % sin considerar el costo de la tierra (Cubbage et al., 2014).

Las relaciones insumo-producto son también utilizadas para representar los resultados de los sistemas silvopastoriles. Por ejemplo, la relación entre vaquilla_tonelada de madera producida, es usada como un indicador del aporte que puede realizar la forestación al aumento de la capacidad financiera del sistema ganadero. De manera inversa se puede calcular cuántos kg de carne son necesarios para instalar 1 ha forestada: estos valores resultaron entre 13,4 y 22,7 Kg carne/ton de madera y entre 80 y 174 Kg carne/ha plantada, respectivamente (Lacorte et al., 2016).

El objetivo del presente trabajo es realizar un estudio económico y financiero comparativo entre diferentes sistemas que combinan la producción de carne y madera, a los efectos de poder identificar los modelos más ventajosos para los productores ganaderos del Uruguay.

METODOLOGÍA

Se realizó un estudio comparativo observacional en tres departamentos que involucran 6 sistemas a saber: Departamento de Rocha: Sistema 1 (S1) y Sistema 2 (S2), Departamento de Maldonado: Sistemas 3 (S3) y Sistema 4 (S4) y Departamento de Florida: Sistema 5 (S5) y Sistema 6 (S6). Los sistemas S1, S2; S3 y S4 están plantados con *Eucalyptus globulus ssp. globulus*, S5 *Eucalyptus dunnii* y S6 *Eucalyptus globulus ssp. maidenii*.

Los departamentos están comprendidos en una región de clima templado con temperatura media anual de 17 °C y de 21°C y 22,5°C en el mes más cálido (enero) para Rocha y Maldonado, respectivamente. La temperatura media en el mes más frío (junio) es de 12°C con precipitaciones media anual de 1.200 mm (INUMET, 2017, Castaño et al., 2011). En la región de Rocha la precipitación media anual es de 1200 y 1300 mm (Castaño et al., 2011). Las precipitaciones registradas a nivel predial en el período evaluado, fueron de 1371 mm y 1592 mm para el año 2015 y 2016 respectivamente, lo que representa un valor del orden del 14% por encima de la media. En el año 2015 se registraron lluvias de 132 mm en otoño y 560 mm para la estación de invierno, con un verano que superó las precipitaciones de los siguientes años (398 mm). Para el año 2016, el máximo de lluvias se registró en la estación de otoño (701 mm) y el mínimo en la estación estival (155 mm), siendo los registros para el invierno y primavera de 389 y 340 mm respectivamente. Las precipitaciones acumuladas hasta el mes de julio 2017 fueron de 518 mm, con valores de verano y otoño muy similares (262 y 254 mm respectivamente); para los meses invernales se tuvo un acumulado de 135 mm.

El estudio comprende desde Febrero del año 2014 hasta Junio del año 2017. Durante ese período se midieron variables dasométricas en cinco oportunidades para los sistemas S1 a S4 y en dos oportunidades para S5 y S6. El sistema S1 presenta un marco de plantación de 3,5 x 2,27 m correspondiente a distancia entre filas y entre árboles dentro de la fila, respectivamente, lo que



equivale a una densidad inicial de 1.258 árb/ha. Para S2, el marco de plantación es de 2 m entre filas y 2 m de distancia entre árboles, con separación de un callejón de 8 m entre las filas: (2x2) +8 m, lo que equivale a una densidad inicial de 1.000 árb/ha. Los dos Sistemas S1 y S2 se encuentran en el mismo predio, Departamento de Rocha entre 60-100 metros sobre el nivel del mar (msnm) y pendientes entre 5 -15%.

Los turnos de corta proyectados tanto para S1 y S2 son de 10-12 años y su destino industrial el chipeado de la madera. La especialización ganadera se realiza con la raza Hererford, produciendo cría e internada. En términos generales, los novillos de 1 a 2 años se incorporan a la plantación con, aproximadamente 240 kg permaneciendo de 2 a 3 años hasta lograr un peso final de 480-490 kg (Novillos de más de 3 años), con un sistema de pastoreo rotativo entre áreas forestadas y áreas con mejoramientos forrajeros; el productor estima una producción de carne de 85-105 kg/año. Los mejores suelos evaluados para Silvopastoreo son los 2.12, mientras que los suelos 2.11 han presentado un bajo rendimiento y no se asignarán en el futuro a este rubro.

Los Sistemas 3 (S3) y 4 (S4) están ubicados en el Departamento de Maldonado y totalizan 408 ha, la plantación se realizó en la Primavera del 2012 a 6 x 1,5 m correspondiente a una densidad inicial de 1.100 árb/ha la que se estima cosechar a partir de los 10 años de edad con destino chipeado. Las características de suelo en los dos padrones son diferentes. La empresa propietaria de la forestación arrendó campo a una empresa ganadera vinculada con el negocio de cosecha forestal hasta el año 2015. Las categorías manejadas entre el año de plantación y los 4 años fueron terneros de 8 a 15 meses de edad y en algunos potreros vaquillonas de primera parición. El producto obtenido fueron novillitos y novillos entre 150-250 kg. Se calcula que la ganancia de peso individual fue de 100 kg/año para las condiciones dadas. Cabe agregar que estos padrones tuvieron mejoramiento con Lotus Rincón en el año 2008. Una característica de la vegetación bajo dosel es la presencia importante de malezas como Carqueja (*Baccharis sp.*) a partir de la plantación, lo que disminuye la disponibilidad y calidad de forraje con la que se contaba inicialmente. Para la plantación se aplicó herbicida total antes de realizar el laboreo en franjas.

Los Sistemas 5 (S5) y 6 (S6) se encuentran en un mismo predio cercano a la localidad de Cerro Colorado. Ambos potreros recibieron mejoramiento previo a tomar la decisión de la forestación con *Lotus Rincón* (*Lotus subbiflorus* cv El Rincón), esto tuvo un bajo impacto en la oferta forrajera y no se tuvo en cuenta en la evaluación financiera de estos sistemas. En general los mejoramientos en cobertura luego de la plantación, por ejemplo, *Trébol Blanco* con *Festuca* en el S5, no dieron los resultados esperados. El manejo ganadero bajo la forestación se realizó incorporando categorías a partir de los 9 meses de edad; se maneja alta carga ganadera ya que es un establecimiento que cuenta con praderas y mejoramientos.

Los tipos de suelo predominante en el Sistema 3, estrato 3 (zonas más altas) son Brunosoles subéutrico y dístrico y Litosoles subéutrico. En el Sistema 4 en estrato 1 (zonas más bajas) predomina Brunosoles subéutrico y dístrico. El Sistema 5 presenta como suelos predominantes los 5.02b, correspondientes también a Brunosoles subéutricos háplicos.

Los costos considerados de plantación e instalación del cultivo forestal se resumen en la Tabla 1, recabados de informantes calificados de la zona de estudio; se considera dos aplicaciones de hormiguicida, herbicida en pre-emergencia y primer año, laboreo con subsolado, pasada de



excéntrica, disquera y taipera, aplicación de fertilizante y plantación con 10 % de reposición. Los costos de cosecha consideran toda la operatoria incluyendo la carga de madera sobre camión.

Tabla 1. Resumen de los principales costos considerados en los sistemas

Item	S1	S2	S3 y S4	S5	S6
Densidad Inicial (pl/ha)	1.250	1.000	1.100	555	555
Costos de Laboreo y Preparación del Sitio (U\$D/ha)	422,5	422,5	422,5	331	301
Costos de Plantación (U\$D)	783	666	713	345	456

Trabajo de campo

Se midió entre los años 2014-2017 en todos los individuos de las parcelas, la altura total (Ht), altura de copa (Hc), diámetro a 1,3 m de altura (DAP), diámetros de copa (Dc), distancia entre plantas y distancia entre hileras plantadas. Se realizaron entre 2 a 6 mediciones, empleando cinta métrica, relascopio de Bitterlich y clinómetro de Haglöf.

Para el trabajo se emplearon parcelas de forma rectangular ya que las parcelas circulares se señalan como poco eficientes con radios por encima de 15m (Sanquetta et al., 2006), además de no captar en forma homogénea el efecto orientación. Asimismo las parcelas rectangulares son utilizadas cuando se pretende incluir una mayor variabilidad en la forestación.

Para la distribución de parcelas se aplicó muestreo al azar estratificado, en función del suelo, la altitud y la orientación, con un error promedio de muestreo del 7%. Posteriormente se calculó por individuo y por área, el Área Basal (AB) y el Volumen.

Para el cálculo de volumen por árbol, se utilizó la Ecuación 1 (Moras and Vallejos-Barra, 2013) para *E. globulus* y la Ecuación 2 ajustada (Schneider et al., 1997) para *E. dunnii*.

$$\ln V = -9,75 + 0,93 \ln(DAP^2 H_t) + \varepsilon$$

Ecuación 1

$$\ln V = -10,14 + 0,99 \ln(DAP^2 H_t) + \varepsilon$$

Ecuación 2

Proyección de Madera y Análisis Financiero

Las ecuaciones para proyectar volumen de madera en pie, pueden ser desarrolladas a partir de datos de inventario repetidos en el tiempo (Clutter et al., 1992). Se parte del supuesto que el producto final es la cosecha de madera con un solo destino y sin manejo silvicultural intermedio como poda o raleo. En estos casos la proyección de rendimiento de madera comercial, por unidad de superficie es suficiente (Clutter et al., 1992). En el trabajo se utilizaron los valores promedio de cada sistema para proyectar la producción de madera a turno final, empleando el software SAG de



INIA (Methol 2006; Hirigoyen and Rachid 2014; Methol 2008; Methol, Rachid, and Hirigoyen 2015) para *E. globulus* y *E. dunnii*.

Los valores de rendimiento obtenidos se utilizaron para proyectar los resultados económico financieros. Asimismo, los costos de plantación forestal se estimaron en base a informes de empresas (Tabla 1); para que los resultados sean comparables, se considera 50 ha de plantación para todos los sistemas.

Se calcularon los indicadores financieros Valor Actual Neto (VAN), la TIR y la Renta Equivalente Anual o Anualidad. Adicionalmente se propone y desarrolla aquí, el Índice Económico Equivalente (LEER) que utiliza el mismo concepto que el índice de Land Equivalent Ratio o LER (Kantor, 1999, Singh, 2006). Este último compara la producción conjunta con la producción individual de cada actividad. Si el valor es mayor a 1 se interpreta que la producción integrada, tiene el efecto de producir un equivalente de esa magnitud en 1 ha de tierra.

El índice modificado LEER (Ecuación 3) relaciona el valor económico de la producción conjunta en 1 hectárea, respecto al retorno económico de las actividades productivas de manera individual.

$$LEER = \frac{P_{carne\ conjunta}}{P_{carne}} + \frac{P_{forestal\ conjunta}}{P_{madera}}$$

Ecuación 3

Donde, *Pcarne conjunta* es el Margen Bruto (MB) de la producción de carne considerando tanto el ganado bajo monte como el ganado en los espacios libres de forestación (cortafuegos y caminos), *Pforestal conjunta* es la Anualidad forestal en el sistema de silvopastoreo. Finalmente, *Pcarne* y *Pmadera* es el MB y la Anualidad de producir exclusivamente ganado o exclusivamente madera, respectivamente. Para el caso de la producción de madera el denominador es la Anualidad de una forestación con densidad alta; así por ejemplo el sistema S2 se compara en el denominador con la Anualidad del sistema S1 que representaría el sistema forestal de mayor rendimiento posible. De la misma manera el denominador de la carne sería el MB que se obtendría en un sistema exclusivo ganadero.

El costo de oportunidad utilizado para el cálculo de los indicadores financieros es 3%, considerando la rentabilidad ganadera de largo plazo en Uruguay para la producción de cría y recria. El precio de la madera en pie se calculó como un precio residual del precio más probable en puerta de fábrica (*com.pers.*) de 60 US\$/m³; para el análisis financiero se consideran los siguientes precios en base a consultas con operadores comerciales: *E. globulus* 20-23 U\$/m³, *E. globulus ssp maidenii* 20-22 U\$/m³ y *E. dunnii* 19-20 U\$/m³. La madera de *E. globulus* es más apreciada en la industria de producción de pulpa, por lo que puede lograr un precio diferencial debido al mayor rendimiento industrial y calidad de pulpa obtenido.

La cosecha se asume con equipamiento mecánico de harvester + forwarder. Las variables que más afectan los costos de cosecha son el volumen medio por árbol y la distancia a la zona de apilado cuando esta pasa a ser mayor a 300 m (Jirousek et al., 2007). En base a consulta de dos empresas de servicios en Uruguay, los costos de cosecha y extracción que depende del volumen y la especie se consideran para las diferentes plantaciones con valores que varían entre 12-17 U\$/m³ y 3,9-4,2



U\$D/m³ para cosecha y extracción, respectivamente. El costo de flete se calculó para 150 km a un precio de 0,11 U\$D/Ton Km, en base a tarifas de transporte (ITPC, 2017).

RESULTADOS

Análisis económico financiero

En la Tabla 2 se presentan los valores utilizados para estimar la producción de madera comercial a partir del programa SAG_INIA (INIA, 2016). El programa proyecta la producción forestal, diseñado para densidades iniciales altas, para nuestros casos los sistemas con densidades bajas no se puede establecer la edad de rotación técnica. Por lo tanto se proyecta un turno de cosecha a los 10 años para S2, S5 y S6. Los Sistemas S1 y S3 son los que presentan mayor producción de madera con un turno de cosecha a los 11 años y 12,5 años, respectivamente..

Para la proyección se asumieron además, los siguientes supuestos: a) en todos los sistemas se considera que no ingresa ganado hasta dos años después de la plantación y durante un año posterior a la cosecha y b) todos los bosques son considerados de rendimiento por lo que tributan impuestos a la cosecha como impuesto a la renta y contribución inmobiliaria.

Tabla 2. Proyección de madera en los diferentes Sistemas estudiados.

	Sistem a 1	Sistem a 2	Sistem a 3	Sistem a 4	Sistem a 5	Sistem a 6
Edad inicial (años)	5,7	5,7	4,7	4,7	4,6	7,6
Densidad de plantación(árb/ha)	1.250	1.000	1.100	1.100	556	556
Densidad inicial ¹³ (árb/ha)	996	750	1000	935	428	570
DAP medio inicial (cm)	13,1	13	10	8,50	13,7	15
Área basal inicial (m ² /ha)	15,1	11,3	11,6	8,4	6,8	12,1
DAP máximo inicial (cm)	26	25	24	21	24	21
AMD edad inicial (m)	15	15	13,3	11,8	11,5	13,5
Edad Optimo técnico (años)	11	10	12,5	13	10	10
Producción madera cosecha (m ³ /ha)	212	174	214	196	150	150
IMA a edad de cosecha (m ³ /ha/año)	19,3	17,4	17	15	15	15

Por otra parte, se simularon proyecciones de cargas ganaderas para los diferentes sistemas en base a resultados obtenidos previamente de producción de Materia Seca (Kg MS/ha/año), e informantes calificados los que se presentan en la Tabla 3.

¹³ Densidad (árb/ha) al momento de proyección del crecimiento. En todo el cuadro la palabra inicial refiere al momento a partir del cual se proyecta la simulación.



Tabla 3. Carga ganadera proyectada en diferentes edades de plantación

Año	2-3	4-5	6-7	7-10	>10
Sistema					
1	0.40	0.30	0.30	0.20	0.20
2	0.65	0.65	0.60	0.50	0.50
3	0.40	0.40	0.30	0.30	0.30
4	0.50	0.40	0.40	0.40	0.30
5	0.78	0.78	0.60	0.60	0.50
6	0.60	0.50	0.40	0.40	0.30

Según las proyecciones realizadas, el sistema S1 es el forestal más intensivo con una densidad inicial de 1.250 árb/ha, por lo tanto la carga ganadera es siempre menor que el resto de los sistemas. Por otra parte, los sistemas que albergan mayor carga proyectada son S5 y S2. El sistema S5 puede tener una carga similar al promedio de largo plazo y sustentable en campo natural de 0,75-0,78 UG/ha, hasta el año 5. Para el cálculo financiero, se simulan módulos de 50 ha en donde se foresta el 75% del potrero, y el ganado puede ingresar a partir del segundo año, hasta el año de cosecha.

En Tabla 4 se presentan los resultados financieros solo considerando la actividad forestal, asumiendo precio de madera en pie, para poder comparar los sistemas, si bien tanto S1 como S2 se encuentran a mayor distancia de destino (puerto o fábrica).

Tabla 4. Resultados financieros forestales de los 6 sistemas.

	TIR (%)	VAN (U\$D/ha)	RFA (U\$D/ha/año)	Turno corte (años)
Sistema 1	12,4%	2.140	231	11
Sistema 2	9,5%	1.569	184	10
Sistema 3	10,2%	1.794	180	12,5
Sistema 4	9,9%	1.661	156	13
Sistema 5	14,7%	1.414	166	10
Sistema 6	15,7%	1.799	209	10

Se aplicó en todos los casos el test de Bernhard-de Faro (Bernhard, 1979) para comprobar la existencia de TIR única, ya que los flujos financieros cuando se considera el rebrote de la cepa presentan más de un cambio de signo.

Las variables que tienen más incidencia en la rentabilidad de los sistemas son el volumen por hectárea y el costo del flete, relacionado con la distancia, como es el caso del Sistema S1 y S2. Lograr



un cierto volumen por superficie permite bajar los costos de cosecha en madera para pulpa; un volumen de cosecha por debajo de los 150 m³/ha no sería conveniente para este destino.

Las comparaciones fueron realizadas considerando la misma especie forestal y de a pares en cada establecimiento, tomando como valor del denominador (ver Ecuación 3) el sistema de mayor retorno (Tabla 5); así por ejemplo el sistema S2 es comparado con el sistema S1 de mayor retorno forestal; en todos los casos se considera el valor de Pcarne de 50 USD/ha/año. Para el caso de S5 se compara con un valor forestal considerando el doble de la densidad de plantación de *Eucalyptus dunnii*; el mismo análisis para S6 considerando en el valor de Pmadera el doble de densidad de plantación de *E. maidenii*.

Tabla 5. Valores de Margen Bruto ganadero y Renta forestal utilizados para el Índice LEER.

	S1	S2	S3	S4	S5	S6
Pcarne conjunta	22	36	26	25	39	37
Pforestal conjunta	231	184	180	156	166	209
Pmadera	231	231	180	180	332	417

Como se observa en Tabla 6, en todos los casos la incorporación de la ganadería mejora la rentabilidad de los sistemas. El sistema S5 en callejones de 15 m, alcanza un volumen de 150 m³/ha y mantiene una mayor carga ganadera por más tiempo. Todos los sistemas mejoran los indicadores financieros cuando se considera el ganado bajo dosel y áreas libres del potrero.

Tabla 6. Resultados financieros forestales y ganaderos.

Forestación con ganado integrado	TIR	VAN (USD/ha)	RFG_A (USD/ha/año)	Índice Económico (LEER)
Sistema 1	13,8%	2.283	247	1.44
Sistema 2	14,9%	1.857	218	1.52
Sistema 3	11,2%	1.977	199	1.52
Sistema 4	11,1%	1.921	181	1.40
Sistema 5	17,8%	1.746	205	1.28
Sistema 6	17,5%	2.007	235	1.24

En Tabla 6 se presentan los valores del Índice económico (LEER) que evalúa el incremento de valor comparando el monto obtenido al integrar ambas producciones (Pcarne conjunta y Pforestalconjunta) con respecto a lo que se obtendría realizando la producción ganadera y forestal en forma separada (Pcarne y Pmadera). De estos valores se puede deducir que aquellos sistemas que incorporan en mayor medida la ganadería: S2, S5 y S6 incrementan el valor económico promedio esperado en un 35% al realizar las actividades ganadería y forestación de manera



integrada. Los sistemas en donde la proporción de forestación es mayor: S1, S3, y S4 incrementaron un 45% en promedio el valor económico.

En la Tabla 7, se presentan los resultados de los indicadores financieros incorporando un rebrote; los valores tienden a ser superiores, con un aumento en promedio de 1% para los S1, S3 y S4 y 3% para S2, S5 y S6.

Tabla 7. Resultados financieros forestales y ganaderos incorporando un segundo turno a partir del rebrote.

	TIR	VAN U\$D/ha	RFG_A (U\$D/ha/año)
Sistema 1	14,9%	3.190	194
Sistema 2	16,4%	3.050	191
Sistema 3	13,7%	3.192	183
Sistema 4	12,0%	2.728	149
Sistema 5	20,4%	3.481	226
Sistema 6	18,4%	2.743	178

Al comparar estos valores con valores de rentas ofrecidas para forestar, se debe considerar que una renta forestal anual de 140 U\$D/ha, sobre un área efectiva del 75%, a cosechar a los 11 años es el equivalente a pagar 96 U\$D/ha sobre área afectada en los años que dura el ciclo (12 años), asumiendo el costo del alambrado. Por lo tanto las comparaciones se deben realizar sobre la misma base para ser correctamente evaluadas por el tomador de decisión.

Por un lado los resultados presentados en Tabla 6 y Tabla 7 tratan de reflejar la situación productiva considerando aspectos ganaderos y forestales. En el trabajo se incluye todo el ciclo de la plantación, como por ejemplo el transcurso de dos años entre el inicio de labores para plantación y el ingreso de ganado, y el año posterior a la cosecha que se considera sin actividad productiva en el potrero. El segundo aspecto importante es que la renta calculada es sobre el área afectada de forestación y no sobre el área efectiva. La renta sobre el área efectiva es siempre superior, pero no refleja cabalmente la superficie destinada a la actividad conjunta, por lo que siempre es más ajustado hacer los cálculos financieros sobre el área afectada considerando todo el tiempo el potrero. El último punto a tener en cuenta en estos sistemas es el disponer de una mayor área para pastoreo sustentable a lo largo del tiempo y las sucesivas rotaciones.

ANÁLISIS Y CONCLUSIONES

En todos los sistemas se demuestra que se incrementa el retono financiero debido a la producción conjunta. Inclusive en sistemas de menor densidad de árboles (S2, S5 y S6) se logra un mayor beneficio económico-financiero con respecto a los sistemas puros (S1, S3 y S4). Las TIR estimadas para S5 y S6 fueron de 17,8% y 17,5%, respectivamente, las cuales son superiores debido a la menor inversión inicial por la menor densidad y menor laboreo de filas. Tanto S2 como S5 y S6 tienen una mayor área efectiva que la lograda con las altas densidades, esto es una ventaja de estos sistemas en donde la integración de ambas actividades se hace efectiva en todo el potrero.



Los valores de LEER brindan una comprensión del impacto de ambas actividades en el potrero, permitiendo dimensionar los beneficios de realizar el sistema conjunto.

Al igual que Lacorte et al.(2016) los resultados muestran que se incrementa el VAN en los sistemas silvopastoriles y como encuentra da Silva Santos & Grzebieluckas (2014) la actividad de silvopastoreo es económicamente superior a la actividad ganadera.

Tomando un valor de referencia de ganado de reposición de 2 U\$D/Kg, para implantar 1 ha de forestación se precisarían 300-460 Kg de reposición por ha forestada. Estos valores reflejan los precios relativos y en economías abiertas de otros países, orientados a la exportación deberían ser relativamente similares. Así, comparando los menores valores reportados por Lacorte et al. (2006) de 80-174 Kg de reposición/ha forestada puede estar influenciado por las condiciones del mercado local y la mayor o menor apertura de los productos carne y madera a la exportación.

Por otro lado la cantidad de reposición que logra comprar 1 Tn de madera, en los casos estudiados este valor oscila, según la especie, entre 10 y 11 kg/Tn; mientras que Lacorte et al. (2016) reportaron 13-23 Kg/Tn de madera.

De los resultados de este trabajo se deduce que si el objetivo productivo es producir de manera integrada, los mejores sistemas

Los sistemas con mayor proporción de ganadería: S2, S5 y S6 incrementan el valor económico al integrar ambas actividades, comparado con el valor de producir exclusivamente carne o madera, con mayor persistencia de la actividad ganadera a lo largo del ciclo de rotación.

En los sistemas en donde la proporción de forestación es mayor: S1, S3 y S4 el incremento promedio es del 45%, pero con menor superficie de pastoreo. Por lo tanto si el objetivo es tener madera con ganado integrado en el potrero, los mejores sistemas en orden de preferencia serían S5, S6 y S2, priorizando la producción de carne y teniendo una renta forestal que complemente la ganadería.

Los SSP pueden ser una importante fuente de diversificación de ingresos y disminución de riesgos actuando como actividad complementaria y de resguardo, pudiendo atenuar los años de bajos ingresos o como fuente de financiación para inversiones en el predio.

Cuanto más alta es la eficiencia económica ganadera, más se beneficia la actividad de la forestación. Sin embargo para que estos sistemas sean adoptados requieren de un apoyo financiero para el productor ganadero, ya que el una de las barreras a superar es el de la falta de liquidez que puede impedir la adopción de la producción conjunta. Por lo tanto la aplicación de políticas públicas y privadas que den soporte al sector ganadero, son aspectos claves en la adopción de los sistemas.

CONSIDERACIONES FINALES

En el análisis económico, el único destino considerado fue la producción de pulpa. Este producto tendrá una demanda sostenida de madera en Uruguay y puede llegar a ser una muy buena opción



económica. Sin embargo los sistemas silvopastoriles tienen la característica de tener menor número de árboles por superficie, presentando la posibilidad de obtener madera para manufactura, en donde sería esperable un mayor retorno económico. Futuras líneas de investigación deberían incluir un análisis de este tipo de mercados para productores no integrados.

Los aspectos de la especie forestal y la disposición espacial en estos sistemas, deberían ser analizados en futuros trabajos, por ejemplo el *E. globulus* a pesar que presenta problemas sanitarios y de susceptibilidad de heladas, presenta alta aptitud para ser plantado en densidades relativamente altas, en filas apareadas como ocurre en el S2. Para el caso del *E. dunnii* con un mayor volumen y densidad de copa, pero mejor comportamiento ante problemas climáticos y enfermedades, debería plantarse en menores densidades, en filas apareadas pero con callejones más amplios, como ocurre en el S5.

Los sistemas de producción como S2 nos permiten tener ventajas tanto en cantidad como en calidad de pasturas, traduciéndose en beneficios para el componente ganadero en relación a S1. Por otro lado, no se observaron variaciones en el crecimiento individual de los árboles entre ambos, siendo la producción de madera por unidad de superficie mayor en S1 por el efecto densidad.

La incorporación de indicadores como la relación insumo producto o el Índice LEER tendrían que facilitar la comprensión de los beneficios incrementales de estos sistemas por parte de los productores ganaderos.

Por último se debería tener a disposición de los productores ganaderos modelos de producción a disposición de los productores ganaderos para grandes zonas del país: Norte, Litoral y Centro-Sur que permitan obtener uno o mas productos forestales a lo largo de la rotación y mejoren la liquidez de estos modelos.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado con fondos del FPTA-INIA . Se agradece el soporte financiero brindado para realizar el mismo. Nuestra especial gratitud a los productores que nos aportaron sus observaciones y experiencia en este trabajo y nos permitieron entrar en sus establecimientos: Lomas Bien, Iberpapel y Redalco.

Bibliografía

Bernhard, R.H., 1979. A More General Sufficient Condition for a Unique Nonnegative Internal Rate of Return. *J. Financ. Quant. Anal.* 14, 337–341.

Bussoni, A., Cabris, J., Fernández, E., Boscana, M., Cabbage, F., Bentancur, O., 2015. Integrated beef and wood production in Uruguay: potential and limitations. *Agrofor. Syst.* 89, 1107–1118. doi:10.1007/s10457-015-9839-1

Castaño, J.P., Giménez, A., Ceroni, M., Furest, J., Aunchayna, R., 2011. Caracterización agroclimática del Uruguay 1980-2009. Serie Técnica N° 193.

Clutter, J., Fortson, J., Pienaar, L., Brister, G., Bailey, R., 1992. *Timber Management: A quantitative approach*, First. ed. Krieger Publishing Company, Malabar, FL.

Cabbage, F., Balmelli, G., Bussoni, A., Noellemeier, E., Pachas, A.N., Fassola, H., Colcombet, L., Rossner, B., Frey, G., Dube, F., de Silva, M.L., Stevenson, H., Hamilton, J., Hubbard, W., 2012. Comparing silvopastoral systems and prospects in eight regions of the world. *Agrofor. Syst.* 86, 303–314. doi:10.1007/s10457-012-9482-z



Cubbage, F., Donagh, P., Mac, Balmelli, G., Olmos, V.M., Bussoni, A., Rubilar, R., Torre, R.D. La, Lord, R., Huang, J., Hoeflich, V.A., Murara, M., Kanieski, B., Hall, P., Yao, R., Adams, P., Kotze, H., Monges, E., Perez, C.H., Wikle, J., Abt, R., Gonzalez, R., Carrero, O., 2014. Global timber investments and trends, 2005-2011. *New Zeal. J. For. Sci.* 44, S7. doi:10.1186/1179-5395-44-S1-S7

da Silva Santos, S., Grzebieluckas, C., 2014. Sistema silvipastoril com eucalipto e pecuária de corte: uma análise de viabilidade econômica em uma propriedade rural em Mato Grosso/Brasil. *Custos e @gronegocio online* 10, 317-333.

Hirigoyen, A., Rachid, C., 2014. Sistema de Apoyo a la Gestión Forestal. Modelos de Simulación de Crecimiento y Análisis Económico.

INIA, 2016. SAG - Sistema de Apoyo a la Gestión Forestal 2014-2015 [WWW Document]. URL <http://www.iniaforestaluy.com/sag/menu.aspx?1191>

INUMET, 2017. Instituto Uruguayo de Meteorología [WWW Document]. URL <https://inumet.gub.uy/>

ITPC- Intergremial de Transporte Profesional de Carga Terrestre del Uruguay. Consultado el 30/6/2017 en:

<http://www.intergremial.com/site/index.php/tarifas/precios-referencia>

Jirousek, R., Klvas, R., Skoupy, A., 2007. Productivity and costs of the mechanised cut-to-length wood harvesting system in clear-felling operations. *J. For. Sci.* 53, 476-482.

Kantor, S., 1999. Comparing yields with land equivalent ratios (LER). Renton.

Lacorte, S.M., Barth, S.R., Colcombet, L., Crechi, E.H., Esquivel, J.I., Fassola, H., Wick, R.Á., 2016. Silvopastoral Systems Developed in Misiones and Corrientes, Argentina. *Silvopastoral Syst. South. South Am.* 10-39.

Methol, R., 2008. SAG Eucalyptus : Sistema de apoyo a la gestión de Eucalyptus orientadas a la producción de celulosa en Uruguay. *Rev. Inia* 26.

Methol, R., 2006. Sistema de Apoyo a la Gestión de Plantaciones de Eucalyptus globulus. *Rev. Inia Serie Técn.* 34.

Methol, R., Rachid, C., Hirigoyen, A., 2015. Sistema de Apoyo a la Gestión Forestal [WWW Document]. URL <http://www.iniaforestaluy.com/sag>

Moras, G., Vallejos-Barra, O.S., 2013. Tablas de volumen para árboles individuales de Eucalyptus globulus cultivados en la región sur de Uruguay. *Agrociencia Uruguay* 17, 11-24.

Peri, P.L., Dube, F., Varella, A.C., 2016. Silvopastoral Systems in the subtropical and temperate zones of South America: An Overview, in: Peri, P.L., Dube, F., Varella, A.C. (Eds.), *Silvopastoral System in Southern South America*. USA, pp. 1-9. doi:10.1007/978-3-319-24109-8

Porcile, M.J.P., 2007. Crónicas del desarrollo forestal del Uruguay. Fin De Siglo, Montevideo.

Sanquetta, C.R., Watzalwick, L.F., Dalla Côte, A.P., de Almeida, L., 2006. Inventários Florestais: Planejamento e Execução. Multi-Graphic, Curitiba, Brasil.

Schneider, P.R., Bueno Coelho, M.C., Zanon, M.L., Guimaraes Finger, C.A., Mayer Klein, J.E., 1997. Equacoes de Volume para Eucalyptus dunnii Maiden, determinadas para a depressao central do Estado do Rio Grande do Sul. *Ciência Rural* 27. doi:<http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84781997000300010>

Singh, M., 2006. Estimation of land equivalent ratios. *J. Appl. Stat.* 16, 1989, 363-371. doi:<https://doi.org/10.1080/02664768900000044>

Somarriva, E., 1992. Revisiting the past: an essay on agroforestry definition. *Agrofor. Syst.* 19, 233-240. doi:10.1007/BF00118781



VIABILIDAD TÉCNICA Y ECONÓMICA-FINANCIERA DE UN SISTEMA SILVOPASTORIL CON CRÍA DE GANADO BOVINO EN PARAGUAY

TECHNICAL, ECONOMICAL AND FINANCIAL VIABILITY OF A SILVOPASTORAL SYSTEM WITH BREEDING CATTLE IN PARAGUAY

Caballero Mascheroni, Jorge D. (1); Pedro D. Cañete Aguirre (1); Maria L. Quevedo Fernandez (1); Regino A. Acosta Alfonso (2)

⁽¹⁾ Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción (FCA-UNA). Paraguay

⁽²⁾ Instituto Forestal Nacional (INFONA), Paraguay. Dirección de contacto: daniel.caballero@agr.una.py Ruta Mcal. José F. Estigarribia km 10,5. San Lorenzo, Paraguay.

Resumen

El presente trabajo analiza la viabilidad técnica, económica y financiera de un Sistema Silvopastoril con cría de ganado bovino, en una propiedad de la Colonia Volendam, San Pedro, Paraguay. Primeramente, se realizó un análisis técnico para determinar los indicadores de la finca y con ellos se realizó una proyección del manejo de los componentes por los diez años de duración del sistema. Se proyectó también el crecimiento del hato, el cual inició con 68,92% de destete y finalizó con 85%, la carga animal fue ajustada anualmente acorde al límite de capacidad receptiva del campo. Seguidamente, con el software SisEucalipto, desarrollado por la EMBRAPA, se estimó el crecimiento del componente forestal, cargando los datos obtenidos del área basal, obteniendo un IMA de 32,9 m³/ha/año. Posteriormente, se realizó un análisis económico para determinar los indicadores financieros a través de la proyección realizada de ingresos y egresos del proyecto, para luego realizar un flujo de caja y de esa manera estimar los índices financieros, con una tasa de descuento del 7,98%. Los resultados muestran valores para el VAN total de US\$ 67.489; equivalente a un VAN de 964 US\$/ha. Además, los análisis arrojaron valores de TIR del 10,13% y una RB/C de 1,7. Los indicadores financieros del SSP expresan la viabilidad económica y financiera del proyecto, indicando que el SSP puede ser una alternativa atractiva para los productores.

Palabras clave: sistemas integrados; ganado vacuno; prácticas silviculturales, índices financieros.

Abstract

This paper analyzes the technical, economical and financial viability of a Silvopastoral System (SPS) with breeding cattle, in Volendam Colony, San Pedro, Paraguay. First, a technical analysis was performed to determine the indicators of the ranch in order to make a projection for the management of the components for the total duration of the system, 10 years. The growth of the herd was also projected, the percentage of weaning started with 68.92% and ended with 85%, the animal stocking was adjusted annually according to the land carrying capacity. Additionally, the growth of the forestry component was estimated with the SisEucalipto software, developed by EMBRAPA, using data from basal area, obtaining an IMA of 32.9 m³/ha/year. Subsequently, an economic analysis was conducted to determine the financial indicators using the project's initial projection of income and expense, to later calculate the cash flow and financial index with a discount rate of 7.98%. The results show values for the total NPV of US\$ 67.489; equivalent to US\$ 964/ha. In addition, the analysis exposed values of 10.13% IRR and RB/C of 1.7. SPS financial indicators express the economic and financial viability of the project, indicating that the SPS can be an appealing alternative for farmers.

Keywords: integrated systems; beef cattle; silvicultural practices, financial indices.



INTRODUCCIÓN

Actualmente, las tendencias de producción llevan a buscar sistemas que además de ser técnica y económicamente viables, también sean socialmente aceptables y además se encuentren en armonía con el medio ambiente. Bajo dicha premisa, el sistema silvopastoril toma fuerza y apunta a ser una opción interesante para los productores ganaderos, ya que ofrece mejores condiciones para el ganado (por los beneficios del microclima y el reciclaje de nutrientes) además de otras ventajas como la diversificación de los rubros de producción por la asociación con el componente forestal, el beneficio ambiental por la biodiversidad, entre otros. Sin embargo, es necesario generar más información técnica y científica acerca de la viabilidad de dichos sistemas, lo cual permitirá que más productores ganaderos puedan replantear sus sistemas tradicionales de producción apuntando hacia sistemas más sustentables y de mayor retorno económico. El objetivo del trabajo fue evaluar la viabilidad técnica, económica y financiera de un Sistema Silvopastoril con cría de ganado bovino.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación fue realizada en el año 2016, en el establecimiento "Forestal Tuyuti", perteneciente a la Cooperativa de Producción, Consumo y Servicios Volendam Ltda., ubicada en el distrito de Villa del Rosario, departamento de San Pedro, distante a 246 km de la ciudad de Asunción. El predio dispone de un área útil de 70 hectáreas, donde se desarrolla un modelo de cría extensiva. La misma se encuentra dividida en 7 parcelas, el tamaño y la composición de las mismas se expresa en la Tabla 1.

Tabla 1. Composición de las parcelas, superficie y materiales biológicos utilizados.

Parcela	Material Forestal	Sup (há)	Pastura	Nombre Científico
Urucuy 1	PL 114	10	Brizantha	<i>Brachiaria brizantha</i> cv. Marandu
Arasa I	PL 01	10	Tanzania	<i>Panicum maximum</i> cv. Tanzania
Aldea Nº 3	PL 114	7	Brizantha	<i>Brachiaria brizantha</i> cv. Marandu
Arasa II	PL 114	12	Mulato II	<i>Brachiaria híbrida</i> CIAT 36087
Arasa III	PL 114/PL01	10	Brizantha	<i>Brachiaria brizantha</i> cv. Marandu
Arasa IV	PL 01	11	Brizantha	<i>Brachiaria brizantha</i> cv. Marandu
Arasa V	PL 114	10	Brizantha	<i>Brachiaria brizantha</i> cv. Marandu

Asimismo, el componente forestal está compuesto de dos clones de híbridos de eucalipto (*Eucalyptus sp.*), que son el PL-01 y PL-114, *E. urograndis* (*Eucalyptus grandis* x *E. urophylla*), con un rodeo inicial de cría compuesto de 142 animales, para lo que se tuvieron en cuenta las siguientes variables técnicas de medición:

- Incremento Medio Anual

$$\text{IMA} = \frac{\text{Volumen}}{\text{edad}}$$



- Índice de Preñez:

$$\%Preñez = \frac{\text{Vacas Preñadas}}{\text{Vacas Servidas}} \times 100$$

- Porcentaje de Parición:

$$\%Parición = \frac{\text{Terneros Vivos}}{\text{Vacas Servidas}} \times 100$$

- Porcentaje de destete:

$$\%Destete = \frac{\text{Terneros destetados}}{\text{Vacas Servidas}} \times 100$$

- Carga Animal. 1 Unidad Animal (UA) = 400 kg de peso vivo

Las variables económicas y financieras estimadas fueron:

- Inversión Inicial
- Ingresos
- Capital de trabajo
- Egresos
- Valor Actual Neto (VAN):

$$VAN = -I_0 + \sum_{t=1}^n \frac{FE_t}{(1+i)^t} = -I_0 + \frac{FE_1}{(1+i)} + \frac{FE_2}{(1+i)^2} + \dots + \frac{FE_n}{(1+i)^n}$$

- Tasa Interna de Retorno (TIR):

$$TIR = im + \frac{VAN_{im}}{(VAN_{im} + VAN_{iM})} \cdot (iM - im)$$

- Relación Beneficio-Costo(RB/C):

$$RB/C = \frac{\sum I}{\sum E}$$

Luego de recabar información necesaria directamente desde la finca, a partir de un análisis técnico, se realizó una proyección de producción y manejo de los componentes del SSP. Para el componente forestal, se tuvo en cuenta desde la plantación hasta la venta en pie, las prácticas silviculturales y el volumen de los árboles, estimados con el software SisEucalipto; para el componente animal, se realizó una proyección en base a los índices reproductivos, calculados desde los datos recabados en finca, y se proyectó un crecimiento de la carga animal de manera tal que no comprometa la capacidad receptiva del campo; para el componente forrajero, se tuvo acceso a los datos de producción forrajera de materia seca ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) de cada especie y la información sobre el manejo de las pasturas, el cual se basaba en un sistema de pastoreo rotativo con manejo del forraje en base a una altura predeterminada de entrada y salida de animales, cuyos valores que se adecuan a los parámetros sugeridos por la literatura actual para cada especie (Perozo y Contreras 2013; Euclides et al. 2014). Una vez realizada la descripción de los aspectos técnicos y el diseño de producción del mencionado sistema, se estimaron los indicadores económicos, a partir de una estructuración de ingresos y costos; así como también los indicadores financieros, que incluyen el Valor de Actualización Neto (VAN), la Tasa Interna de Retorno (TIR) y la Relación Beneficio-Costo (RB/C).



RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los índices técnicos recabados a través de la observación directa para los componentes del SSP, en el área de estudio se detallan en la Tabla Nro. 2.

Tabla 2. Indicadores técnicos recabados en finca.

Porcentaje de Preñez	74,32%
Porcentaje de Parición	72,62%
Porcentaje de Destete	68,92%
Porcentaje de Merma (Preñez/Parto)	2,70%
Porcentaje de Merma (Parto/destete)	3,77%
DAP promedio año 1 PL01	3,56 cm DAP
DAP promedio año 1 PL114	4,24 cm DAP
Carga animal ciclo observado	1,25 UA/ha

En la Figura 1, se representa el formato de las plantaciones, los cuales tenían 7 metros de distancia entre hileras y 2,3 metros entre plantas.

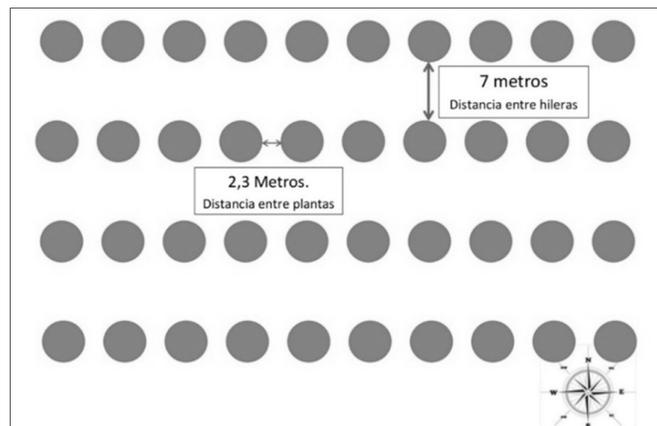


Figura 1. Representación del espaciado del componente forestal.

En la Tabla 3, se expresa la proyección del aumento de los indicadores reproductivos, donde se calculó un aumento del 2% por ciclo, obtenido por la adición de nuevos vientres al sistema, a partir de la selección, y el descarte del 100% de las vacas vacías resultantes de cada periodo.

Tabla 3. Proyección del aumento de indicadores reproductivos del establecimiento.

Año	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
% Preñez	74,32	76,32	78,32	80,32	82,32	84,32	86,32	88,32	90,32
% Parición	72,62	74,62	76,62	78,62	80,62	82,62	84,62	86,62	88,62
% Destete	68,92	70,92	72,92	74,92	76,92	78,92	80,92	82,92	84,92

* Los valores están expresados en porcentaje.



El componente ganadero tiene el objetivo de lograr la producción de un ternero por vaca por año, para ello se establece el servicio entre los meses de octubre a diciembre, por lo tanto, los partos se esperan entre los meses de julio y setiembre, las hembras son nuevamente servidas mientras se hallan con ternero al pie. El destete se realiza a los seis meses de edad.

Con la proyección de los indicadores reproductivos, se causaría el aumento en el número de individuos que conforman el componente animal.

Como se puede observar en la Tabla 5, la carga animal posee valores que van de forma creciente hasta el año 2022, donde llega a su punto máximo, posterior a ese periodo, el indicador se torna decreciente debido a que la capacidad receptiva del campo actúa como limitante. Asimismo, en los periodos 2024 y 2025, la totalidad de los terneros, tanto hembras como machos son vendidos, es decir, no hay selección de hembras de reposición debido a que en el último periodo se prevé la cosecha final del componente forestal, motivo por el cual la población de vaquillas en el periodo 2025 es de cero animales.

Tabla 4. Proyección de nacimiento y destete de terneros, de acuerdo al aumento en el número de vientres y los indicadores reproductivos, considerando la superficie total del proyecto.

Categoría	Año								
	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
Vacas servidas	74	77	79	82	84	85	84	83	81
Vacas Preñadas	55	59	62	66	69	72	73	73	73
Terneros Nacidos	53	57	61	64	68	70	71	72	72
Mortandad	2	2	3	3	3	3	3	4	4
Destetes	51	55	58	61	65	67	68	69	69
Terneros Machos	25	27	29	30	32	33	34	34	34
Terneros Hembras	26	28	29	31	33	34	34	35	35

* Los valores están expresados en número de animales.

Tabla 5. Resumen de proyección de carga animal, en base al aumento de la población del componente ganadero, considerando la superficie total del proyecto.

Año	Categorías					Cantidad (Cabezas)	UA Total
	Vacas	Vaquillas	Toros	Terneros H	Terneros M		
2017	74	15	2	26	25	142	87,4
2018	77	20	3	28	27	155	95,9
2019	79	20	3	29	29	160	97,8
2020	82	18	3	31	30	164	99,4
2021	84	16	3	33	32	168	100



2022	85	13	4	34	33	169	100,7
2023	84	10	3	34	34	165	96,8
2024	83	8	3	35	34	163	94,1
2025	81	0	3	35	34	153	86,8

*Terneros H = terneros hembra. Terneros M = terneros machos. UA = Unidad animal.

Tabla 6. Relación entre la capacidad receptiva (CR) de las pasturas y la carga animal (CA) durante el desarrollo del SSP.

	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
CA	0	1,25	1,37	1,40	1,42	1,43	1,44	1,38	1,34	1,24
CR	1,63	1,64	1,59	1,54	1,50	1,45	1,46	1,42	1,37	1,33

*La CA está expresada en UA/ha. 1 UA = 400 kg de Peso Vivo.

Se puede observar en la Figura 2 (realizada con los valores expresados en la Tabla 6), el comportamiento que tendrán la capacidad receptiva y la carga animal a lo largo del ciclo productivo del proyecto.

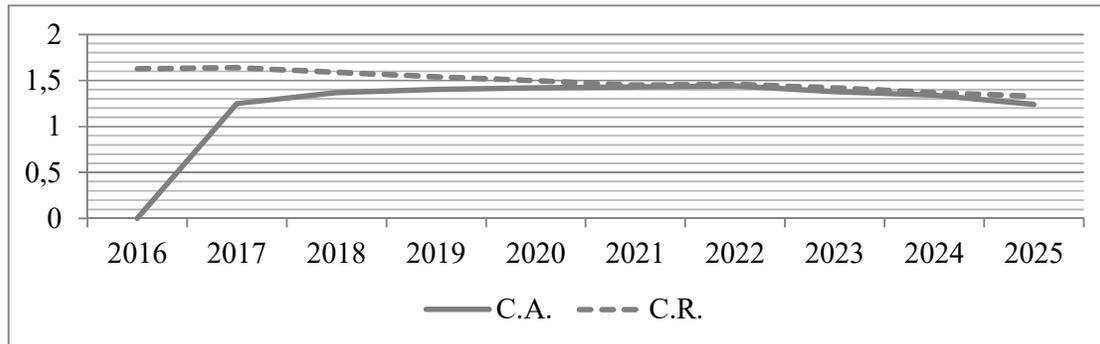


Figura 2. Gráfico de la relación entre la capacidad receptiva (CR) de las pasturas y la carga animal (CA) durante el desarrollo del SSP

El comportamiento de la capacidad receptiva queda enmarcado en función a la relación pastura-árboles, donde el crecimiento del componente forestal produce indefectiblemente un mayor nivel de sombreado, el cual repercute de forma negativa sobre el desarrollo del componente forrajero en el estrato inferior del sistema, este fenómeno obliga al productor a adecuar la carga animal acorde a la variación interanual de la receptividad de las pasturas. En la figura 2 se puede observar un aumento progresivo de la CA en los primeros años, esto se debe a que la carga animal utilizada al momento de realizar el levantamiento de datos era muy inferior al potencial del mismo, motivo por el cual se fue ajustando paulatinamente con el transcurrir de los años a través del nuevo manejo del hato ganadero.

Por otra parte, las prácticas silviculturales permiten un mayor ingreso de luz solar en el sistema, lo que favorece al desarrollo del forraje, por ese motivo, en los años de poda y raleo, la curva de la capacidad receptiva podría tener una pequeña curva ascendente, resultante del aumento en la



producción forrajera. Los porcentajes calculados para el comportamiento de las pasturas fueron de un 3% de variación negativa anual sobre la capacidad receptiva de las pasturas, causada por el crecimiento de los árboles y la consecuente menor infiltración de radiación solar en el subbosque (Crestani et al. 2017) y de una variación positiva del 3,63% en los años donde fueron realizadas las prácticas silviculturales, debido al aumento de la masa forrajera, originado por la mayor intercepción luminosa por parte de las gramíneas.

Cabe mencionar que desde el periodo 2021, el establecimiento alcanzaría una óptima eficiencia en el aprovechamiento de las pasturas, debido a que la carga animal se ajustaría más a la capacidad receptiva que en los periodos anteriores, meta lograda a través de una progresiva mayor reposición de vientres, sin la necesidad de comprar más animales en los primeros años.

Cabe destacar que, en el primer año, no se ha introducido aún el componente animal (debido a la baja altura de la copa de los árboles y la fragilidad de los mismos), lo que conlleva a la realización y posterior venta de heno en forma de rollos, lo cual constituyó un ingreso adicional.

Para el cálculo de la capacidad receptiva total (70 ha), se tuvo en cuenta el potencial promedio de producción forrajera de cada especie forrajera basado en artículos de investigación (Oquend et al. 2008; Cruz et al. 2011; Cerdas y Vallejos 2012; Torregroza et al. 2015; Verdecia et al. 2015; Maurig y Bernardis 2017) y la superficie útil que ocupaba la misma, por lo tanto, fue descontado la superficie ocupada por la línea de árboles (1 metro a cada lado de la línea de plantación), resultando en valores que son expuestos en la Tabla 7.

Tabla 7. Capacidad de carga animal y superficie útil de las tres especies forrajeras implantadas en el SSP.

Especie	Capacidad Receptiva	Superficie útil	Capacidad Receptiva
	(UA/ha)	Implantada (ha)	Total
Pasto Tanzania	2,5	7,2	18
Brachiaria Brizantha	2,2	34,5	75,9
Convert Mulato II	2,35	8,6	20,2
Total	1,63	50,3	114,1

El componente forestal tiene como objetivo obtener como producto final madera sólida, así como también subproductos intermedios, comprendidos dentro del periodo de 10 años del SSP, por ese motivo, en la poda se realiza una eliminación de las ramas laterales dejando un 30% de cobertura de copa, mientras el raleo por su parte, consiste en una extracción por lo bajo, así, las plantas eliminadas constituyen los sub-productos, leña y columnas, y de madera sólida al final del ciclo.

La proyección del volumen de los productos intermedios, y del producto final, madera sólida, se halló con la ayuda del software SisEucalipto, EMBRAPA, donde se han cargado los datos obtenidos de la finca, como ser el espaciamiento, el DAP promedio a la edad de 1 año, (desde donde se pudo calcular el área basal) e indicando los años de desbaste, primero a los 3 años para el primer realeo, 7 años para el segundo, y a los 10 años para la cosecha final, la densidad de la madera es de 540 kg/m³ (Arango, 2008).



Con el análisis económico se identificaron la inversión inicial, los costos de la materia prima y una estructura de ingresos y egresos para cada componente, que posteriormente a través de un flujo de caja se obtuvieron los valores de depreciación de los activos (corral y alambrado eléctrico), de la recuperación del Capital de Trabajo y el Valor Residual, para luego obtener los índices financieros del SSP. Los valores fueron transformados de la moneda nacional (guaraníes) a dólares americanos (USD) para una mejor comprensión y comparación con trabajos internacionales. Para todos los cálculos fue utilizado en valor de cotización promedio del mes de junio del 2018, USD 1 = Gs. 5.600.

Tabla 8. Detalles de la inversión, egresos e ingresos del componente forrajero del SSP considerando la superficie total del proyecto, en Dólares Americanos (USD).

Concepto	Ingresos (USD)	Egresos (USD)	Ocurrencia (Año)
Fertilización		(USD 536)	0
Plantación Mecanizada (Semillas + horas tractor)		(USD 3.618)	0
Horas de trabajo de tractor para enfardado		(USD 4.286)	1
Venta de fardos de heno de gramíneas	USD 6.920		1

Tabla 9. Detalles de la inversión, egresos e ingresos del componente forestal del SSP considerando la superficie total del proyecto, en Dólares Americanos (USD).

Concepto	Ingresos (USD)	Egresos (USD)	Ocurrencia (Año)
Terreno		(USD 252.000)	0
Preparación de Suelo		(USD 4.948)	0
Plantación (mudas + materiales + mano de obra + horas tractor)		(USD 15.222)	0
Control de hormigas		(USD 964)	1
Control de malezas		(USD 1.094)	1
Control de hormigas		(USD 964)	2
Control de malezas		(USD 1.094)	2
Control de hormigas		(USD 964)	3
Control de malezas		(USD 1.094)	3
Primera poda		(USD 224)	3
Primer raleo*	USD 7.898		3
Control de hormigas		(USD 964)	7
Control de malezas		(USD 1.094)	7
Segunda Poda		(USD 336)	7
Segundo raleo*	USD 77.089		7
Cosecha Final*	USD 246.926		10

*Ingresos imputados y descontados.



Tabla 10. Detalles de la inversión, egresos e ingresos del componente ganadero del SSP, considerando la superficie total del proyecto, en Dólares Americanos (USD).

Concepto	Ingreso (USD)	Egresos (USD)	Ocurrencia (Año)
Alambrado Eléctrico		(USD 523)	0
Suministro de Agua		(USD 2.455)	0
Corral		(USD 19.643)	0
Toros reproductores		(USD 1.964)	1
Vientres		(USD 33.036)	1
Sanitación		(USD 1.288)	2
Mineralización		(USD 1.371)	2
Venta desmamantes machos	USD 8.259		2
Venta desmamantes hembras	USD 1.714		2
Venta de vacas descarte	USD 4.243		2
Costo de venta		(USD 192)	2
Compra de toros de reposición		(USD 982)	2
Sanitación		(USD 1.406)	3
Mineralización		(USD 1.507)	3
Venta desmamantes machos	USD 8.920		3
Venta desmamantes hembras	USD 2.286		3
Venta de vacas descarte	USD 6.447		3
Venta toros de recambio	USD 1.250		3
Costo de venta		(USD 247)	3
Compra de toros de reposición		(USD 1.964)	3
Sanitación		(USD 1.451)	4
Mineralización		(USD 1.537)	4
Venta desmamantes machos	USD 9.580		4
Venta desmamantes hembras	USD 3.143		4
Venta de vacas descarte	USD 6.056		4
Venta toros de recambio	USD 625		4
Costo de venta		(USD 259)	4
Compra de toros de reposición		(USD 982)	4
Sanitación		(USD 1.488)	5
Mineralización		(USD 1.552)	5
Venta desmamantes machos	USD 9.911		5
Venta desmamantes hembras	USD 4.286		5



Venta de vacas descarte	USD 5.706	5
Venta toros de recambio	USD 1.250	5
Costo de venta	(USD 282)	5
Compra de toros de reposición	(USD 1.964)	5
Sanitación	(USD 1.525)	6
Mineralización	(USD 1.552)	6
Venta desmamantes machos	USD 10.571	6

Tabla 10 (continuación). Detalles de la inversión, egresos e ingresos del componente ganadero del SSP, considerando la superficie total del proyecto, en Dólares Americanos (USD)

Concepto	Ingreso (USD)	Egresos (USD)	Ocurrencia (Año)
Venta desmamantes hembras	USD 5.714		6
Venta de vacas descarte	USD 5.251		6
Venta toros de recambio	USD 625		6
Costo de Venta		(USD 303)	6
Compra de toros de reposición		(USD 1.964)	6
Sanitación		(USD 1.534)	7
Mineralización		(USD 1.537)	7
Venta desmamantes machos	USD 10.902		7
Venta desmamantes hembras	USD 6.857		7
Venta de vacas descarte	USD 4.712		7
Venta toros de recambio	USD 1.250		7
Costo de venta		(USD 323)	7
Compra de toros de reposición		(USD 982)	7
Sanitación		(USD 1.499)	8
Mineralización		(USD 1.462)	8
Venta desmamantes machos	USD 11.232		8
Venta desmamantes hembras	USD 7.429		8
Venta de vacas descarte	USD 4.063		8
Venta toros de recambio	USD 625		8
Costo de venta		(USD 324)	8
Compra de toros de reposición		(USD 982)	8
Sanitación		(USD 1.481)	9
Mineralización		(USD 1.417)	9
Venta desmamantes machos	USD 11.232		9



Venta desmamantes hembras	USD 10.000	9
Venta de vacas descarte	USD 3.428	9
Venta toros de recambio	USD 1.250	9
Costo de venta	(USD 360)	9
Compra de toros de reposición	(USD 1.964)	9
Sanitación	(USD 1.391)	10
Mineralización	(USD 1.266)	10
Venta desmamantes machos	USD 11.563	10
Venta desmamantes hembras	USD 9.714	10
Venta de vacas descarte	USD 2.772	10
Venta toros de recambio	USD 625	10
Costo de venta	(USD 348)	10

Tabla 11. Estimación de los costos fijos considerando la superficie total del proyecto, en Dólares Americanos (USD).

Concepto	Monto (USD)
Salario Capataz (Gs. 2.250.000x13)	(USD 5.223)
Salario Peón (Gs 1.250.000x13)	(USD 2.902)
Energía eléctrica	(USD 982)
Herramientas Varias	(USD 179)
Total	(USD 9.286)

Así también, otros valores que se tuvieron en cuenta para la elaboración del flujo de caja, son el capital de trabajo, las depreciaciones, el costo de venta y el valor de salvamento.

Tabla 12. Cálculo de otros valores tenidos en cuenta para el flujo de caja, considerando la superficie total del proyecto, en Dólares Americanos (US\$)

Concepto	Capital de trabajo	Valor de Salvamento	Depreciación
Monto	USD 166.491	USD 299.451	USD 10.616

Finalmente, con la elaboración del flujo de caja, y con una tasa de interés anual del 7,98% (Banco Nacional de Fomento, préstamo en guaraníes) se han obtenido los indicadores financieros, expresadas en la Tabla 13.



Tabla 13. Índices Financieros estimados

Indicadores	VAN (TOTAL)	VAN (US\$/ha)	TIR (%)	R B/C
Valores	USD 67.489	USD 964	10,13	1,7

Según Sapag y Sapag (2004) un proyecto se considera económicamente viable cuando el VAN es positivo, y la TIR supera el porcentaje de la tasa de interés, asimismo cuando el valor calculado de la R B/C es mayor o por lo menos igual a 1 ($R B/C \geq 1$), así, los indicadores financieros mencionados (Tabla 15) indican la viabilidad del proyecto, así también, los demás índices se encuentran dentro de un rango estándar acorde al tipo de actividad analizada y a la zona geográfica en cuestión.

En otro trabajo de investigación realizado por Peroni et al. (2018) en la misma ecoregión, los autores mencionan valores de US\$/ha de 452 para el VAN, 10,71 % para TIR y 1,04 R B/C. Si bien la diferencia numérica en los indicadores es baja, la misma puede deberse principalmente por diferentes finalidades de la producción ganadera (cría versus engorde), además de otros factores como la menor capacidad receptiva de la pastura utilizada, una mayor duración del sistema, entre otros.

Por otra parte, Solymosi et. al (2016), quienes también analizaron valores financieros de un sistema silvopastoril con énfasis en producción maderera, utilizando materiales forestales similares al del presente estudio, obtuvieron índices (sin considerar costo de la tierra) de 19,9% para TIR y un VAN de US\$/ha de 2.277 y considerando un arrendamiento de US\$ 140 por hectárea, los indicadores disminuyeron a 15% para TIR y a US\$/ha 1.322 para VAN. Posiblemente, la principal diferencia con el presente estudio radique en que el modelo de producción fue con una densidad mayor de árboles (714 árboles/ha con un formato de hileras dobles con espaciamiento de $(5 \times 2) \times 9$ m) y como mencionan los autores, quienes también analizaron varios escenarios, mientras mayor sea el énfasis forestal del sistema mejores fueron los índices financieros (en comparación a ganadería pura). Además, otros factores pudieron haber incidido, como ser una especie forrajera diferente (*Panicum máximum*) y una carga animal promedio inferior.

Otros autores de la región como Ocha y Valarezo (2014) también evaluaron varios sistemas productivos y mencionan índices financieros superiores en los sistemas silvopastoriles en comparación a ganadería pura, con valores de Relación B/C por ha de 1,27 versus 1,09. Así también Mora et al. (2014) mencionan que los valores del indicador Relación B/C en SSP variaron de 1,57 a 2,0 cuando el sistema de alimentación del ganado se basó principalmente en forrajes y fuentes endógenas.

De igual forma, autores como Gobbi y Casasola (2003) afirman que los indicadores de factibilidad financiera de la inversión total (VAN y TIR) son muy sensibles a las proyecciones que se hagan con respecto a la producción pecuaria. Esto obedece a que la ganadería bovina incluye una gran variedad de sistemas productivos, lo cuales son manejados por diferentes grupos sociales, encuadrados dentro de distintas condiciones edafoclimáticas, variadas especies forrajeras y diferentes niveles de carga genética animal, lo cual repercute en una gran variación en los parámetros biológicos, técnicos, económicos y sociales tanto de sistemas puros como en sistemas silvopastoriles, donde incluso se le agrega más complejidad al sistema integrado. Es así que los beneficios económicos de



los sistemas agroforestales están vinculados en gran medida al tipo de sistema, tamaño de la finca, nivel de inversiones, costos operativos y oportunidad del capital (Murgueitio 2003).

Si bien se evidencian ventajas económicas de los sistemas silvopastoriles y por tal motivo los niveles de implementación ha ido creciendo en las últimas décadas en varios países de la región, cabe resaltar que también se han identificado varias dificultades y obstáculos que impiden la masificación a la escala que se requiere y entre ellos se encuentran la baja disponibilidad de capital para invertir en los cambios de uso del suelo por parte de pequeños y medianos productores, la falta de asistencia técnica apropiada y el déficit de oferta de mano de obra calificada para llevar a cabo con éxito la implementación y manejo del sistema (Murgueitio et al. 2006).

CONCLUSIONES

Primeramente, se pudo observar que en el SSP analizado, la carga animal estaba subestimada, por lo tanto, se podría incrementar hasta que el límite permitido por la capacidad receptiva de las pasturas, lo cual mejoraría el aprovechamiento del forraje y aumentaría la productividad del sistema sin comprometer la sostenibilidad del proyecto.

Es claramente visible que el componente forestal brinda a la finca una mayor valoración, debido a varios factores, primero, que sus productos y sub-productos, poseen rápida salida al mercado debido a sus elevados niveles de demanda, segundo, el valor agregado que brinda a la finca por el activo en aumento que representa, tercero, los beneficios que brinda a los demás componentes del SSP y cuarto, por la mayor optimización de uso de la tierra (que se traduce en una mayor productividad) y por la diversificación de rubros en una misma superficie.

Si bien el SSP asume un nivel relativamente elevado de inversión inicial (principal motivo que limita la adopción de dicho sistema), con el paso de los años demuestra ser un negocio factible y con productos acorde a las nuevas exigencias del mercado consumidor.

Los indicadores financieros del SSP, obtenidos en el flujo de caja, expresan la viabilidad económica y financiera, donde queda expresada su rentabilidad y la tasa en la que retorna la inversión, asimismo, la relación de los ingresos con los egresos, demuestran que el SSP puede ser una alternativa muy atractiva para los productores.

Agradecimientos

Al Servicio Forestal de la Cooperativa Volendam, Ing. Ftal. Norbert Weichselberger y Ralf Harms.

Bibliografía

Arango, B., Tomayo L. 2008. Densidad de la madera en clones de Eucalyptus por densitometría de rayos X. Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia. Colombia. Nro. 45 pp. 87-99.

Cerdas, R., Vallejos, E. 2012. Comportamiento productivo de varios pastos tropicales a diferentes edades de cosecha en Guanacaste, Costa Rica. InterSedes: Revista de las Sedes Regionales, XIII (26), 6-22.

Crestani, S., Mascheroni, J., Geremia, E., Carnevalli, R., Mourao, G., Da Silva, S. 2017. Sward structural characteristics and herbage accumulation of Piatã palisade grass (*Brachiaria brizantha*) in a crop–livestock–forest integration area. *Crop and Pasture Science* 68(9) 859-871. <https://doi.org/10.1071/CP16341>.



- Cruz, A. Hernández, A., Enríquez, J., Gómez, A., Ortega, E., Maldonado, N. 2011. Producción de forraje y composición morfológica del pasto Mulato (*Brachiaria híbrido* 36061) sometido a diferentes regímenes de pastoreo. *Revista mexicana de ciencias pecuarias*, 2(4), 429-443.
- Euclides, V., Montagner, D., Barbosa, R., Nantes, N. 2014. Manejo do pastejo de cultivares de *Brachiaria brizantha* (Hochst) Stapf e de *Panicum maximum* Jacq. *Revista Ceres*, 61, 808-818. <https://dx.doi.org/10.1590/0034-737x201461000006>
- Gobbi, J., Casasola, F. 2003. Comportamiento financiero de la inversión en sistemas silvopastoriles en fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*. Vol 10. N° 39-40.
- Maurig, M., Bernardis, A. 2017. Producción de biomasa de *Brachiaria (Brachiaria brizantha)* cv. Marandú en dos sistemas silvopastoriles de pino (*Pinus elliotii*) en corrientes, argentina. *Chilean journal of agricultural & animal sciences*, 33(2), 124-135. <https://dx.doi.org/10.4067/S0719-38902017005000402>
- Mora, J., Romero, J., Zamora, L. 2014. Viabilidad financiera de modelos de manejo de rumiantes en sistemas silvopastoriles con y sin suplementación estratégica. *Agroforestería Neotropical*, N°4. 9p.
- Murgueitio, E. 2003. Sistemas agroforestales para la producción ganadera en Colombia. En: *Memorias. Ganadería, Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente*. La Habana, Cuba. p. 144.
- Murgueitio, E., Cuellar, P., Ibrahim, M., Gobbi, J., Cuartas, C., Naranjo, J., Zapata, A., Mejía, C., Zuluaga, A., Casasola, F. 2006. Adopción de Sistemas Agroforestales Pecuarios. *Pastos y Forrajes*, vol. 29, núm. 4, pp. 365-381
- Ochoa, D., Valarezo, J. 2014. Caracterización y análisis de rentabilidad de los sistemas de producción ganaderos presentes en el cantón Yantzaza, Ecuador. *Revista Cedamaz*. Vol. 4, No. 1, pp 76 – 85.
- Oquend, G., Pérez, A., Martínez, A., Cordovés, A., Ortega, F., Vieito, E., Rodríguez, A., Acosta, M., Rodríguez, N., Martínez, A. 2008. Producción de semilla de guinea (*Panicum maximum* Jacq.) en un sistema intensivo de ceba de ganado vacuno. *Pastos y Forrajes*, 31(3).
- Peroni, A., Oviedo, C., Quevedo, M., Ortiz, R., Caballero, J., Follman, W. 2018. Viabilidade econômica de Sistemas Silvopastoris com *Eucalyptus* sob o Direito Real de Superfície Florestal no Paraguai. Em: *Anais do 4to Encontro Brasileiro de Silvicultura*. Ribeirão Preto, Brasil. ISBN 978-85-7035-811-0. 447 p.
- Perozo, A., Contreras, D. 2013. Empleo de la altura del pasto para determinar la entrada y salida de animales en sistemas intensivos de pastoreo rotativo. En: *Manejo de pastos y forrajes tropicales*. Cuadernos científicos Girar 13, Ediciones Astro Data, Venezuela, Pp 43-50
- Sapag, N., Sapag, R. 2004. *Preparación y Evaluación de Proyectos*. McGraw-Hill Interamericana. México. Cuarta Edición. Pp. 293-398, 439.
- Solymosi, K., Braun, A., Van Dijk, S., Grulke, M. 2016. Incremento de los sistemas silvopastoriles en América del Sur. Banco interamericano de desarrollo (BID). DOI: <http://dx.doi.org/10.18235/0000479>.
- Torregroza, L., Reza, S., Suárez, E., Espinosa, M., Cuadrado, H., Vargas, I., Mejía, S., Jiménez, N., Abuabara, Y. 2015. Producción de carne en pasturas irrigadas y fertilizadas de *Brachiaria híbrido* cv. Mulato II en el valle del Sinú. *Corpoica Ciencia y Tecnología Agropecuaria*. 16. 131.
- Verdecia, D., Herrera, R., Ramírez, J., Acosta, I., Uvidia, H., Álvarez, Y., Paumier, M., Arceo, Y., Santana, A., Almanza, D. 2015. Potencialidades agroproductivas de dos cultivares de *Megathyrus maximus* en la Región Oriental de Cuba. *REDVET. Revista Electrónica de Veterinaria [en línea]* 16 (11).



ADOPCIÓN DE TECNOLOGÍAS CRÍTICAS EN SISTEMAS SILVOPASTORILES CON CRÍA BOVINA BAJO MONTE NATIVO EN EL DEPARTAMENTO SANTA MARÍA, PROVINCIA DE CÓRDOBA

ADOPTION OF CRITICAL TECHNOLOGIES IN SILVOPASTORAL SYSTEMS WITH CATTLE BREEDING UNDER NATIVE FOREST IN THE DEPARTMENT OF SANTA MARÍA, PROVINCE OF CÓRDOBA

Carranza, Francisco R. (1), Edgardo M. Andreu (1), Alejandro O. Carranza (1), Franco E. Andreu (1), María B. Pedraza (1), Carlos A. Ferrari (1), Florencia García (1), Evelyn J. Coronel (1), Jennifer Demarchi (1).

⁽¹⁾ Departamento de Producción Animal. Facultad de Ciencias Agropecuarias, U. N. C, Argentina.

Mail: fcarranza@agro.unc.edu.ar. Félix Aldo Marrone 643, Ciudad Universitaria. CP 5000. Córdoba, Argentina. +54 351 4334020.

Resumen

El departamento Santa María pertenece a la zona agroeconómica homogénea XI-E Cosquín (Guida Daza y Sánchez 2009), donde se desarrolló este proyecto para evaluar el impacto económico de la adopción de tecnologías críticas (TC) en los diferentes perfiles tecnológicos. Se entiende por TC aquellas que al ser adoptadas producen un alto impacto en la productividad y/o calidad, considerando aspectos ambientales y sociales. Si bien existen tecnologías que aumentan la productividad en los sistemas ganaderos de cría, no se conoce el impacto económico que tienen al ser adoptadas. Esto determina que en muchas situaciones se seleccionen tecnologías sin una adecuada respuesta económica. La hipótesis que se plantea en este trabajo es que la adopción de las TC en los sistemas ganaderos del departamento Santa María, agrupadas por afinidad temática y evaluadas físicas y económicamente, determinan la mejor secuencia de adopción. Para la construcción de los modelos productivos de cría se consideró una superficie de 300 ha, se definió la composición del rodeo, los índices productivos-reproductivos y la carga animal en equivalente vaca por hectárea (EV/ha), para tres niveles tecnológicos, y las TC agrupadas por afinidad temática. El mayor impacto económico se logra con la adopción de las TC agrupadas en manejo nutricional, luego producción y utilización de forraje, reproducción y sanidad y por último infraestructura.

Palabras clave: Modelos; Resultados económico; secuencia de adopción; Grupos temáticos

Abstract

Santa Maria Department, belongs to the homogeneous agroeconomic area XI-E Cosquín (Guida Daza y Sánchez 2009) where this project was developed to evaluate the economic impact of the implementation of Critical Technologies (CT) in various technological profiles. The term CT includes technologies that bear a high impact on productivity/quality upon adoption, taking into account environmental and social aspects. Even though there are technologies that increase productivity in breeding systems, there is no knowledge of the economic impact they cause when they are implemented. This means that in some situations technologies are introduced without an adequate economic response. The hypothesis proposed in this project is that the implementation of CT in farming systems in Santa Maria Department, grouped by thematic similarity and evaluated from a physical and economic point of view, will determine the best implementation sequence. In order to establish productive breeding models, a surface of 300 ha. was considered. The composition of the



herd the production-reproduction levels, and livestock numbers in terms of cow per hectare (EV/ha) were defined for three different technological levels, and the CTs were grouped by thematic similarity. The strongest economic impact is achieved through the implementation of CTs grouped under nutritional management, followed by those belonging to production and forage use, breeding and health and finally those belonging to infrastructure.

Keywords: models; economic results; adoption sequence; thematic groups.

INTRODUCCIÓN

Antecedentes de la productividad ganadera

En el departamento Santa María la vegetación natural, en el área serrana, se dispone en pisos altitudinales: bosque serrano (de 500 a 1.300 m), con molles, cocos, algarrobos, tala, piquillín, orcoquebracho; arbustal de altura o "romerillal" (de 1.300 a 1.500 m); pastizales y bosquesillos de altura a partir de los 1.500 m. s.n.m. con tabaquillo y orcomolle y pastos como festuca y stipa. En la planicie la vegetación natural corresponde al Espinal, que se conserva en superficies muy reducidas. Las especies que se destacan son algarrobos blanco y negro, mistol, itín, espinillo, chañar, tala, tusca entre otras. El departamento pertenece a la zona agroeconómica homogénea XI-E Cosquín (Guida Daza y Sánchez 2009), del arco noroeste de la provincia de Córdoba, donde predominan las actividades ganaderas extensivas, bovina, caprina y ovina con baja tecnología de manejo. La agricultura tiene escasa relevancia en los volúmenes provinciales (soja, maíz y trigo son los cultivos más importantes); en cuanto a la estructura agraria se visualiza en Tabla 1 la cantidad y superficie de las explotaciones según tamaño.

Tabla 1. Cantidad y superficie de las explotaciones según tamaño

	Total	Tamaño de los establecimientos en hectáreas			
		Hasta 100	101 a 500	501 a 2 500	Más de 2500
Nº de explotaciones	628	221	297	101	9
Porcentaje	100,00	35,19	47,29	16,08	1,43
Superficie (Ha)	221062,9	10760,7	75226,2	97769	37307
Porcentaje	100,00	4,87	34,03	44,23	16,88
Sup. Media (ha)	352,01	48,69	253,29	968,01	4145,01

Fuente: Dirección General de Estadísticas y Censo

La organización social del trabajo, cuenta con un 86% de la mano de obra de tipo familiar y el 14 % restante de tipo no familiar. La tenencia de la tierra se caracteriza por tener el 65,5 % de la



superficie bajo el régimen de propiedad, el 12,1 % de la superficie está bajo sucesión indivisa, el 16,1 % de la superficie se encuentra bajo el régimen de arrendamiento y aparcería, y el 4,2 % de la superficie se encuentra bajo la forma de ocupación. (Guida Daza y Sánchez 2009)

En el año 2008 la cantidad de vacas era de 18.992 y el total de cabezas en el departamento 39.739 (Fuente: SENASA segunda campaña contra Aftosa 2008)

En la tabla 2 se observa la superficie ganadera total en el departamento Santa María y su base forrajera en porcentaje.

Tabla 2. Superficie Ganadera y Base Forrajera

	Hectáreas	Porcentaje
Ganadería		
Total	71560,1	100 %
Pasturas perennes	1640	2.3%
Verdeos de Invierno	2032	2.8%
Verdeos de Verano	1556	2.2%
Campo Natural sin Monte	30501,6	42.6%
Campo Natural con Monte	35830,5	50.1%

Fuente: Dirección General de Estadísticas y Censo

Se visualiza en Tabla 3 el número de establecimientos según tipo de actividad ganadera

Tabla 3. Número de establecimientos según tipo de actividad ganadera

Actividad	Cantidad de establecimientos
Cría	169
Invernada	25
Ciclo completo	13

Fuente: Elaboración de UPSIIA sobre la base de datos del CNA 2002.

En cuanto a la aplicación de tecnología en actividades ganaderas, de 169 establecimientos considerados que tienen cría como sistema de producción predominante, 139 utilizan suplementación, 4 inseminación artificial, 12 diagnósticos de preñez y 34 estacionan los servicios.



Se observa que es muy baja la incorporación de tecnología en los establecimientos del Departamento (Guida Daza y Sánchez 2009). Esto refleja que existe una "brecha tecnológica" (Giancola *et al*, 2012).

Si bien existen tecnologías que aumentan la productividad en los sistemas ganaderos de cría, hay escasa información del impacto económico que tienen al ser adoptadas. Esto determina que en muchas situaciones se seleccionen tecnologías críticas sin una adecuada respuesta económica. Se entiende por "tecnologías críticas" (TC) aquellas que al ser adoptadas producen un alto impacto en la productividad y/o calidad, considerando aspectos ambientales y sociales (Giancola, S. 2010).

La hipótesis planteada en este trabajo, es que la adopción de las tecnologías críticas en los sistemas ganaderos de cría del departamento Santa María de la provincia de Córdoba, agrupadas por afinidad temática y evaluadas físicas y económicamente, determinan la mejor secuencia de adopción.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se desarrollaron tres etapas: en la primera se trabajó en gabinete con la caracterización de la producción bovina según los censos agropecuarios 2002 y 2008 y los registros de vacunación del plan de erradicación de fiebre aftosa y brucelosis del SENASA. Se definieron los perfiles tecnológicos, tecnologías críticas y grado de adopción; luego se estratificaron los sistemas productivos ganaderos en 3 niveles tecnológicos (NT): bajo (NTB), medio (NTM) y alto (NTA) que se presentan en la Tabla 4.

Tabla 4. Caracterización del nivel tecnológico de sistemas pecuarios de cría, en función de las TC que aplica

Tecnologías críticas/ Niveles tecnológicos.	NTB	NTM	NTA
Categorización de requerimientos nutricionales.			Si
Ajuste de carga.		Si	Si
Registro datos económicos y productivos			Si
Apotreramiento		Si	Si
Veterinaria planificada			Si
Planificación forrajera.			Si
Pastoreo rotativo en Campo Natural con Monte.			Si
Pastoreo rotativo en Campo Natural sin Monte.			Si
Estacionamiento del servicio			Si



Diagnostico de preñez tacto.		Si
Manga con cepo.	Si	Si
Control de venéreas (toros) 2 raspajes negativos.		Si
Veterinaria ocasional.	Si	Si
Asistencia técnica agronómica.		Si

Fuente: elaboración propia.

Las tecnologías críticas en los sistemas ganaderos son numerosas para ser evaluadas en forma individual como ocurre en el caso de agricultura (Meyer Paz, *et al*, 2012). En ganadería se las agrupó por afinidad temática (grupo temático), entendiéndose a estas por tecnologías que se implementan en forma conjunta bajo dos criterios: conveniencia y oportunidad de aplicación.

Las tecnologías críticas de los sistemas de cría fueron agrupadas por afinidad temática en: manejo nutricional, reproducción y sanidad, producción y utilización de forrajes e infraestructura. Estos grupos temáticos, denominados "variables" se utilizaron para conocer la mejor secuencia de adopción.

A las TC se las agrupó de la siguiente forma:

Manejo nutricional: categorización de requerimientos nutricionales; ajuste de carga y estacionamiento de servicio.

Reproducción y sanidad: diagnóstico de preñez (tacto); control de venéreas (toros) 2 raspajes negativos; veterinaria planificada y veterinaria ocasional.

Producción y utilización de forraje: planificación forrajera; pastoreo rotativo en Campo Natural con y sin Monte.

Infraestructura: manga con cepo, apotramiento.

A partir de las TC y su grado de adopción se confeccionaron los modelos productivos ganaderos para cada uno de los niveles tecnológicos.

En la segunda etapa se trabajó bajo la modalidad de Taller, con la participación de referentes zonales (técnicos, productores y representantes institucionales) en la localidad de Potrero de Garay, departamento Santa María, donde se consensuaron los perfiles tecnológicos y las tecnologías críticas (TC) que explican las diferencias entre los distintos niveles productivos. Se definieron los modelos productivos considerando: una superficie media de los establecimientos; composición del rodeo; índices productivos–reproductivos; carga animal en equivalente vaca por hectárea (EV/ha) para los tres niveles tecnológicos que se presentan en la Tabla 5.



Tabla 5. Modelos productivos en función del nivel tecnológico y de las TC agrupadas, para una superficie de 300 ha.

Nivel tecnológico	TC agrupadas por afinidad temática						
	NTB	(1)	(2)	(3)	(4)	NTM	NTA
Producción teórica Kg/ha	30					45	65
Producción calculada Kg/ha	31.33	40.00	30.60	42.17	31.33	43.05	75.40
Carga animal en EV/ha	0.40	0.32	0.35	0.43	0.39	0.38	0.53
Vacas	100	75	90	110	100	90	120
Toros	4	3	4	4	4	4	5
Porcentaje de destete	45%	70%	50%	55%	45%	65%	80%
Porcentaje de reposición	10%	20%	10%	10%	10%	15%	20%
Vacas descarte	10	15	9	11	10	14	24
Peso vaca descarte	330	370	330	370	330	350	400
Toros descarte	1	1	1	1	1	1	1
Peso toro descarte	500	600	500	600	500	600	650
Terneros y terneras	45	53	45	61	45	59	96
Ternero y terneras venta	35	38	36	50	35	45	72
Terneras de reposición	10	15	9	11	10	14	24
Peso ternero y terneras venta	160	160	160	160	160	170	170
Vaquillonas de reposición	10	15	9	11	10	14	24
Total de cabezas	159	146	148	186	159	166	245

(1) Manejo nutricional; (2) Reproducción y sanidad; (3) Producción y utilización de forraje; (4) Infraestructura

La tabla 5 muestra los modelos productivos de los diferentes niveles tecnológicos y la fluctuación en el valor que alcanzan las variables del NTB, utilizado como testigo, al incorporar individualmente las TC agrupadas por afinidad temática.



En la tercera etapa, en gabinete, se evaluó el impacto económico que tiene la incorporación de las tecnologías críticas.

Los precios de insumos y productos utilizados en cada modelo, se calcularon en pesos, con un dólar oficial de agosto 2016 de \$15,10/U\$S, considerando el promedio del periodo 2011-2016, con el fin de eliminar las variaciones estacionales y cíclicas.

Posteriormente, cada grupo de tecnologías fueron evaluadas a través de los siguientes indicadores físicos y económicos:

- **Kilogramos de carne producidos por hectárea**, incluye kilos de carne vendidos de terneros, terneras, vacas descarte y toros descarte, en relación a la superficie total.
- **Relación Insumo-Producto**, que muestra el cambio que ocurre en el producto cuando aumenta una unidad de insumo. ($\text{Ins-Prod} = \text{Rendimiento} / \text{CD}$)
- **Margen Bruto**, indicador que surge de la diferencia entre los ingresos brutos (precio por cantidad) y los costos directos (todos los insumos que participan al realizar una actividad agropecuaria). ($\text{MB} = \text{IB} - \text{CD}$)
- **El ingreso marginal**, es el cambio en el ingreso total originado por el aumento de una unidad adicional de insumo. ($\text{IMg} = \text{IB} / \text{CD}$)
- **Costo marginal**, es el cambio en el costo total originado al obtener una unidad adicional de producto. ($\text{CD} / \text{Rendimiento}$)
- **Tasa de Retorno Marginal**, se obtiene al dividir el margen bruto por los costos. ($\text{TRM} = \text{MB} / \text{CD}$)

RESULTADOS

En la tabla 6, las filas especifican los niveles tecnológicos (NT) y las tecnologías críticas agrupadas por afinidad temática. En las columnas, el rendimiento (Rto) en kilogramos de carne producidos por hectárea, el ingreso bruto por hectárea (IB/ha), costos directos por hectárea (CD/ha), margen bruto por hectárea (MB/ha), la relación insumo-producto (Ins-Prod) y la tasa de retorno marginal (TRM). Todos los valores están expresados en pesos. En la última columna se muestra la secuencia de adopción (SA) más conveniente, considerando el impacto económico expresado a través del margen bruto por hectárea que tienen las tecnologías críticas cuando son adoptadas de manera individual.

El resultado de este trabajo muestra que la adopción del grupo temático Manejo Nutricional genera los mejores resultados en cuanto al MB/ha, siguiéndole en orden, Producción y Utilización de Forrajes y finalmente, Reproducción y Sanidad.



Tabla 6. Resultados del impacto económico para los niveles tecnológicos y las tecnologías críticas

Tecnologías críticas	Rto	IB/ha	CD/ha	MB/ha	Ins-Prod	TRM	SA
Nivel Tecnológico Bajo	31.33	737.53	649.84	87.69	0.05	0.13	
Nivel Tecnológico Medio	43.05	1073.09	764.46	308.63	0.06	0.40	
Nivel Tecnológico Alto	75.40	2029.70	1619.63	410.08	0.05	0.25	
Manejo nutricional	40.00	945.30	643.54	301.76	0.06	0.47	(1º)
Reproducción y sanidad	30.60	736.64	668.55	68.09	0.05	0.10	(3º)
Producción y Utilización de Forraje	42.17	1072.72	850.87	221.85	0.05	0.26	(2º)
Infraestructura	31.33	737.53	716.09	21.44	0.04	0.03	(4º)

DISCUSIÓN

La relevancia del grupo temático Manejo Nutricional se refleja en distintas regiones abarcadas en las publicaciones "Impacto económico de la adopción de tecnologías críticas en sistemas ganaderos de cría en El Malezal, Corrientes" (Meyer Paz et al, 2013); "Evaluación del impacto de tecnologías críticas en sistemas de cría de la Cuenca del Salado, provincia de Buenos Aires" (Carranza et al, 2014); "Resultados físicos y económicos de la implementación secuencial de tecnologías críticas en cría. Formosa" (Andreu et al, 2015), donde la incorporación de este grupo temático produjo el mayor incremento en los márgenes brutos del sistema. De igual manera ocurre en otras regiones de Córdoba abarcadas con el proyecto "Tecnologías críticas en sistemas ganaderos del arco noroeste de la provincia de Córdoba. Resultados físicos y económicos de su adopción" (datos no publicados).

Por otra parte, el orden de adopción de los restantes grupos temáticos presenta variaciones de acuerdo a la realidad productiva de cada zona. Un caso particular es Cuenca del Salado, donde la adopción de las tecnologías comprendidas en el eje temático de Reproducción y Sanidad tiene un impacto económico positivo mayor, a diferencia de lo que ocurre en las otras regiones citadas donde adquiere relevancia el eje Producción y Utilización de Forrajes.



CONCLUSIONES

Cuando se analizan las tecnologías críticas a través del margen bruto por hectárea y tasa de retorno marginal, el mayor impacto económico se logra con la adopción de las tecnologías críticas agrupadas en manejo nutricional, luego con producción y utilización de forraje, reproducción y sanidad y por último infraestructura. Esto se debe a que en este grupo temático predominan tecnologías de procesos, que producen un impacto positivo a nivel económico con una mínima inversión, a diferencia de lo que ocurre en los demás grupos temáticos con mayor participación de tecnologías de insumos.

Las tecnologías críticas agrupadas en infraestructura generan un impacto económico menor comparado con los resultados que muestra el nivel tecnológico bajo. Este grupo temático demanda inversión y no tiene respuesta productiva. Sin embargo, los grupos temáticos con respuesta económica necesitan de infraestructura para ser implementados.

El nivel tecnológico alto presenta el mayor margen bruto, pero cuando se analizan los costos de este nivel, es 2,5 veces mayor que el nivel tecnológico bajo. El nivel tecnológico medio es el que mejor respuesta económica tiene, reflejada en la tasa de retorno marginal.

Bibliografía

- Andreu, M; Carranza, A; Roberi, A; Carranza, F; Serena, J; Giancola, S. I; Roggero, P; Kuszta, J; Pérez, J; Adorno, C; Meyer Paz, R. 2015. "Resultados físicos y económicos de la implementación secuencial de tecnologías críticas en cría. Formosa". Revista Argentina de Producción animal. Vol 38, Tomo 1, Nº 39. Pag. 118. ISSN 2362-3640.
- Carranza, A, Giancola, S. I, Andreu, M, Roberi, A, Serena, J, Némoz, J. P, Balda, S, De la Vega, M, Meyer Paz, R. 2014 "Evaluación del impacto de tecnologías críticas en sistemas ganaderos de la Cuenca del Salado: cría". Revista Argentina de Producción animal. Vol 37, Tomo 1, Nº 34. Pag. 18. ISSN 0326-0550.
- Giancola, S. 2010 Proyecto INTA AEES 303532 "Estrategias de intervención para mejorar el acceso a la tecnología en el sector productor" Instituto de Economía y Sociología Rural INTA. <http://espacio-colaborativo.inta.gov.ar/PEAEES-30353229/08/2013>. http://anterior.inta.gov.ar/ies/docs/perfil/2008/bov_car_cr_2008.htm 01/08/2013.
- Guida Daza, C y Sanchez C., 2009 "Zonas agroeconómicas homogéneas Córdoba" PE economía de los sistemas de producción. Caracterización y prospectivas PPR Análisis socioeconómico de la sustentabilidad de los sistemas de producción y de los recursos naturales. Área estratégica economía y sociología. INTA ISSN 1851-6955 Nº 10.
- INDEC, Instituto Nacional de estadística y censo, Censo Nacional Agropecuario (2002). <http://www.indec.mecon.gov.ar>. 17/07/2013.
- Meyer Paz, R; J. Serena, A. Roberi, M. Bonsignor, F. Manazza y R. Bonatti. 2012. 'Impacto Económico de la implementación de tecnologías críticas en producciones seleccionadas del sector agropecuario' XLIII Reunión Anual Asociación Argentina de Economía Agropecuaria. Corrientes, 9-10-11 de octubre de 2012.
- Meyer Paz, R., Andreu, M., Carranza, A., Roberi, A., Serena, J., Salvador, M.L., Marastoni, A., Uguet Vaquer, J.P., Giancola, S., Storti, M. 2013. "Impacto económico de la adopción de tecnologías críticas en sistemas de ganadería de cría en El Malezal de Corrientes". ISSN 0326-0550. Revista Argentina de Producción Animal, Vol. 36, Tomo 1 Número 33, Balcarce,



RESULTADOS FÍSICOS Y ECONÓMICOS DE UN ENSAYO NELDER SILVOPASTORIL A LO LARGO DE 20 AÑOS EN MISIONES, ARGENTINA

PHISICAL AND ECONOMICAL RESULTS OF A NELDER SILVOPASTORAL TRIAL OVER 20 YEARS IN MISIONES, ARGENTINA

Colcombet, Luis (1); Aldo Keller (1); Mauro Loto (1); Patricia Egolf (1); Nahuel Pachas (2); Ernesto Crechi (1); Hugo Fassola (1); Paola González (1); María B. Rossner (1); Paula Ferrere (3); Santiago M. Lacorte (4); Jorge Esquivel (4).

⁽¹⁾ INTA-Centro Regional Misiones, EEA Montecarlo y EEA Cerro Azul, Misiones, Argentina.

⁽²⁾ University of Queensland, Australia

⁽³⁾ INTA-AER 9 de Julio, Buenos Aires, Argentina.

⁽⁴⁾ Consultores independientes, Posadas, Misiones, Argentina.

Av. del Libertador 2472, (3384) Montecarlo, Misiones, Argentina; colcombet.luis@inta.gob.ar

Resumen

El trabajo presenta los resultados de un ensayo Nelder a los 11, 14, 17 y 20 años de edad, ubicado en Puerto Esperanza, Misiones. El objetivo fue evaluar el entorno silvopastoril del componente arbóreo *Pino híbrido Pinus elliottii* var. *elliottii* x *Pinus caribaea* var. *hondurensis* y del componente forrajero *Axonopus catarinensis*. Los resultados indican que cuando se disponen de mercados forestales que reconocen precios diferenciales para la madera podada y disponen de equipos de aserrado de alta eficiencia tipo "Hew Saw", a 40 km de distancia del predio, las rotaciones cortas de 11 años, tanto forestales como silvopastoriles logran resultados similares que a las rotaciones de 17 y 20 años, por lo que la primera es más conveniente. Además, los sistemas silvopastoriles logran resultados económicos entre 9% y 36% superiores a los perfiles forestales puros. Si los predios se encuentran a 150 km de industrias forestales que no disponen de equipos de alta eficiencia tipo "Hew Saw" ni reconocen precios diferenciales para la madera podada, solo los sistemas silvopastoriles logran superar la tasa de referencia utilizada en los análisis de 6,5% anual en dólares estadounidenses, a los 17 y 20 años de edad. Analizando la proporción de rollizos de distintas clases diamétricas obtenidas a los 11, 14, 17 y 20 años de edad, se observa a las dos últimas edades, una creciente de la proporción de rollizos superiores a 35 cm en punta fina.

Palabras clave: Régimen de manejo, evolución de la producciones forestal y ganadera, TIR, VAN.

Abstract

*This work presents the result of a Nelder trial at 11, 14, 17 and 20 years of age, in Puerto Esperanza, Misiones. Its objective was to evaluate the silvopastoral feasibility of the tree component Hybrid Pine *Pinus elliottii* var. *elliottii* x *Pinus caribaea* var. *hondurensis* and the forage component *Axonopus catarinensis*. The results indicate that when the forest market that recognize differential prices for pruned logs and are equipped with high efficiency equipment of the "Hew Saw" type, 40 km away from the field, the rotation ages of 11, 17 and 20 years show similar results, pointing out that the 11 year rotation is more convenient. Also, the silvopastoral management show from 9% to 36% higher economical results than the forest management. When the fields are 150 km away from the forest products industry that does not recognize differential prices for pruned logs and are not equipped with high efficiency sawmills, only the silvopastoral managements show higher results than the 6,5% annual reference interest rate in United States dollars used in the analysis.*



Analyzing the diametric logs distribution at the ages of 11,14, 17 and 20 years, it is observed that at the last two ages, an increasing proportion of logs over 35 cm at the thin end is obtained.

Keywords: Management regime, forest and cattle production evolution, IRR, NPV.

INTRODUCCIÓN

Antecedentes

En la provincia de Misiones, a principios de la década de 1990, los productores forestales no integrados, manejaban sus plantaciones forestales siguiendo el régimen silvícola aplicado por la empresa papelera Celulosa Argentina s.a. cuyo objetivo era maximizar el volumen total de madera producido. Este no favorecía el incremento en diámetro de los árboles. Para optimizar el rendimiento de los aserraderos equipados con carros, se precisaban mayores diámetros y consecuentemente los resultados económicos para el productor primario eran insatisfactorios.

Un lustro antes, investigadores del INTA EEA Montecarlo instalaron ensayos de intensidad y frecuencia de raleos en *Pinus taeda* y *Araucaria angustifolia* (Crechi, et al 2001a y 2001b). Los primeros aprendizajes de los ensayos indicaron que aplicando raleos intensos (66% del área basal, AB) se favorece el incremento diamétrico de los individuos remanentes sacrificando cerca del 30% del volumen total (Crechi et al 2009 y 2014) y es posible disponer de un mínimo de 60% de Radiación Fotosintéticamente Activa (RFA) (Pachas, 2003). Esta última situación podría ser aprovechada para implementar actividades agrícolas y/o ganaderas que generen una renta. En esa misma época, la observación de la copa estricta y translúcida combinada con fustes rectos de alto crecimiento del Pino híbrido (PH) -*Pinus elliottii* var. *elliottii* x *Pinus caribaea* var. *hondurensis* - sugerían un alto potencial para incluirlos en los sistemas silvopastoriles (SSP). Los conocimientos adquiridos del ensayo agroforestal instalado en Rotorua, Nueva Zelanda (Knowles, 1991) indicaban también que los regímenes silviculturales directos (raleo pre-comercial intensivo o de baja densidad inicial), por su simplicidad, podrían ser una opción silvicultural de fácil adopción. Por último, seguía vigente la hipótesis presentada por el investigador neozelandés Sutton (Sutton, 1972) que indicaba que "aquellos rollos logrados de plantaciones forestales que podrían sustituir los grandes rollos de bosques nativos en creciente desaparición, deberían poder beneficiarse de precios especialmente buenos". Un seguimiento de precios de rollos en los Estados Unidos indicaba también que los únicos rollos que no perdían valor frente a la inflación eran los rollizos podados de más de 40 cm en punta fina (Fassola, 1992). Se conocía también que algunas especies forrajeras (*Axonopus sp.*, *Brachiaria sp.* y *Phalaris sp.*), eran tolerantes al sombreado (Pérego, 1995).

Objetivo del estudio y diseño seleccionado

El objetivo de este trabajo es presentar y discutir los resultados de crecimiento y económicos del sistema forestal y SSP PH-*Axonopus compressus* a lo largo de 20 años en función de la densidad de árboles.

Se buscó un ensayo que, a un costo acotado, pudiese ofrecer una amplia gama de respuestas en función de la evolución de la masa forestal en el tiempo. El diseño seleccionado fue un ensayo tipo Nelder (Nelder, 1962) ampliamente utilizado en sistemas agroforestales para evaluar el efecto de la densidad de árboles y de cultivos anuales y perennes (Cameron et al. 1989; Eastham y Rose, 1990).



MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se instaló en un predio del Municipio de Pto. Esperanza, Departamento Iguazú, Misiones, siendo las coordenadas geográficas 26° 05' sur y 54° 24,9' oeste. En octubre de 1997 se plantó el PH en un ensayo tipo Nelder modificado (Freyman, 1971) que emula 10 densidades (tratamientos), desde 100 árb.ha⁻¹ hasta 2.500 árb.ha⁻¹ (Figura 1). Cada tratamiento está integrado por 16 individuos más las borduras. El componente forrajero (*Brachiaria brizantha* y *Axonopus catarinensis*) fue implantado 2 años más tarde, en septiembre de 1999. Durante 4 años consecutivos, a partir de 2.000, se hicieron 4 levantes de poda (2,25, 3,75, 5,25 y 6,5 m respectivamente). En 2003, 2008, 2011, 2014 y 2017 se evaluaron: supervivencia de árboles, diámetro a la altura de pecho (DAP), altura a base de copa (H_{BC}) y total (H_T), RFA, producción forrajera anual y la proporción de suelo ocupado/desnudo del componente forrajero. La producción forrajera se estimó mediante una adaptación del botanal (J.C. Tohill, 1978). Para ello, se identificaron 5 situaciones de volumen forrajero (alto, medio alto, medio, medio bajo y bajo), que se cortó a 15 cm del suelo y pesó en fresco (peso húmedo) y seco (peso seco). A continuación, se estimaron 25 puntos al azar para cada tratamiento, siguiendo una trayectoria "transecto en zigzag" entre las líneas medias con las hileras anterior y posterior.

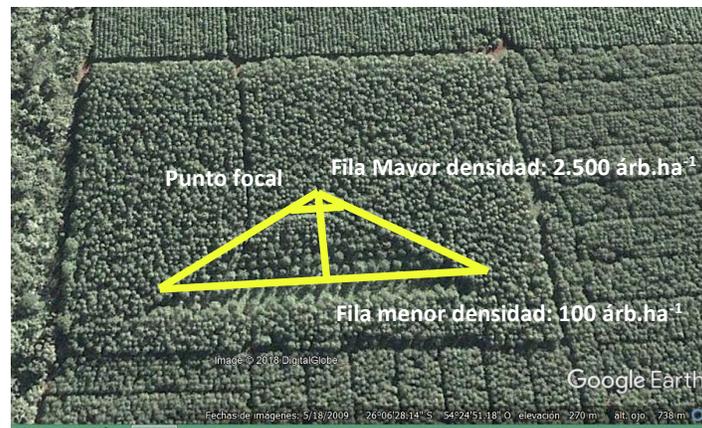


Figura 1: Imagen Google del ensayo en el invierno de 2009 (11,75 años de edad)

Estimación de la producción ganadera

Se estimó la producción anual de carne en base a la producción anual de *Axonopus catarinensis*, aplicando un coeficiente de aprovechamiento del forraje de 50%. Se descartaron las combinaciones de densidad inicial y edad que produjeran menos de 2.500 kg MS ha⁻¹ año⁻¹. La oferta de energía metabolizable de la pastura se calculó en base a la producción estacional de forraje y a la digestibilidad de la materia seca (%DIVMS) según los parámetros descritos por Pachas (Pachas, 2010). Para estimar la energía metabolizable (EM) de la pastura se utilizó la siguiente ecuación:

$$EM \text{ (Mcal.kg MS}^{-1}\text{)} = 3,608 * \text{DIVMS}/100 \text{ (National Research Council, NRC, 1984).}$$



Se estimaron los requerimientos energéticos (Mcal EM novillo⁻¹ día⁻¹) en función del costo energético de mantenimiento y de aumento de peso vivo (ADPV) según la metodología del *National Research Council* (NRC, 1984, 2000). Para ello se asumió un sistema de cría de terneros machos, castrados, de raza cruce tipo Braford, con un peso de inicio de 160 kg y una ADPV de 0,5 kg animal⁻¹ día⁻¹ durante el período de un año. Se calculó la producción teórica de carne (KgPV ha⁻¹ año⁻¹) como el cociente entre la oferta de energía (Mcal EM ha⁻¹ año⁻¹) y los requerimientos energéticos por kg de peso vivo producido (Mcal EM kg PV⁻¹).

Estimación de la producción forestal

Se estimó la producción de maderera y la distribución diamétrica de los rollizos podados y no podados, aplicando las ecuaciones de volumen y forma de árboles individuales desarrollados por el equipo de silvicultura del INTA-EEA Montecarlo (Crechi et al 2008; Keller et al 2015). A los fines de evaluar el impacto de la obtención de madera libre de nudos sobre los resultados finales, se consideraron elevaciones de poda a 6,5 m (la poda implementada en el ensayo analizado) y 9,75 m (altura de poda alternativa bajo análisis, simulada).

Análisis económico

El análisis económico se construyó del siguiente modo:

a) Se establecieron los flujos de caja del componente forestal para los 10 tratamientos (desde la densidad inicial de 100 árboles ha⁻¹ hasta 2.500 árb ha⁻¹) y horizontes de corte final evaluados (6, 11, 14, 17 y 20 años). Para ello se contemplaron las inversiones, para el componente forestal, en preparación de terreno, plantación, cuidados culturales y podas hasta los 6,5 y 9,75 m de altura respectivamente y los ingresos por venta de madera en dos situaciones extremas: i) "favorable", acceso a mercados madereros que reconociesen el valor de los rollizos podados (debobinado para madera compensada y piezas cepilladas de 3,05 m de longitud con grados de apariencia "libre de nudos" en 3 y 4 caras, las molduras para usos especiales, fabricantes de cuadros y aberturas) y ii) "desfavorable", sin acceso a mercados madereros que reconocen un precio diferencial para los rollizos podados, ambas situaciones consideradas a 40 y a 150 km del predio forestal-SSP. Se exponen los resultados de las situaciones extremas "todo a favor" (industrias eficientes que valorizan los rollizos a solo 40 km del predio) y "todo difícil" (presencia de industrias que no valorizan los rollizos a 150 km del predio). Entre ellas, existe un sinnúmero de situaciones intermedias.

b) Se analizaron los resultados de cada edad y seleccionó como "sistema forestal" aquella densidad con el mayor valor en pie sin posibilidad de incorporar el componente ganadero (ver gráfico 2, 904 árb.ha⁻¹) y como "SSP" aquella densidad con el mejor valor en pie que permitiese el desarrollo ganadero con una carga animal mínima de 0,5 cabezas ha⁻¹ y ganancia diaria de peso mínima de 500 gr día⁻¹ (ver gráfico 2, 352 árb.ha⁻¹ a los 11 años de edad, 246 árb.ha⁻¹ a los 11 años de edad, 113 árb.ha⁻¹ a los 17 y 20 años de edad).

c) Se establecieron los flujos de caja de uno o dos perfiles que respondiesen al perfil "forestal" y/o "silvopastoril", agregando a los costos forestales citados en "a", los costos del establecimiento del componente ganadero, compra anual de terneros (160 kg), sanidad, mano de obra, mantenimiento de pasturas y alambrados, además de la inversión inicial en pasturas y alambrados (apotrerramiento de 25 ha) y la venta de novillos livianos de 340 kg, que gozan de una activa



demanda en las carnicerías de la provincia de Misiones. Para el cálculo del Valor Actual Neto (VAN), se aplicó la rentabilidad real lograda por un establecimiento silvopastoril referencial líder del norte misionero en el ejercicio económico 2017: 6,5% anual en dólares estadounidenses (Colcombet, 2017).

En ningún caso se consideró el precio logrado para los rollizos destinados a chapas paralelas (faqueo), ya que se trata de un mercado muy pequeño. En todos los casos, se utilizaron los valores de mercado del 2^{do} bimestre 2018 en el Noroeste de la provincia de Misiones. Se consignan en la tabla 1, los precios de la madera en pie resultante de restar a los precios puesto en industria los costos de apeo, extracción, carga y transporte. En la sección de precios resultantes a 150 km, se observan precios negativos, indicando los costos de apeo y transporte no son cubiertos por los precios pagados por la industria. En los análisis financieros y económico de este trabajo, se consideró que no se comercializaban estos productos, computando su precio como cero (0).

Tabla 1. Precios en pie de la madera en el Noroeste de Misiones el 2^{do} bimestre de 2018 (U\$Stn⁻¹).

	Ø<14 cm	14<Ø<18	18<Ø<25	25<Ø<30	30<Ø<35	35<Ø<40	Ø>40 cm
PRECIOS DE ROLLIZOS EN PIÉ, DISTANCIA TRANSPORTE, 40 km							
Trituración:	2,21	2,21	2,98	3,76	3,76	3,76	
Rollizos finos:		3,62	8,43	Aserr. c/tecnología "HewSaw" ¹⁴			
Rollizos corrientes:			3,88	6,38	8,97	13,10	13,10
Madera podada:				7,76	12,07	20,69	25,86
PRECIOS DE ROLLIZOS EN PIÉ, DISTANCIA TRANSPORTE, 150 km							
Trituración:	-4,34 (0)	-4,34 (0)	-3,57 (0)	-2,79 (0)	-2,79 (0)	-2,79 (0)	
Rollizos corrientes:			-2,67 (0)	-0,17 (0)	2,41	6,55	6,55
Madera podada:				1,21	5,52	14,14	19,31

RESULTADOS

La tabla 1 consigna la supervivencia de árboles, disponibilidad de luz y producción de *Axonopus catarinensis*. La supervivencia de árboles varía entre 63% y 84%. Las causas de pérdidas han sido mortandad por las intensas heladas de los años 1.999 y 2.000 y bifurcaciones provocadas por las heladas que fueron rompiéndose con el tiempo. Del análisis de las tablas 2 y 3, se deduce que a

¹⁴ Línea de aserrado capaz de procesar en una sola pasada continua rollizos finos, transformándolos con precisión en tablas y astillas de alta calidad a alta velocidad y con rendimientos en tablas y tirantes/rollizos superiores al 40%.



densidades mayores a 352 árboles ha^{-1} , no es posible mantener una producción ganadera con carga animal igual o superior a 0,86 novillos ha^{-1} hasta los 11 años de edad. Para mantener cargas animales superiores a 0,63 novillos ha^{-1} , a los 20 años de edad es preciso bajar la densidad final a al menos 113 árboles ha^{-1} .

Tabla 2. Variación de la RFA y de la producción forrajera anual de *Axonopus catarinensis* en función de la densidad (inicial y final) y del tiempo (6, 11, 14, 17 y 20 años de edad).

DENSIDAD			DISPONIBILIDAD de LUZ					Pasto Jesuita Gigante				
Inicial	Final	Super-viven-cia (%)	(% respecto a "cielo abierto")					Producción anual ($tn\ ha^{-1}\ año^{-1}$)				
$n^{\circ}\ ha^{-1}$	$n^{\circ}\ ha^{-1}$		6	11	14	17	20	6	11	14	17	20
2.500	1.974	79%	18%	14%	11%	9%	8%					
1.748	1.104	63%	19%	15%	12%	10%	9%					
1.222	965	79%	21%	16%	13%	11%	10%	2,4	1,9			
854	584	68%	24%	18%	15%	12%	11%	2,8	2,2			
597	377	63%	30%	22%	19%	16%	12%	3,0	2,3			
418	352	84%	36%	27%	24%	21%	14%	5,0	4,0	2,3		
292	246	84%	42%	36%	32%	27%	18%	5,5	5,0	3,2	2,0	
204	161	79%	60%	48%	42%	35%	24%	6,8	5,7	3,9	2,7	2,0
143	113	79%	75%	63%	54%	45%	33%	7,1	6,3	4,4	3,4	2,9
100	79	79%	93%	84%	71%	57%	48%	7,7	7,3	4,9	4,1	3,9



Tabla 3. Variación de la carga animal y del Margen Bruto del componente ganadero en función de la densidad (inicial y final) y del tiempo (6, 11, 14, 17 y 20 años de edad).

Dens.\Edad	Carga animal (Novillos ha ⁻¹)					Producción de carne (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)				
	6	11	14	17	20	6	11	14	17	20
584	0,61					89				
377	0,66					96				
352	1,09	0,86				159	126			
246	1,21	1,09	0,71			176	159	103		
161	1,49	1,25	0,86	0,58		217	183	125	85	
113	1,55	1,37	0,95	0,86	0,63	227	201	139	125	92
79	1,67	1,59	1,07	0,89	0,84	244	232	156	131	123

Producción de madera en función de la densidad y del tiempo

Del análisis de los resultados consignados en el gráfico 1, se deduce que el sacrificio volumétrico de madera entre la máxima densidad y la densidad de 113 árb ha⁻¹ es del 85 % y 71 % a los 11 años y 20 años respectivamente. La proporción de rollizos con diámetros de 14 a 25 cm en punta fina para los cuales los aserraderos de alto rendimiento y velocidad de corte continuos tipo "Hew Saw" han sido diseñados, varía entre el 87 % y el 29 % para los regímenes forestales entre los 11 y 20 años de edad respectivamente y entre el 47 % y el 9 % para los regímenes SSP a las mismas edades respectivamente. La proporción de rollizos podados hasta los 6,5 m y 9,75 m de altura, a los 20 años de edad, alcanza 20 % y 31 % respectivamente, para densidades inferiores o iguales a 161 árb. ha⁻¹.

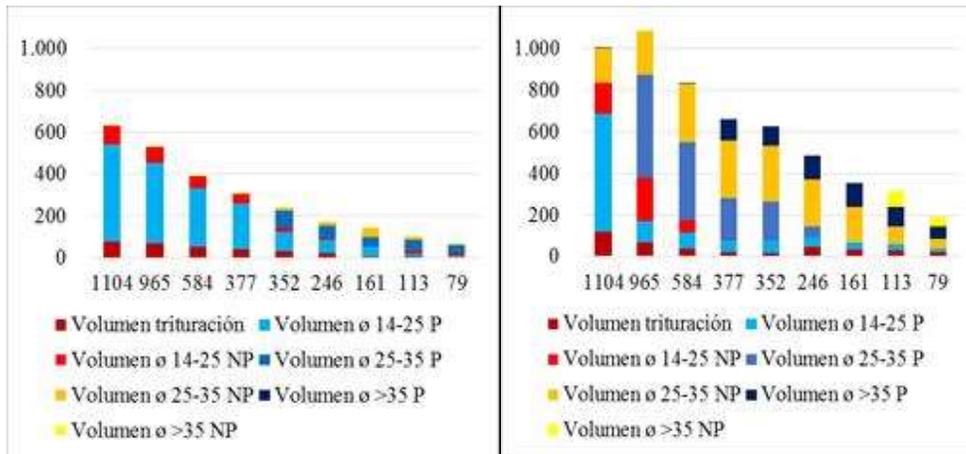


Gráfico 1. Volumen de madera acumulada (m³ ha⁻¹) a los 11 años (izquierda) y 20 años (derecha), discriminado por clase diamétrica y calidad de madera (podado (P) y no podado (NP) en función de la densidad (árboles.ha⁻¹).

Valor en pie del componente forestal en función de la densidad, el tiempo, la disponibilidad de mercados diferenciados y la distancia a los mercados forestales

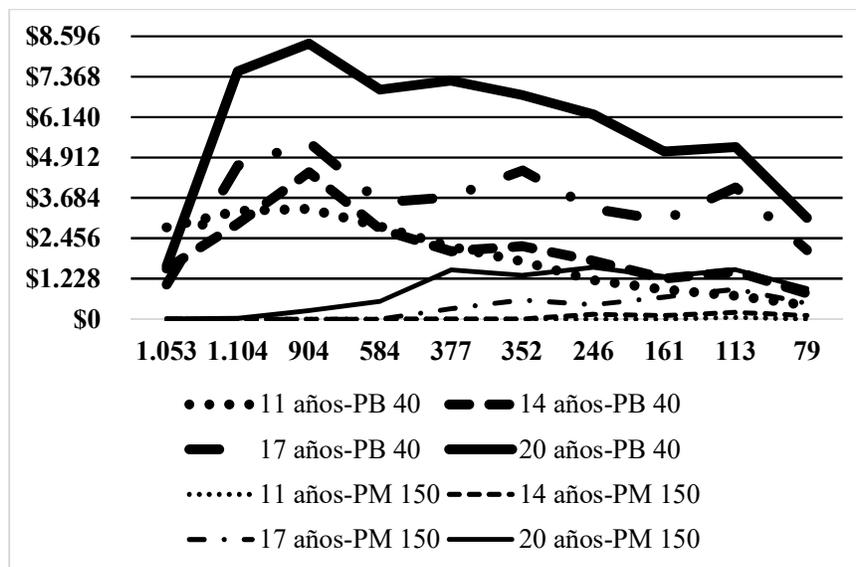


Gráfico 2. Valor en pie del componente forestal (U\$S.ha⁻¹) en función del acceso a mercados de rollizos que reconocen precios diferenciados para la madera podada (...-PB...) o no (...-PM...), la distancia (40 y 150 km), la densidad de árboles (diferenciación diamétrica) y la edad (volumen acumulado).



El gráfico 2 consigna los ingresos corrientes expresados en U\$\$.ha⁻¹ esperados del componente forestal del sistema a los 11, 14, 17 y 20 años de edad en función de la densidad (árboles .ha⁻¹). Se exponen las situaciones extremas: El grupo de trazos gruesos con los sufijos "...-PB 40", correspondiente a predios que logran vender la madera a compradores que reconocen precios diferenciados para la madera podada a distancias cortas (40 km), muestra resultados claramente superiores al grupo de trazos finos con los sufijos "...-PM 150", correspondientes a productores que no acceden a precios diferenciados para la madera podada situados a distancias medias de 150 km de las industrias forestales. Mientras los primeros logran resultados superiores a la densidad actual relativamente alta de 904 árboles ha⁻¹ a las edades de 11, 14, 17 y 20 años, los segundos sólo logran resultados que alcanzarían cubrir los gastos de replantación del rodal y las elevaciones de poda hasta los 9,75 m (1.228 U\$\$.ha⁻¹) a los 20 años de edad y densidades bajas de entre 377 y 113 árboles ha⁻¹.

Resultados económicos de los sistemas forestales y silvopastoriles en función de la densidad, el tiempo, la disponibilidad de mercados diferenciados y la distancia a los mercados forestales.

Tabla 4. Resultados económicos (VAN al 6,5 % anual en U\$\$.ha⁻¹) y TIR (% anual) de los modelos forestal y SSP descriptos en los perfiles forestal y "SSP" a los 11, 14, 17 y 20 años de edad.

	Poda 9,75 m			Poda 6,60 m		
	Mejor densidad final:	VAN descontado al 6,5 %	TIR	Mejor densidad final:	VAN descontado al 6,5 %	TIR
Predios en cuencas con aserraderos con tecnologías de corte de alta productividad y que reconocen precios diferenciales para rollizos destinados a Usos Especiales, 40 km						
11 años, Ftal.:	1.029	\$ 525	11,1 %	1.029	631	11,9 %
11 años SSP:	352	\$ 797	12,4 %	352	904	13,0 %
14 años, Ftal.:	965	\$ 678	10,8 %	965	370	9,1 %
14 años SSP:	128	\$ 142	7,6 %	128	66	7,1 %
17 años, Ftal.:	965	\$ 650	9,8 %	965	430	8,8 %
17 años SSP:	113	\$ 1.096	12,3 %	113	1.013	12,0 %
20 años, Ftal.:	904	\$ 1.068	10,4 %	904	1.044	10,3 %
20 años SSP:	113	\$ 1.262	12,1 %	113	1.102	11,7 %



Predios a 150 km de mercados forestales que ni disponen tecnologías de aserrado de alta productividad ni precios diferenciales para maderas podadas.

11 años, Ftal.:	128	\$ -1.030	muy neg	128	-1.032	muy neg
11 años SSP:	128	\$ -364	0,9%	128	-366	0,8%
14 años, Ftal.:	128	\$ -981	-14,9%	128	-981	-14,9%
14 años SSP:	128	\$ -122	5,1%	128	-125	5,0%
17 años, Ftal.:	113	\$ -772	-2,3%	113	-774	-2,3%
17 años SSP:	113	\$ 194	8,2%	113	190	8,1%
20 años, Ftal.:	113	\$ -670	0,8%	113	-713	0,2%
20 años SSP:	113	\$ 362	9,1%	113	317	8,8%

DISCUSIÓN

Del análisis de los resultados se desprende:

- Que el ensayo permite analizar perfiles de manejo forestales y silvopastoriles, y que no se previó un área reservada a la ganadería "a cielo abierto", sin presencia de árboles.
- Que se logra una producción ganadera que permite obtener una carga animal mínima de 0,5 animales ha⁻¹ ganando 500 gr diarios a densidades inferiores o iguales a 352, 246, 161 y 113 árboles ha⁻¹ a los 11, 14, 17 y 20 años de edad respectivamente.
- Que se logran rollizos de 10 pies (3,15 m) con categorías diamétricas superiores a los 30 cm en punta fina con densidades inferiores o iguales a 246 árboles ha⁻¹ a los 14 años de edad y superiores a los 35 cm con densidades inferiores o iguales a 161 árboles ha⁻¹ a los 17 años de edad. A los 20 años de edad, con densidades inferiores o iguales a 161 árboles ha⁻¹, ya se logran rollizos de 10 pies con diámetros en punta fina superiores a 40 cm.
- Que con mercados forestales que reconocen un valor diferencial para los rollizos libres de nudos y que disponen de tecnología de aserrado de alta productividad a 40 km, la mayor TIR se logra a los 11 años, mientras el VAN se duplica entre los 11 y 20 años de edad.
- Que con mercados forestales que reconocen un valor diferencial para los rollizos libres de nudos y que disponen de tecnología de aserrado de alta productividad a 40 km, no se recupera la inversión de la elevación de la poda de 6,5 a 9,75 m al turno de corta de 11 años y que a los 14, 17 y 20 años, se mejoran tanto la TIR (entre 1 % y 17 %) y el VAN



significativamente a los 14 y 17 años de edad (+83 % y + 51 % a los 14 y 17 años respectivamente la rentabilidad en apenas 0,1 y 0,4% respectivamente.

- f) Que a 40 km, las TIR forestales disminuyen entre los 11 y 17 años de edad, recuperándose parcialmente a los 20 años de edad los VAN se incrementan, más que duplicándose a los 20 años respecto a los 11 años.
- g) Que a 40 km y mercados forestales que reconocen mayores valores para los rollizos podados, las TIR SSP, se muestran "estables" en 12 % o más a los 11, 17 y 20 años de edad (salvo a los 14 años de edad) los VAN se incrementan mas del 21%.
- h) A los 14 años de edad, los saltos de categoría diamétrica de los rollizos no impactan significativamente en los ingresos, por lo que los indicadores económicos arrojan resultados atípicos.
- i) Que a 40 km y mercados forestales que reconocen la madera podada, a los turnos de corta de 11, 17 y 20 años, los resultados económicos SSP superan a los forestales entre el 9 % y 36 %.
- j) Que a 150 km y mercados forestales que no reconocen precios diferenciales para la madera podada ni disponen de aserraderos de alta productividad, sólo los resultados económicos SSP son siempre positivos, logrando recién superar la tasa de corte del 6,5 % anual a los 17 y 20 años de edad.
- k) Que a 150 km y mercados forestales que no reconocen precios diferenciales para la madera podada ni disponen de aserraderos de alta productividad, el modelo forestal arroja TIR negativas hasta el turno de corte de 17 años, alcanzando a ser positivo (+0,8%) a los 20 años, que es inferior a la tasa de referencia de 6,5 % anual utilizada para calcular el VAN.
- l) La tendencia a mejorar los resultados económicos de los SSP y sistemas forestales cuando los turnos de corta alcanzan los 20 años de edad y la proporción de rollizos de gran calibre supera el 50 % del volumen total, puede inducir a pensar en que alargar el turno de corta podría mejorar aún más esos resultados. Esa condición es la que analiza una tesis doctoral (Dobner, 2014) y que utiliza la empresa *Florestal Gateados Ltda.* (Florestal Gateados, 2018) ubicada en las cercanías de Lages, Santa Catarina, Brasil, al especializarse en obtener y comercializar rollizos especiales libres de nudos ("*clear*") de más de 40 cm, fomentando su uso en industrias especializadas a su alrededor.

CONCLUSIONES

El ensayo analizado, habilitó la comparación de perfiles de manejo forestales y silvopastoriles con distribuciones de árboles en forma regular en el predio. El ensayo no previó un manejo ganadero a cielo abierto.



Cuando los mercados forestales reconocen precios diferenciales para la madera podada y disponen de aserraderos con tecnologías de aserrado de altas tasas de conversión y veloces a 40 km, los mejores resultados forestales se logran a los 11 años de edad y podas hasta 6,5 m de altura. Dado que las TIR a los 11, 17 y 20 años son muy similares, si se tiene en cuenta el riesgo (incendios, tormentas, variaciones de escenarios de precios), los resultados indican que vale la pena contemplar la posibilidad de cortar el ciclo a los 11 años y recomenzar.

A los 14 años de edad, se combinan efectos poco favorables que afectan negativamente los resultados económicos: Saltos de categorías de categorías de rollizos poco favorables (en el NO de Misiones se producen situaciones donde los rollizos de 25 a 29 cm en punta fina se pagan menos que los rollizos de 18 a 24 cm en punta fina) y una saturación de sombra que afecta la producción ganadera.

En turnos de corta superiores a 17 años, dados los saltos de categoría diamétricas que logran rollizos con buenos rendimientos *clear* bien pagos, los resultados económicos se inclinan hacia las podas altas.

Cuando los mercados forestales no reconocen precios diferenciales para los rollizos *clear*, sólo los SSP logran resultados positivos, alcanzando robustez a partir de turnos de corta de 17 o más años de edad.

Como regla general (salvo turnos de corta de 14 años y mercados forestales favorables), los SSP contribuyen a mejorar las TIR y los VAN. Los primeros alcanzan a ser entre 9 % y 36 % superiores a distancias cortas y mercados forestales favorables y alcanzando a ser más de 50 veces mejores que los sistemas forestales a 150 km de las industrias forestales que no reconocen precios diferenciales para los rollizos *clear*. Respecto de los VAN, recién a los 17 años se tornan positivos, con diferencias pequeñas y crecientes (entre 4 y 45 U\$S.ha⁻¹ a los 17 y 20 años de edad respectivamente) a favor de la poda alta a 9,75 m respecto de la poda a 6,5 m de altura.

Si bien asumir la complejidad de los SSP para un forestal en condiciones de beneficiarse de precios diferenciales para la madera podada a 40 km del predio puede ser cuestionable, los SSP mejoran significativamente los resultados forestales en la medida que las distancias a las industrias crecen.

Se recomienda a) extender el ciclo de vida del ensayo para verificar el comportamiento de las tendencias de resultados en los próximos años y b) analizar el impacto de estrategias de comercialización que permitan valorizar los rollizos *clear*, para mejorar los resultados de los SSP alejados de cuencas de industrias forestales.

Agradecimientos

Al Señor todo-poderoso, por haber permitido que un maravilloso equipo pudiese intercambiar ideas, construir un ensayo y llevarlo adelante a lo largo de 21 años.



Bibliografía

- Cameron DM, Rance SJ, Jones RM, Charles-Edwards DA, Barnes A. 1989. Project STAG: an experimental study in agroforestry. *Australian Journal of Agricultural Research* 40, 699–714.
- Crechi Ernesto H.; Fassola Hugo E.; Friedl Ramón A.; Fernández Roberto A.; Fahler Jorge C. 2001a. Efectos de la intensidad y oportunidad de raleo en *Pinus taeda* L. sobre el crecimiento y la producción hasta los 13 años de edad, en el departamento Iguazú, provincia de Misiones, Argentina. Informe Técnico nº 25. INTA EEA Montecarlo.
- Crechi Ernesto H.; Friedl Ramón A.; Fassola Hugo E.; Fernández Roberto A.; Dalprá, Luis. 2001b. Efectos de la intensidad y oportunidad de raleo en *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. sobre el crecimiento y la producción en el noroeste de Misiones, Argentina. Informe Técnico nº 34. INTA EEA Montecarlo.
- Crechi E, Keller A, Fassola H, Moscovich F. y Kubsch H. 2008. Desarrollo de una ecuación de forma-volumen relativo para la estimación de diferentes volúmenes de *Pinus elliotii* var. *elliottii* x *P. caribaea* var. *hondurensis* en el norte de Misiones, Argentina. XIII Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales. Facultad de Ciencias Forestales, UNaM – EEA Montecarlo, INTA. Eldorado, Misiones, Argentina. "2008 Año de las Ciencias"
- Crechi, E.; Keller, A.; Fassola, H.; Fernández, R.; Friedl, R. 2009. Efectos del raleo sobre el crecimiento y la producción de madera de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. en el noroeste de Misiones, Argentina. XIII World Forestry Congress. Buenos Aires, Argentina, 2009.
- Crechi E.; Keller A.; Fassola H.; Fahler J.; Maletti R. 2014. Efectos de la intensidad y oportunidad de raleo en *Pinus taeda* L. sobre la producción de madera en el noroeste de Misiones, Argentina. XIV Jornadas Forestales y Ambientales. Eldorado, Misiones, 15 al 17 de Mayo. 2014.
- Colcombet L.; Egolf, P.; Loto; M. González, P.A.; Rossner; M.B; kimmich, D. y kimmich, G.; Köhnke, W. 2017 Productividad y resultado económico de sistemas silvopastoriles en ambientes contrastantes en Misiones, Argentina: Análisis de dos casos de estudio. IX Congreso Internacional de Sistemas Silvopastoriles 2017. Manizales Colombia.
- Dobner, Mario Jr. Impacto do manejo de povoamentos na produtividade e qualidade da madeira de *Pinus taeda*. Tesis Phd. U.F.P. Curitiba. Paraná. Brasil. 330 p.
- Eastham J, Rose CW. 1990. Tree/pasture interactions at a range of tree densities in an agroforestry experiment. I: Rooting patterns. *Australian Journal of Agricultural Research* 41, 683–695.
- Fassola, Hugo Enrique. Análisis de precios de rollizos forestales en los Estados Unidos de América. Papeles de trabajo no publicados. 1992.
- Florestal Gateados Ltda. 2018. <http://www.gateados.com.br/novo/index.php>.
- Freyman S. 1971. A simple systematic design for planting density experiments with set row widths. *Canadian Journal of Plant Science*, 51:340-342.
- Keller A. y Crechi E. 2015. Ecuaciones de volumen y forma para *Pinus elliotii* var. *elliottii* x *P. caribaea* var. *hondurensis* cultivado en la zona noroeste de Misiones, Argentina. XXIX Jornadas Forestales de Entre Ríos, Concordia, Septiembre de 2015.
- Knowles, R.L. 1991. New Zealand experience with silvopastoral systems: A review. *Forest ecology and management*, nº 45 (1991), p 251 – 267. Elsevier Science Publishers B.W. Amsterdam.
- Pachas A.N.A.; Colcombet, L.; Fassola H.E. 2003. Mediciones de Radiación Fotosintéticamente Activa bajo el ensayo de intensidad y frecuencia de raleos de *Pinus taeda*. Papeles de trabajo no publicados.
- Pachas, A.N.A.. 2010. *Axonopus catarinensis* y *Arachis pintoi*: Alternativas forrajeras en sistemas silvopastoriles de la provincia de Misiones, Argentina. Tesis M. Sc. U.B.A. Facultad de Agronomía. Buenos Aires. Argentina. 79 p.
- Pérego, J.; Lacorte S.M.; Fernández, F. Papeles de trabajo no publicados de ensayo de especies forrajeras bajo cubierta forestal en Misiones. 1995.
- National Research Council. 1984. Nutrient Requirements of Beef Cattle. 6th ed. Natl. Acad. Press, Washington, DC. 103 p.
- National Research Council. 2000. Nutrients requirements of beef cattle. 7th rev. ed.: Update 2000 Subcommittee on Beef Cattle Nutrition. Committee on Animal Nutrition, National Research Council National Academy Press Washington, D.C. 242 p.
- Sutton, W. 1972. Actas del VIIº Congreso Forestal Mundial. Buenos Aires. Argentina.
- Tohill, J.C.; Hargreaves, J.N.G.; Jones, R.M. BOTANAL - a comprehensive sampling and computing procedure for estimating pasture yield and composition. 1. Field sampling. St Lucia, Qld.: CSIRO Australia. Division of Tropical Crops and Pastures; 1978.



ADAPTABILIDAD DE LOS SISTEMAS SILVOPASTORILES A LA COYUNTURA DEL MERCADO EN EL NE ARGENTINO

ADAPTABILITY OF SILVOPASTORAL SYSTEMS TO THE MARKET CONDITIONS IN THE ARGENTINE NORTHEAST

Egolf, Patricia (1); Luis Colcombet (2).

⁽¹⁾ Instituto de Economía de INTA, Capital Federal, Argentina.

⁽²⁾ INTA-EEA Montecarlo, Argentina.

Mail: egolf.patricia@inta.gob.ar; Rivadavia 1250 (1033) Capital Federal, Argentina.

Resumen

En los últimos años, la reducción del precio de los productos silvopastoriles y los significativos incrementos de los costos productivos provocaron un deterioro progresivo en los retornos económicos de sistemas silvopastoriles en el NE argentino. El objetivo del presente trabajo es analizar en qué medida perdieron valor los productos forestales y ganaderos en relación a los insumos productivos de mayor impacto en la estructura de costos y la mano de obra, como también considerar variaciones en el precio relativo entre productos (forestal/ganadero) para identificar alguna estrategia productiva conveniente en el corto y mediano plazo. Se utilizaron evaluaciones económicas de diferentes modelos productivos realizadas en trabajos previos, entre 2010 y 2017. Además, se confeccionó un único precio forestal en función de la producción de madera por categoría diamétrica en SSP y se presentan los precios relativos relevantes para esta actividad. En dólares estadounidenses constantes, la magnitud del incremento del precio del combustible y de la mano de obra fue de al menos el 25 % en el período analizado, mientras que el precio recibido por los productores disminuyó en promedio 11 % (ganaderos) y entre 15 % y 32 % (forestales). A partir de la evolución de precios relativos entre 2010 y 2018 se constató que el valor de la madera en rollo de pino se depreció de manera significativa y en mayor medida en comparación al precio del kilogramo de ternero y novillo. En función de los resultados, la mejor estrategia de corto plazo para los modelos presentados sería incrementar la participación del componente ganadero en el sistema con el fin de optimizar las ganancias, y en el mediano plazo realizar raleos más intensivos que permitan una mayor producción de forraje y esto propicie el aumento de la carga animal.

Palabras claves: TIR, precios relativos ganaderos-forestales, costos productivos.

Abstract

In recent years, the reduction on the price of silvopastoral products and the significant increases in productive costs caused a progressive deterioration in the economic returns of different silvopastoral models in the Northeast Argentina. The aim of this work is to analyze the extent to which forest and livestock products lost value in relation to the productive inputs with the greatest impact on the cost structure and labor, as well as to consider variations in the relative price between products (livestock/timber) to identify an optimum productive strategy in the short and medium term. Economic evaluations of different productive models carried out in previous works were used, between 2010 and 2017. In addition, an only forest price was designed based on the timber production by diametric category in SSP and the determining relative prices for this activity are presented. In constant US dollars, the magnitude of the increase on fuel price and wages was at least 25 % in the period analyzed, while the price received by the producers decreased on average 11 % (livestock) and, between 15 % and 32 % (timber). From the evolution of relative prices since 2010 to 2018, it was found that the value of roundwood of pine depreciated significantly and to a greater extent compared to the price of the kilogram of calf and steer. Based on the results obtained, the best short-term strategy for the models presented would be to increase the participation of the livestock component in the system in order to



optimize profits, and in the medium term to make more intensive thinnings that will allow a higher production of forage and that promotes the increase of the number of livestock.

Key words: IRR; relative prices livestock-timber, productive costs.

INTRODUCCIÓN

El sistema silvopastoril (SSP) fue ampliamente difundido en los últimos años en Misiones y muchos productores adoptaron este sistema, que combina la producción forrajera, ganadera y forestal en la misma unidad de superficie. Esta combinación tiene un gran potencial pues, por un lado, es posible obtener un mayor retorno por unidad de superficie a partir de un uso más eficiente del recurso suelo y por el otro, es una producción más amigable con el medio ambiente porque las plantaciones amortiguan el impacto negativo de la ganadería (Lacorte y Esquivel, 2009).

Los SSP del NE argentino han sido tradicionalmente comparados con producciones forestales y ganaderas en lo que respecta a resultados económicos. Si bien, no siempre resultó la alternativa más rentable combinar ambas actividades productivas en una misma explotación, los resultados económicos demostraron ser menos vulnerables ante una alta volatilidad de precios. Esta ventaja se debe a la flexibilidad del sistema, dado que en el corto plazo es factible ajustar la producción ganadera y en el largo plazo el componente forestal.

Otra característica del SSP es la adaptabilidad del esquema productivo en función de dotaciones iniciales del campo y de las distancias de la explotación a los mercados. Este último aspecto incide principalmente en la producción forestal debido al elevado peso relativo del costo de transporte en los costos forestales (del 10 % al 71 %, de acuerdo a la calidad del rollizo ofrecido y la distancia - 40km y 150 km). Esto conlleva a la coexistencia de diferentes modelos productivos SSP de acuerdo a las estrategias forestales y ganaderas adoptadas.

La renta de los SSP tuvo variaciones significativas en los últimos años, con ganancias decrecientes producto del aumento de los costos y del deterioro de los precios ganaderos y forestales. Ante este escenario, es clave examinar la variación de precios relativos forestales-ganaderos y qué cambios son necesarios realizar en el sistema productivo en el corto y mediano plazo que permitan reducir el impacto negativo en la rentabilidad. Por este motivo, es importante analizar la dinámica tanto del mercado forestal como ganadero y realizar el seguimiento de la evolución de los precios.

El objetivo del presente trabajo es analizar en qué medida perdieron valor los productos forestales y ganadero en relación a los insumos productivos de mayor impacto en la estructura de costos y la mano de obra, como también considerar variaciones en el precio relativo entre productos (forestal/ganadero) con el fin de discernir posibles cambios en el modelo productivo silvopastoril que permitan disminuir el impacto negativo en el corto y mediano plazo.

Para ello, se emplean análisis previos de rentabilidad evaluados en los años 2010, 2013 y 2017 y se analiza la evolución del valor de insumos más relevantes y mano de obra que afectan el retorno económico de esta actividad productiva, como también cambios del precio relativo ganadero-forestal.



En la actualidad, la actividad forestal está sufriendo una importante reducción de su rentabilidad así como también la actividad ganadera, aunque ésta última en menor medida. La pregunta que pretendemos responder en este trabajo es ¿cómo puede un SSP adaptarse a este nuevo escenario económico en el corto y mediano plazo para optimizar ganancias?

MATERIALES Y MÉTODOS

El análisis propuesto se realizó en función de evaluaciones económicas y financieras realizadas en trabajos previos, puntualmente se considera tasa interna de retorno (TIR) calculada para diferentes modelos productivos, y en base a recolección de datos secundarios para el período 2010-2018 en relación a las principales variables que inciden en los resultados económicos de los SSP.

En lo que respecta a los ingresos del sistema productivo, se presenta la trayectoria que siguieron los precios de pino resinoso, novillos y terneros de raza índica. Los precios de pino resinoso según categoría diamétrica con destino a la industria del aserrío y rollos con destino a pulpa fueron obtenidos de los boletines de precios forestales que publica el Colegio de Ingenieros Forestales de Misiones (COIFORM) en su página web¹⁵. Mientras que la cotización del Kg de novillos y terneros se consultó en las series disponibles on-line en la página web de AACREA <https://www.crea.org.ar/agroseries-on-line/> (último acceso 2 de julio de 2018).

Los planteos técnicos y productividades de los modelos productivos analizados son ligeramente distintos, ya que responden a distintas estrategias de optimización en función de sus características, más son asimilables en sus objetivos.

A modo resumido¹⁶, la forestación se realiza con una densidad inicial de 1000 a 1250 plantas por hectárea y un raleo no comercial al segundo año y medio de edad de la plantación. Además, se contemplaron cuatro raleos comerciales al cuarto, séptimo, noveno y undécimo año, alcanzando una densidad final de 100 a 150 arb.ha.⁻¹ y cinco podas hasta la altura de 7,25 metros. En cuanto a la producción de madera lograda en un SSP, ésta varía según la duración del ciclo productivo entre 22 y 23,9 tn.ha.⁻¹a⁻¹. Los modelos considerados evaluaron turnos de corta entre 16 y 19 años.

Respecto a los rendimientos productivos ganaderos, para el modelo sin suplementación (con pastura de alta productividad) se estimó en promedio 350 kg.ha.⁻¹.a⁻¹, mientras que en el modelo con suplementación final (intensiva de 45 días) 393 Kg.ha.⁻¹.a⁻¹.

Los precios de pino resinoso destinados a la industria del aserrío corresponden a la zona de Eldorado y son precios anuales basados en promedios simples de los valores mensuales para cada una de las categorías de rollo. También se emplearon los precios de rollos con destino a la industria de pasta celulósica, cuyo valor resulta del promedio que pagan las empresas Alto Paraná y Papel Misionero en el radio inmediato, para evitar considerar el pago diferencial por flete¹⁷.

¹⁵ Disponible en http://www.coiform.com.ar/coiform_precios.php (último acceso 3 de Julio de 2018).

¹⁶ Para obtener mayor detalle de los modelos productivos, ver trabajo de Colcombet et. Al (2010)

¹⁷ Al menos hasta mediados del año 2007, ambas empresas pagaron distintos precios por rollos en radios próximos y lejanos de modo tal que el diferencial cubría el costo de transporte. Pero, a partir de esta fecha Papel Misionero abandonó



Con el objetivo de estimar un único precio forestal por tonelada, se construyó un precio a partir de la agregación aditiva ponderada según el volumen de rollo producido por categorías. El ponderador se estimó para las seis categorías de rollo en función de las cantidades de rollos logrados típicamente en cada una, según un esquema silvopastoril con un ciclo forestal de 16 años (Egolf, P. et al, 2017). Las ponderaciones se calcularon según las categorías que se presenta en la tabla 1.

Tabla 1. Ponderadores en función de rendimientos productivos de una forestación de 16 años de edad en SSP.

Categorías de rollo	Ponderador
Pulpa	0,15
Rollos 14-18 cm	0,10
Rollos 19-24 cm	0,25
Rollos 25-29 cm	0,20
Rollos 30-35 cm	0,20
Rollos más de 35 cm	0,10

En lo que respecta al precio ganadero, se considera el valor del Kg de novillos y teneros de raza índica como precios de referencia en la provincia de Misiones y se calculan las variaciones suplementación en dólares estadounidenses constantes.

Por otra parte, en relación a los costos, se calculan las variaciones entre enero 2010 y febrero 2018 de los jornales de peón rural y forestal, precio del gasoil y de la suplementación en dólares estadounidenses constantes.

El precio del gasoil corresponde al precio minorista (al público) del gasoil grado 3 comercializado por la Cooperativa Agrícola Mixta de Montecarlo Ltda., disponibles en la web del Ministerio de Energía y Minería argentino <http://res1104.se.gob.ar/consultaprecios.eess.php> (último acceso 2 de Julio de 2018).

En cuanto al jornal del peón rural y el costo de suplementación, se emplearon los datos disponibles en agroseries de AACREA <https://www.crea.org.ar/agroseries-on-line/>. Mientras que para el jornal del peón forestal se recurrió a las disposiciones publicadas por Ministerio de Trabajo, Empleo y Seguridad Social <http://trabajoagrarioweb.trabajo.gob.ar/Consultas/Consulta.asp> (último acceso 2 de Julio de 2018).

A partir de los precios mensuales se calcularon los promedios anuales y todos los valores en pesos fueron expresaron en dólares según el tipo de cambio oficial disponible en el sitio electrónico del

esta política pagando el mismo precio a los proveedores de rollos para pulpa independientemente de la distancia desde la cual proveían la materia prima.



Banco Central http://www.bcra.gov.ar/PublicacionesEstadisticas/Evolucion_moneda_2.asp (último acceso 2 de Julio de 2018). A su vez, se consideró el deflactor del PBI de Estados Unidos para descontar el efecto inflacionario y presentar las variaciones en dólares constantes, consultado en <https://fred.stlouisfed.org> (último acceso 2 de Julio de 2018).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Ingresos del SSP

La evolución del precio de los productos madereros y ganaderos que se generan en SSP y que a su vez son de referencia en la provincia de Misiones, presentan reducciones en los valores expresados en dólares (en moneda constante). Tanto el valor de la tonelada de pino como el Kg de carne comercializado entre los años 2010 y 2018, presentan una leve depreciación.

En particular, los precios en dólares del Kg del novillo y del ternero liviano disminuyeron entre 10 % y 12 % a principios de este año (2018) respecto al 2010.

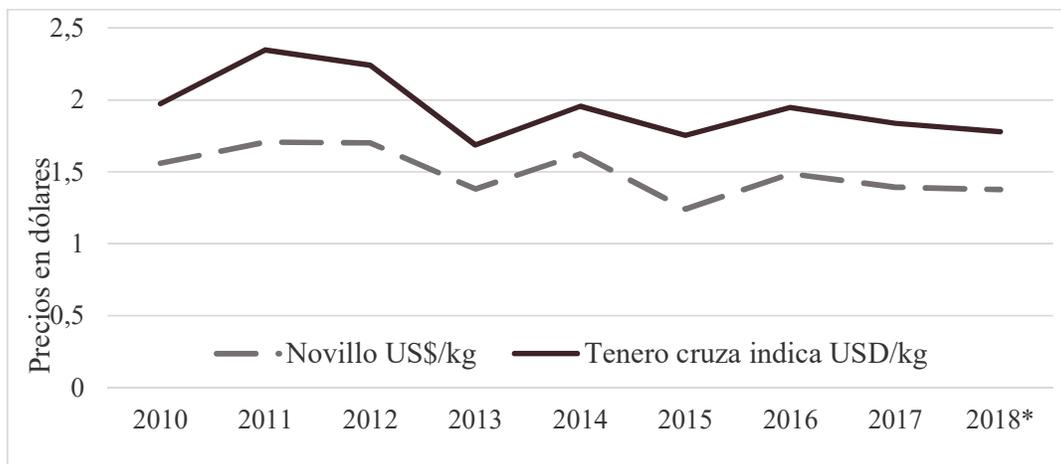


Figura 1. Precios ganaderos (USD/Kg). Período 2010-2018.

En lo que respecta a los precios de rollos de pinos con destino a la industria del aserrío, la disminución respecto del 2010 fue entre 15 % y 32 % según la categoría del rollo. La categoría que resultó menos sensible corresponde a rollos entre 30 y 35 cm de diámetro; mientras que la más sensible fue la categoría inferior (14 a 18 cm de diámetro), la cual comenzó a ser demandada en la región con mayor fuerza a finales del 2007. En gran medida, el surgimiento de esta demanda puede ser explicada por, a) los cambios que la crisis inmobiliaria de EEUU provocó en el mercado local a partir de la drástica disminución de las exportaciones madereras, y b) la posterior apreciación del peso y pérdida de competitividad en el mercado forestal internacional.

Al mismo tiempo, otro segmento de la industria forestal que ejerce un rol muy importante en la formación de precios de rollos de madera implantada es la industria de pasta y papel, por este motivo se analiza también el precio de rollos con destino a pulpa. Es interesante notar la



“desconexión” que se visualiza en los últimos años, dada la tendencia positiva que registró a partir de 2015 el precio de madera con destino a pulpa. Entre enero 2010 y enero 2018 el valor de rollos para pulpas casi duplicó el precio del 2010, y esto a pesar de la competencia que debería generarse entre la industria de aserrío y de pulpa por la categoría más fina de rollos (14 a 18cm).

Otro aspecto interesante es el diferencial que se paga entre las categorías 30-35 cm y más de 35 cm de diámetro. Estas dos clases diamétricas mantuvieron una diferencia en precios hasta el año 2015 en la industria, pero a partir del 2016 se pagó en la región un precio similar por ambas sin distinguir las clases diamétricas superiores a 35 (Figura 2).

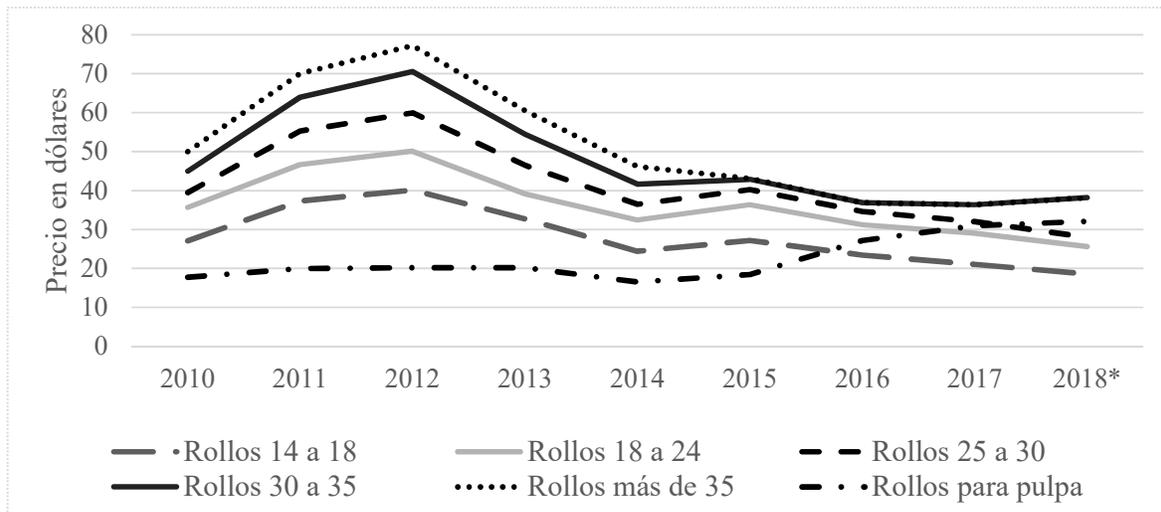


Figura 2. Precios de pino resinoso por categorías (USD constantes/Tn) y según destino.

Dado que los precios han sido expresados en dólares constantes, es importante señalar que a finales del año 2015 y principios del 2016 el peso argentino sufrió una fuerte depreciación respecto del dólar, especialmente a partir de la liberación del mercado de cambios. El incremento repentino de la relación de cambio peso-dólar fue producto de un tipo de cambio oficial intervenido por la autoridad monetaria durante años previos y que sumado a la inflación provocó la sobrevaluación del peso.

Por este motivo, es oportuno presentar la evolución del tipo de cambio real bilateral Estados Unidos (Figura 3) dado que este índice ajusta el tipo de cambio nominal del peso en relación al dólar por los respectivos índices de precios de Estados Unidos y Argentina. En otras palabras, el tipo de cambio real mide el poder adquisitivo de la moneda de un país en términos de bienes y servicios valuados en la moneda de otro.

El índice es general y sus variaciones impactan en todas las actividades productivas que comercializan sus productos internacionalmente, en este caso en particular con Estados Unidos. Se trata de una variable clave para la competitividad internacional de los sectores productivos de un país porque su apreciación o, en el sentido contrario, su depreciación afecta la competitividad de los sectores exportadores.



Entre enero 2014 y enero 2016 se visualiza una clara apreciación, mientras que a principios del año 2016 ocurrió una fuerte depreciación, en este caso, los productos exportados por Argentina se vuelven más baratos para Estados Unidos. La depreciación del peso respecto al dólar es coincidente con la tendencia decreciente de los precios en dólares forestales y ganaderos, por lo tanto, parte de la disminución se debería a este hecho.

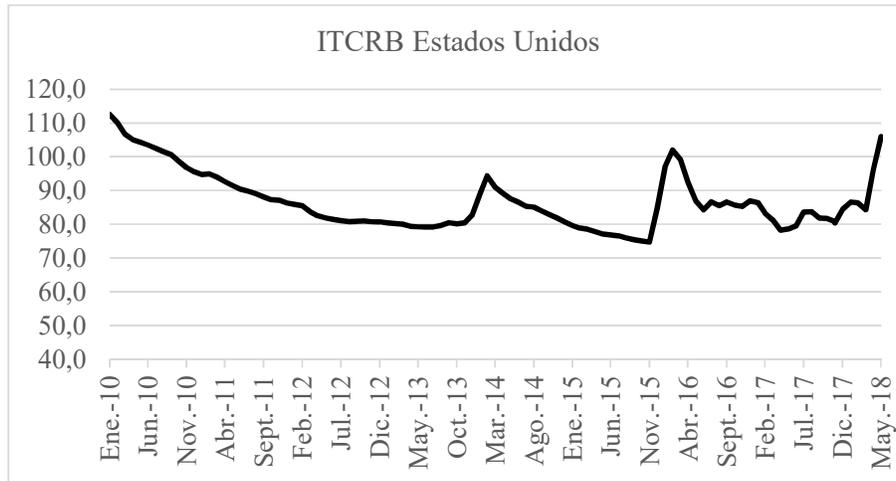


Figura 3. Índice de tipo de cambio real dólar-pesos.

Además, es útil examinar que sucedió con el precio relativo de la ganadería respecto a los productos madereros. La Figura 4 presenta el cociente entre el precio ponderado forestal por tonelada y el precio del novillo por Kg. Este indicador se puede interpretar de la siguiente manera, cuántos Kg de carne se obtienen a cambio de una tonelada de madera; es una relación de precios mensuales que afecta la distribución de recursos que el productor asigna a la producción de cada bien.

En este sentido, se registró un leve deterioro del precio forestal respecto a los precios del sector ganadero en los últimos años.



Figura 4. Relación precio forestal-ganadero



De todos modos, la distribución de producción entre ambos depende a su vez de los costos de producción. Por ello, es interesante ver cuál fue la fluctuación de los insumos que más inciden en la estructura de costos silvopastoril.

Principales factores que inciden en la estructura de costos de SSP

a. Jornales

En primer lugar, se presenta el coeficiente entre el jornal del peón forestal y el precio de rollo de pino. Esta relación puede interpretarse como la cantidad de toneladas de pino necesarias para pagar el costo de mano de obra por día. Se observa en la Figura 5 que la relación precio de la madera-jornales de un peón forestal declinó en los últimos años, dado que se requiere cada vez más cantidad de madera para pagar un jornal. En el año 2010 un jornal representó aproximadamente media tonelada, actualmente la mano de obra diaria equivale a 0,74 toneladas de pino.

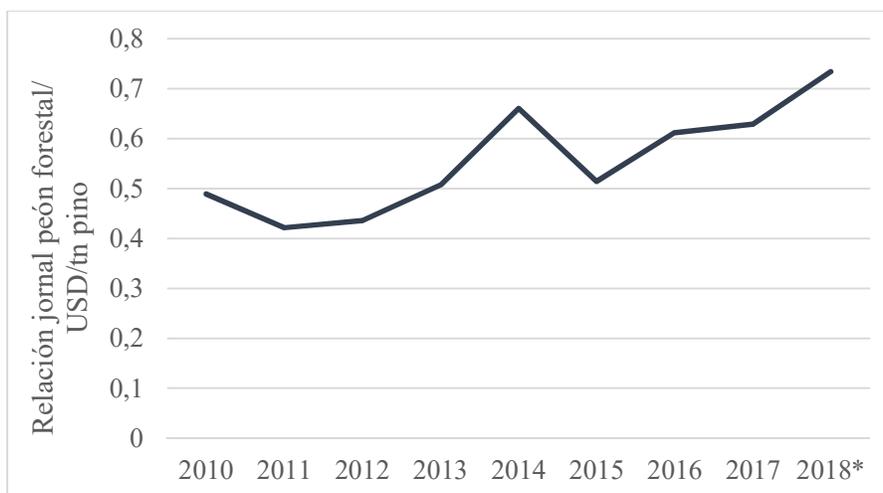


Figura 5. Relación jornal del peón forestal respecto al precio de la tonelada de pino.

Respecto a la actividad ganadera, se observa el mismo comportamiento: cada vez se necesitan más Kg de carne a cambio de un día de trabajo. En relación al novillo, el incremento fue de 6 Kg adicionales, mientras que para el caso del ternero cruza indica fueron un poco más de 4 Kg.

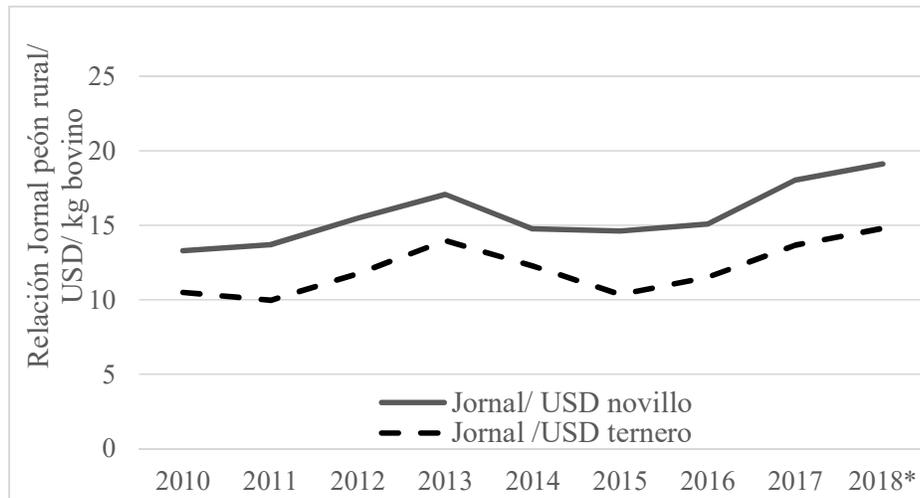


Figura 6. Relación jornal de peón rural- precios ganaderos.

La estructura de costos está directamente relacionada al perfil de producción (Tabla 2), de tal modo que, la mano de obra tiene un peso relativo del 89 % en el perfil *manual intensivo*, 55 % en el *mecanizado intensivo* y 52 % en el *herbicida intensivo*. En cuanto a maquinaria y herramientas, la incidencia es mayor en el perfil mecanizado, alcanzando un 25 % (Colcombet, 2008).

Indistintamente de los perfiles de producción, el costo de mano de obra y maquinarias y herramientas son los componentes de la estructura de costo que mayor peso tienen en un ciclo de producción forestal. Pero, el perfil manual es el que más se perjudica ante incrementos de los jornales.

Tabla 2. Perfiles tecnológicos e incidencia de los principales factores productivos en los costos.

Perfil tecnológico	"Manual Intensivo"	"Mecanizado Intensivo"	"Herbicida Intensivo"
Esfuerzo humano	89 %	55 %	52 %
Máquinas y Herramientas	3 %	25 %	8 %
Plantines	7 %	20 %	31 %
Agentes Sanitarios	1 %	1 %	9 %

Fuente: Colcombet, L. (2008).

Por lo tanto, el efecto de los incrementos salariales en la rentabilidad de los sistemas difiere según qué perfil adoptó cada productor.

Además, se presenta la evolución comparativa de los jornales forestal y rural. Las remuneraciones, tanto del peón forestal como rural han incrementado en los últimos años, con una trayectoria similar, a excepción del año 2015 cuando se igualan. Los jornales de febrero de 2018 en



dólares son superiores en un 25 % a 27 % respecto al año 2010, y continúa la brecha positiva a favor del peón rural.

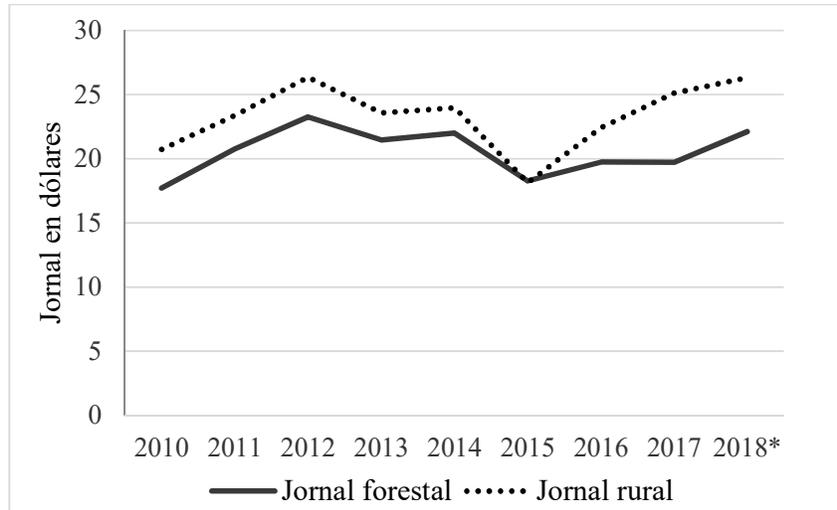


Figura 7. Jornales del peón rural y forestal en dólares. Período 2010-2018.

b. Combustible

En cuanto al combustible, el litro de gasoil incrementó en dólares (en moneda constante) en aproximadamente 50 % respecto al 2010. Este insumo es sumamente importante en la actividad forestal porque el costo de transporte tiene una incidencia relevante en la estructura de costos, de modo tal que el costo de transporte por tonelada es determinante en la rentabilidad maderera.

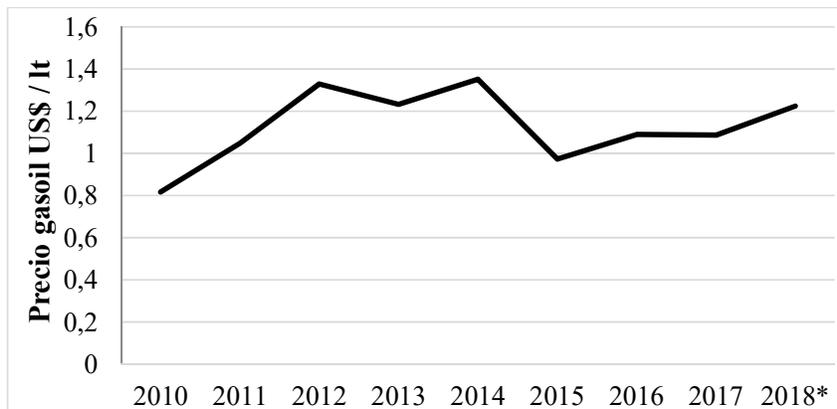


Figura 8. Precio del gasoil (US\$/litro) desde 2010 hasta 2018.

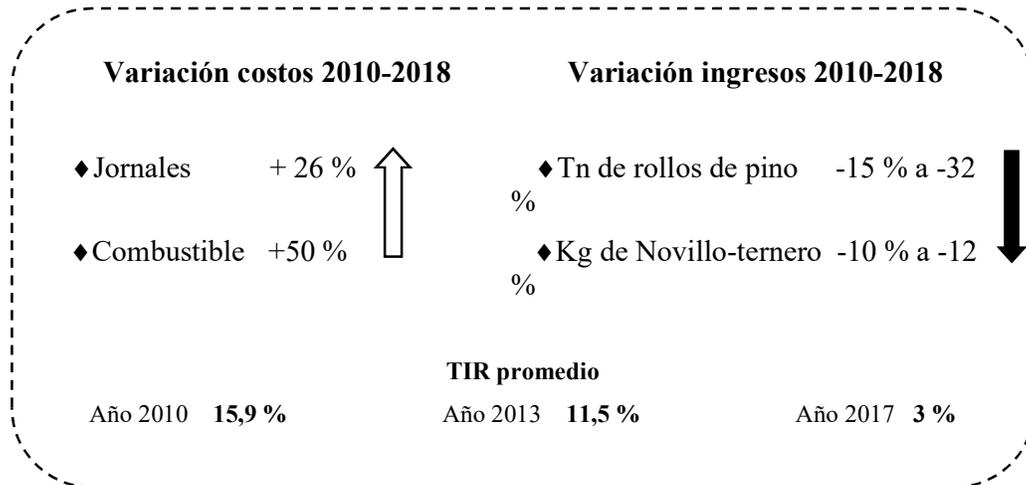


Figura 9. Principales variaciones del precio de insumos y productos de un SSP.

Suplementación

El costo de suplementación ganadera no tuvo una variación significativa si se compara con los incrementos registrados en jornales y combustible, aumentando apenas 2 % en los últimos ocho años (último precio considerado fue Marzo 2018).

Retorno económico en SSP de Misiones

La comparación de resultados económicos que realizan Colcombet et al (2010) entre las actividades ganadera, forestal y silvopastoril en Misiones, indicaban tasas internas de retorno (TIR) en el orden de 12,1 % al 19,7 % según el modelo silvopastoril ocho años atrás, con una TIR promedio de 15,9 %. En función a los casos analizados, el modelo más rentable en el año 2010 resultó el SSP con suplementación final en ganadería al comparar con explotaciones estrictamente forestales y ganaderas; aunque se debe destacar que el modelo ganadero con suplementación final tuvo tasas de retornos muy similares al SSP.

El mismo análisis fue repetido en un número de casos más acotado (Egolf et al., 2013) obteniendo tasas de retornos algo menores, entre 7,2 % y 15,8 % en el año 2013 y una tasa promedio de 11,5 %. Pero, los productores que adoptaron la estrategia ganadera de comercializar vaquillonas con garantía de preñez alcanzaron TIR entre 10,1 % (sin suplementación y alejado de la industria forestal) y 19,1 % (con suplementación final y cercano a la industria forestal), alcanzando una TIR promedio de 14,6 %.

En particular, debido al cambio de precios relativos favorables a la actividad ganadera (dada la depreciación del valor de la madera) y la magnitud del incremento de los combustibles que afectó sobre todo a la actividad forestal, las TIR de los modelos ganaderos fueron más atractivas respecto al retorno logrado por las diferentes alternativas de SSP y producciones forestales puras. Mientras que la estrategia de comercializar vaquillonas preñadas, en un modelo de ganadería puro, permitió



alcanzar TIR de 29 % (sin suplementación) y 32 % (con suplementación final), posicionándose como los modelos más atractivos en 2013 (Egolf et al., 2013).

En cambio, las tasas de retornos estimadas en el año 2017 (Colcombet et al., 2017) fueron muy inferiores a los resultados obtenidos en años previos. El contexto adverso continuó empeorando en el caso de la actividad forestal y fue menos favorable para la ganadería. Se estimó una TIR promedio del 3%¹⁸ pero, con la gran diferencia que el número de casos analizados es más reducido y con ello se redujo la variabilidad de tasas. Tal como se esperaría, el modelo productivo que tenía una mayor participación del componente ganadero alcanzó una TIR más elevada.

Otra distinción importante es que los casos analizados en Colcombet et al. (2017) consisten en producciones muy eficientes en sus respectivos modelos productivos. Esto implica que, los retornos obtenidos en modelos similares con una eficiencia productiva inferior habrían obtenido retornos menores a los estimados en el año 2017.

La figura 9 resume el escenario económico desde el año 2010, en la cual se puede observar los principales cambios en los costos y las variaciones de precios que afectaron el ingreso de las actividades forestales y ganadera. Ambos hechos causaron el deterioro de la renta de estas actividades productivas en los últimos ocho años en el NE Argentino, lo cual se fundamenta en la magnitud del incremento de los costos-variaciones de los insumos en dólares mayores al 25 %¹⁹ y en disminución del precio recibido por los productores en al menos el 10 %.

Ante este escenario, incrementar la participación de la producción ganadera en el sistema podría disminuir el impacto negativo de la depreciación de los productos forestales sobre la rentabilidad en el corto plazo. Y, en el mediano plazo realizar raleos más intensivos que permitan una mayor producción de forraje y esto propicie el aumento de la carga animal.

CONCLUSIONES

La flexibilidad que brindan los SSP permite al productor adaptar el modelo productivo a las características climáticas, edáficas del campo como también a su ubicación relativa a las industrias, tal como fue demostrado en el análisis realizado por Colcombet et al. (2017). Esta característica queda reflejada en las diferentes estrategias productivas que adopta cada productor silvopastoril.

Las restricciones de dotación definen en gran medida las opciones de modelos productivos posibles a elegir por el productor inicialmente. En este sentido, los productores más próximos a las industrias forestales tienen menores costos de transporte por tonelada de madera y privilegian una mayor participación de la actividad forestal en el sistema y, por el contrario, cuánto más lejos de la industria forestal se encuentra la finca, mayor relevancia adquiere la producción ganadera.

Con el fin de comprender buena parte de las variaciones de rentabilidad silvopastoril en el corto y mediano plazo se analizó la evolución de los principales componentes del costo y los ingresos productivos. Los datos demuestran que el período 2010-2018 se caracterizó por significativos incrementos en los costos y reducción de ingresos, escenario que no es alentador y genera una severa reducción en la rentabilidad de la actividad silvopastoril. Conforme a los análisis económicos

¹⁸Tasa calculada en base al análisis realizado en Colcombet et al, 2017.

¹⁹Variaciones de precios en dólares deflacionados.



y financieros realizados en años previos, y en función de los modelos analizados (distancia de 12km y 152km de las industrias forestales y ganadería con y sin suplementación final), la tasa interna de retorno promedio disminuyó de 15,9 % a 3 % entre 2010 y 2017.

En cuanto a los precios de los productos silvopastoriles, se registró un leve deterioro del precio forestal respecto a los precios del sector ganadero en los últimos años, el precio recibido por kilogramo de ternero y novillo disminuyó en promedio 11 % y los precios forestales entre 15% y 32% según categoría diamétrica del rollo (en dólares estadounidenses constantes). Respecto a los precios forestales se deben resaltar dos aspectos, 1) a partir del año 2015 el precio diferencial entre las categorías diamétricas superiores (categorías de 30 a 35cm y mayores a 35cm) es insignificante, cambiando la dinámica de precios respecto a los años anteriores cuando la industria del aserrío reconocía un diferencial importante entre éstas categorías; 2) el valor de rollos para pulpas casi duplicó su precio entre 2010 y 2017, pero esta revalorización de los rollos con destino a pulpa sólo es aprovechable por las forestaciones localizadas en un radio próximo a las plantas de celulosa y papel dado el elevado impacto del flete.

En cuanto al incremento de precio de los insumos productivos, el aumento del litro de gasoil (aproximadamente 50 %) tuvo un fuerte impacto negativo en la actividad forestal porque el costo de transporte tiene una incidencia relevante en la estructura de costos. Por lo tanto, sumado a las condiciones actuales de precios forestales, la producción de rollos de pino transita por un escenario desalentador.

En función de los resultados planteados, en general la mejor estrategia de corto plazo sería incrementar la participación del componente ganadero en el sistema con el fin de optimizar las ganancias, y en el mediano plazo realizar raleos más intensivos que permitan una mayor producción de forraje y esto propicie el aumento de la carga animal.

Además, la actividad requiere esquemas productivos que logren mayor eficiencia productiva, de lo contrario la renta se torna negativa. En este sentido, los campos evaluados en el año 2017 demostraron una alta eficiencia productiva, razón por la cual sus esquemas productivos y estrategias deberían servir de "modelo de negocio" o guías para quienes están interesados en iniciarse en esta compleja actividad.

En comparación a las actividades desarrolladas unilateralmente (forestación o ganadería pura), es necesario resaltar el menor impacto de la variabilidad de precios forestales y ganaderos en SSP como una de las ventajas que brinda, porque este sistema combina dos actividades productivas cuyos mercados son independientes.

Finalmente, como medidas de largo plazo, se está adaptando el diseño del SSP para reducir el exceso de sombra, disminuyendo así el impacto negativo en la producción ganadera. Los ajustes consisten en la implementación de: menores densidades iniciales, líneas apareadas con callejones más anchos y raleos perdidos tempranos (al tercer o cuarto año) de los peores árboles (plantas que se caracterizan por crecimiento retrasado, bifurcaciones y curvaturas).

Bibliografía

- Colcombet, L., Lacorte, S., Fassola, H., Pachas, N., Ferrere, P., Alegranza, D. 2002. 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 en CD 10as Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales. Junio de 2002 Fac. Cs. Ftales., UNaM, INTA EEA Montecarlo. pp 8.
- Colcombet, L. 2008. Coeficientes técnicos para lograr plantaciones y podas forestales en Misiones y NE de Corrientes. XIII Jornadas Forestales y Ambientales de Eldorado. Eldorado, Misiones 5-7 de Junio de 2008.



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

Colcombet, I.; Crechi, E.; Keller, A.; Pachas, N.; Fassola, H.; Lacorte, S.; Esquivel, J. Comparación preliminar de resultados financieros y económicos de proyectos forestales, ganaderos y sistemas silvopastoriles en Misiones. IN: XIVavas JORNADAS TÉCNICAS Y AMBIENTALES DE ELDORADO; Eldorado, Misiones, Argentina; 2010.

Colcombet, L.; Egolf, P.; Loto, M.; González, P.A.; Rossner, M.B; Kimmich, D. y Kimmich, G.; Köhnke, W. 2017. Productividad y resultado económico de sistemas silvopastoriles en ambientes contrastantes en Misiones, Argentina: Análisis de dos casos de estudio. IX congreso agroforestal Latinoamericano. Manizales, Colombia.

Egolf, P., Colcombet, L., Esquivel, J., Fassola, H.E., Köhnke, W. 2013. Evolución de la rentabilidad comparada forestal, silvopastoril y ganadera entre 2010 y 2013 en Misiones, Argentina. 1^{er} simpósio internacional de arborização de pastagens. Curitiba, Paraná, Brasil. Pp 2-4.

Esquivel, J., Fassola, H.E., Lacorte, S. M., Colcombet, L., E. Crechi, Pachas, N.A., Correa, M., Henning, H., 2008.

Ligier, HD; Matteio, HR; Polo, HL & Rosso, JR. (1988) Mapa de suelos de la provincia de Misiones In: INTA (Ed.), Atlas de suelos de la República Argentina, Buenos Aires, pp 107-154.

Lacorte, S. M. y Esquivel, J. 2009. Sistemas silvopastoriles en la Mesopotamia Argentina. Reseña del conocimiento, desarrollo y grado de adopción. 1er. Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. 14-16 de Mayo 2009. Conferencias.

Peri, P., Navall, M. 2016. Silvopastoril, un sistema en expansión en la Argentina. Revista de Investigaciones agropecuarias Vol.42 N°2 pp 120-124.



RESTAURACIÓN DE ANTIGUAS CHACRAS DEGRADADAS PARA PRODUCCIÓN SILVOPASTORIL.

RESTORATION OF ANCIENT DEGRADED FARMS FOR SILVOPASTORAL PRODUCTION.

Giordano, Marcos A. (1); Victor H. Galeano (2); Emanuel B, Carrocino (3)

(1) Dirección de Bosques, Villa Ángela, Chaco, Argentina

(2) Dirección de Bosques, Las Breñas, Chaco, Argentina

(3) Dirección de Bosques, Presidencia Roque Sáenz Peña, Chaco, Argentina

Contacto alfredo12marcos@hotmail.com – Carlos Pellegrini 145 – 2 Piso – Pcia. Roque Sáenz Peña – Chaco, Argentina – C.P 3700

Resumen

La restauración del monte nativo en antiguas chacras es una actividad que, si bien es incipiente en la provincia del Chaco, puede escalar a una mayor extensión de hectáreas. Este trabajo tuvo como objetivo, calcular costos y tiempo de liberación de árboles futuros y analizar la densidad de especies de valor forestal, con métodos manuales, en áreas de antiguas chacras que fueron colonizadas en un lapso de 10 años aproximadamente por especies nativas de la región chaqueña. Se desarrolló en 2 chacras, la primera al Sur de la ciudad de Villa Ángela (27°31'30" S; 60°32'10" O) y la segunda al norte de Enrique Urien (27°36'39"S 60°41'58"O). Como resultado se calculó un costo total por hectáreas 6.122,35 pesos incluyendo gastos de operarios, combustibles, amortizaciones y herbicidas, los volúmenes de subproductos forestales fueron de 32,8 metros cúbicos de leña por hectáreas, la densidades de árboles fue de 294 por hectáreas, presentes en tres especies principales, además de otras diversas del sotobosques. Al tratarse de un sistema con orientación productiva la presencia de especies de valor forestal es suficiente, además de un costo relativamente bajo, comparado con otras técnicas, se espera un futuro alentador para este método de restauración.

Palabras claves: restauración, arboles futuro, Chaco, costos. densidad.

Abstract

Native forest restoration in old farms is an activity that, although it is incipient in Chaco, it can scale to a greater extension of hectares. The objective of this work was to estimate cost and release time of future trees and to analyze the density of valuable tree species, with manual methods, in areas of old farms that were colonized approximately 10 years ago by native species of the region of Chaco. It was developed in two farms, the first one on the Southern of the city of Villa Ángela (27°31'30 S; 60°32'10 OR) and the second one on the northern of Enrique Urien (27°36'39"S 60°41'58"O). As a result, a total cost of 6.122,35 pesos per hectare was calculated, including operator expenses, fuel, amortization and herbicides. The volumes of forest by-products were 32,8 cubic meters of firewood per hectare, the tree densities were 294 per hectare, present in three main species, besides other diverse ones of the understory. Being a system with productive orientation, the presence of forest value species is sufficient, besides a relatively low cost, compared to other techniques, an encouraging future is expected for this restoration method.

Key words: restoration - future trees - Chaco - cost - density.



INTRODUCCIÓN

La provincia del Chaco abarca unas 10 millones de hectáreas, de las cuales el 50 % aproximadamente están cubiertas con bosques nativos; 3,6 millones forman parte del chaco semi-árido y 1,3 millones el chaco húmedo. (Chaco Ministerio de la Producción, 2005).

La región del Chaco húmedo, donde se lleva adelante este proyecto, es una llanura plana, con pendientes muy suaves en sentido de oeste a este, del orden de 20 a 40 cm/km. El excedente hídrico, sumado a un escurrimiento superficial lento, provoca inundaciones, en algunos sectores, las condiciones climáticas están dadas para el desarrollo de agricultura sin embargo existen fuertes restricciones del relieve lo que no permite el aumento del área dedicada a esta actividad, por lo contrario, en los últimos años se produjo un abandono total de chacras dedicadas al cultivo de algodón especialmente. Las comunidades vegetales se encuentran condicionadas por el gradiente Topográfico que ocupan y en relación a éste, por el gradiente de inundación (Ministerio de la Producción Provincia del Chaco, 2005). El clima es cálido y variablemente húmedo a seco. La estación estival abarca unos 7 meses de octubre a abril y los valores del factor precipitación, están comprometidos entre 1100 en el este y 900 mm en el límite oeste. La temperatura media anual es de 19° a 23° con máxima de verano de 40° y mínima de 3° (Tortorelli, 2009)

En las orillas y aun penetrando más o menos en estos lugares de suelo impermeable, suelen existir desde masas ralas hasta densos palmares, según la impermeabilidad y salinidad del suelo, de caranday (*Copernicia alba*) en cambio, en los suelos más favorables dentro de este tipo, es siempre posible la vida de especies arbóreas latifoliadas (Tortorelli, 2009), Hampel (1997), citado en (Ministerio de la Producción Provincia del Chaco, 2005) describe la dinámica de vegetación en el Chaco húmedo según se presenta en los siguientes puntos.

- (1) La vegetación de zonas bajas con inundaciones periódicas está determinada por fuegos cíclicos. Pastizales, palmares y sabanas forman asociaciones relativamente estables. Los bosques sólo pueden formarse en épocas sin fuegos intensos ni inundaciones prolongadas.
- (2) En los bosques en zonas de transición disminuye el impacto de incendios. Están formados por especies pioneras como algarrobos (*Prosopis spp*), quebracho colorado chaqueño (*Schinopsis balansae*), guayacán (*Caesalpinia paraguariensis*) y urunday (*Astronium balansae*), que luego son desplazadas por especies umbrófilas que avanzan bajo el dosel de las pioneras.
- (3) Los bosques altos cerrados, con dominancia de especies umbrófilas, como lapacho (*Tabebuia spp.*), palo lanza (*Phyllostylon rhamnoides*), guayaibí (*Patagonula americana*) y espina corona (*Gleditsia amorphoides*) son estables en su combinación de especies.

Las áreas de estudio del presente proyecto se ubican en el punto dos y tres tratándose de bosques en formación caracterizados por especies heliófilas, sobre suelos desarrollados, caracterizados por horizonte alábico y horizonte argílico fuertemente textural, hidromorficos, con problemas de salinidad y anegabilidad se deberían tratar como suelos ganaderos. (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Ministerio de la producción Provincia del Chaco, 2002).

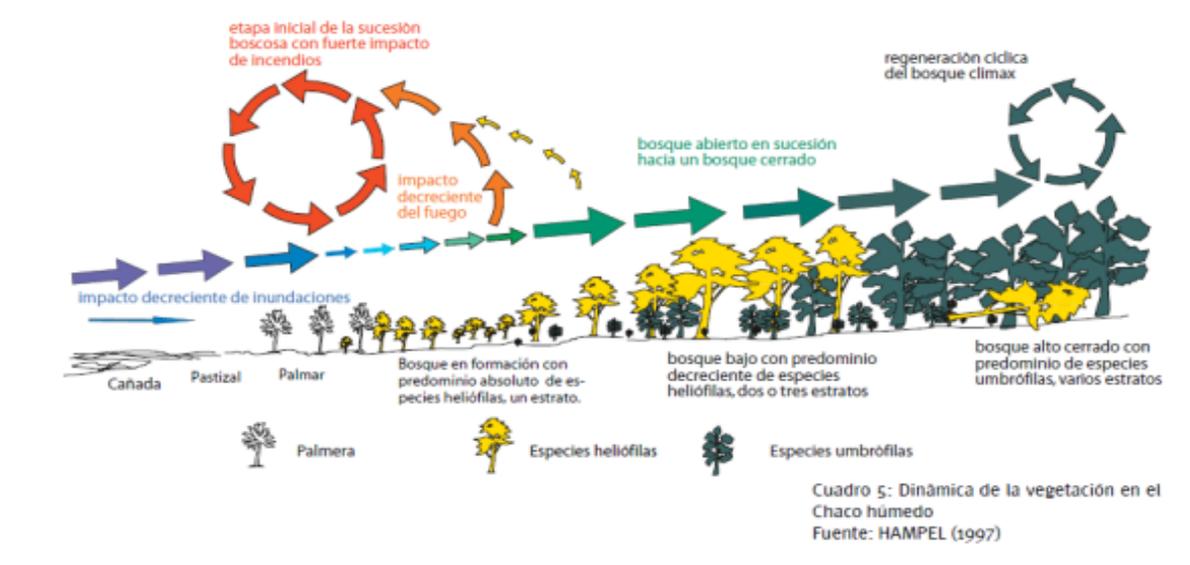


Figura 1. Dinámica de la vegetación del Chaco Húmedo

Objetivos Generales

Este estudio pone foco en situaciones de bosques que sufrieron disturbios severos a causa de desmontes o incendios antiguos, cuya recuperación fue interrumpida por varias décadas debido a la actividad agrícola, sin embargo, existe una superficie importante de chacras abandonadas con suelos degradados (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Ministerio de la producción Provincia del Chaco, 2002) que fueron utilizadas para el cultivo de algodón durante 40 ó 50 años, con un gran deterioro en su estructura y con pérdida de nutrientes, que llevaron a su abandono y traspaso por ventas o sucesiones, y cuyos propietarios comenzaron un nuevo proceso de manejo. Estos predios fueron colonizados por especies pioneras de la sucesión forestal, al cesar la labranza durante varios años, estas especies favorecidas en la dispersión son en general tuscas (*Acacia aroma*), algarrobo blanco (*Prosopis alba*), acompañados en menor medida por Chañar (*Geoffroea decorticans*) y chilca (*Baccharis medullosa*), las cuales forman un fachinal arbóreo-arbustivo muy cerrado (Alberto, 2006). Los propietarios las consideran invasoras, y para ellos no representan más que un campo "sucio" y sin posibilidad de producción, o con una baja aptitud para ganadería. Los animales son el elemento de dispersión principal de semillas (endozoocoria), más precisamente el ganado bovino, con alta preferencia por frutos de leguminosas, que son muy palatables, muchos de los dueños eliminan totalmente estas coberturas con maquinarias o a través del fuego, es una dinámica común entre ellos, esto es una barrera para el desarrollo natural de masas boscosas, (Vargas Rios, 2011) sin embargo es posible un desarrollo equilibrado entre los intereses económicos de los propietarios y la restauración productiva de esos lotes, esta debe involucrar y beneficiar a los productores, mediante la búsqueda de caminos para prevenir la degradación en el futuro y generar nuevas formas de afrontar los problemas del conocimiento (Ceccon & Pérez, 2016), en este caso se podría re direccionar la formación incipiente de un bosque secundario que trata de recuperar alguno de los atributos de su paisaje natural, con intervenciones silvícolas que tiendan a lograr un sistema silvopastoril, basado en el manejo de la regeneración natural de especies colonizadoras (Alberto,



2006) de un monte bajo abierto. Entre las más importantes se encuentra el algarrobo blanco por su jerarquía en el proceso de recuperación de suelos, valor maderable, producción de frutos para el ganado, densidad por ha en que se presenta, además de actuar como catalizadora al momento de convencer al propietario para aprovechar el potencial de restauración de sus antiguas chacras. Sin embargo no se debe dejar de hacer hincapié en las demás especies primarias tales como quebracho colorado, quebracho blanco, guayacán, guaranina, (*Sideroxylon obtusifolium*), guayaibi, ibirá puita (*Pelthoporum dubium*), de las cuales se registra presencia en áreas circundantes que se pueden considerar ecosistemas de referencia, además de otras secundarias y del sotobosque como sacha membrillo (*Capparicordis tweediana*), tala (*Celtis eherebergiana*) mistol (*Ziziphus mistol*), molle (*Schinus* sp), garabato (*Acacia preacox*) algunas, *Cactaceas* spp. etc sin perder el objetivo productivo del sistema.

Actualmente la Dirección de Bosques a través de su Departamento de Extensión Forestal, está llevando cabo un plan piloto de restauración en antiguas chacras sobre una superficie total de 300 ha, distribuida en 7 lotes de distintos propietarios. La situación que se presenta en estos es similar en cuanto a su proceso sucesional del bosque nativo. Sólo divergen en la edad de abandono de chacras, ya que según lo que se observa a través de imágenes satelitales, este lapso oscila en un rango de 7 a 15 años, concentrándose su mayor superficie en los 10 años.

Durante las actividades llevadas a cabo en cada lote en conjunto con los propietarios, se observó la existencia de áreas de excesiva densidad de especies de algarrobo blanco, mientras que en otras áreas la densidad fue deficiente. En ambos casos se eliminaron todas las especies indeseables, se las considero como tal por su sobrepoblación poca longevidad y bajo valor maderable, en este caso se trata en su mayoría de tusca, es una especie que se encuentra al inicio de la secesión forestal, luego se distribuyeron los deshechos forestales a modo de cobertura para lograr una recuperación del suelo. Posteriormente en estas áreas, pasados unos 10 a 12 meses, se observó la aparición de renuevos, principalmente de algarrobo. Esto demostró que la restauración se puede establecer de manera natural en todos los lotes, tanto por la presencia actual de individuos de tamaño considerable como por la regeneración posterior a la eliminación de las especies indeseables. Las actividades de manejo realizadas manualmente tienen como finalidad la eliminación correcta de las tuscas y algarrobos de baja calidad forestal que se comportan como competidoras para los arboles selectos a futuro, para este caso se los selecciona por forma y sanidad, además a estos se les realiza poda. Si bien este plan dio resultados satisfactorios y han despertado interés de otros propietarios es necesario determinar los costos, y las características del área de trabajo.

Objetivos Específicos

Calcular costos de liberación de árboles futuros y analizar la densidad de especies de valor forestal y el volumen de leña comercial obtenidos por has, en áreas de antiguas chacras, por métodos manuales.

MATERIALES y MÉTODOS

El trabajo se llevó a cabo en dos lotes el primero al sur de la ciudad de Villa Ángela (27°31'30.62" S; 60°32'10.67" O) y la segunda al norte de Enrique Urien (27°36'39.94"S 60°41'58.69"O) en donde



en ambos predios se abandonó la agricultura hace 10 años. Para este fin se contrató 2 (dos) operarios, un motosierrista con su propia maquinaria, con experiencia en raleo selección y poda de algarrobos y un ayudante para juntar leña y colocar herbicida en los tocones, se realizó las mediciones de diámetro con cinta diamétrica, la ubicación de las parcelas con GPS, el perímetro de las parcelas se marcó con cinta de peligro seguridad, los radios con sogas y estacas, la altura con varillas telescópicas extensible, se midió el tiempo con un cronometro (Fotografía 2), para los trabajos de gabinete se usó una pc con software adecuado para manejo de imágenes satelitales y archivos shape.



Figura 2. Materiales

Procedimiento

En cada predio se realizó la ubicación de las áreas potenciales de manejo para lo cual se creó una capa shape de 20 ha para el primero y de 40 ha en el segundo, sobre una imagen satelital de google earth año 2018 (Figura 4), para verificar si se trataba de antiguas chacras sobre las mismas capas se utilizó diversas imágenes satelitales del año 2004 al 2006. Luego se realizó la distribución de 6 puntos al azar sobre las mismas (2 en el primer lote y 4 en el segundo) la cantidad de puntos fue tomada arbitrariamente ya que no se tenía antecedentes del tiempo y costo que llevaría los trabajos. Estos puntos fueron cargados en un GPS y se ubicaron en el terreno como centros de parcelas. Con el acompañamiento de los propietarios de cada uno de los lotes se verificó la posibilidad de realizar restauración forestal, de acuerdo a lo observado en la imagen satelital se constató si coincidía con lo presumido, es decir si la cobertura observada correspondía con especies leñosas y si se encontraba en un lugar en la pendiente que posteriormente no corriera riesgo de inundaciones, además de consultarle si los años sin labranza correspondía a lo estimado.

En los sitios de muestreo de los 2 predios, se marcaron parcelas circulares de 500 metros² cada una, se tomó este tamaño de acuerdo a antecedentes de estudios hechos en regeneración natural en donde el tamaño óptimo fue de 160 m² (Galeano, 2014), para este caso se consideró usar parcelas más grandes para disminuir los tiempos de ubicación y marcación de las mismas,



posteriormente se realizó la marcación del perímetro con cinta de peligro. No se realizó inventario previo por la dificultad para realizar las mediciones en las altas densidades.

Para determinar el costo de mano de obra por superficie se cronometró las actividades, desde el momento que el operario se ubicó en el área de manejo con su equipo de trabajo, carga de combustible mezcla (cc), lubricante de cadena (aceite) (cc), arranque de la maquinaria, trabajo (incluye observación y selección de árboles), tiempo de descanso, tiempo de reparación y mantenimiento (afilado, limpieza, etc). Para combustible y aceite se midió lo suministrado en cada carga, como el tratamiento prevé la aplicación de herbicida para evitar el rebrote, se constató la cantidad necesaria para cada parcela.

El raleo se realizó de acuerdo a las densidades establecidas para un sistema silvopastoril asumiendo un distanciamiento entre árboles no mayor a 7 mts. ni menor a 5 mts., en caso de existir mayor distanciamiento sin árboles se eliminó las especies indeseables para generar las condiciones al banco de semillas posiblemente presente.

Las instrucciones al operario fueron las siguientes: de acuerdo a la especie, si se trataba de algarrobo blanco, en áreas con alta densidad, (distanciamiento menor al preestablecido), para ser seleccionados (es decir, no raleados) debían tener buena calidad de fuste, sanidad, y mantener el distanciamiento prescripto con individuos más próximos. Si se trataba de otras especies de baja frecuencia pero de interés forestal, como guaranina, mistol, guayacán etc se priorizaran sin considerar ni el estado ni la forma. En cambio, no se tenga en cuenta especies del sotobosque -cuya diseminación sería facilitada una vez que los arboles desarrollen suficiente copa y se comporten como perchas para las aves. También se le instruyo que preste especial atención a conservar algunas cactáceas presentes.

Las decisiones de selección las fue tomando, de acuerdo a su criterio, teniendo en cuenta que se debía incluir en el cronometraje el tiempo que lleva estas observaciones de campo e introducirlas en el costo final. La elaboración de leña la fue realizando en el mismo momento del raleo y poda, mientras el segundo operario realizaba las tareas de colocación de herbicida, en los tocones, juntado y apilado del producto.

Una vez finalizado la actividad en cada parcela se realizó el cálculo de volumen estéreo de leña elaborada (se toma como leña toda troza de más de 6 cm de diámetro de cualquier especie.) Fotografía N° 3. y un inventario donde se tomaron datos de especie, diámetro y altura.

De las 6 parcelas seleccionadas en 4 se realizó medición de todas las variables lo que llevo un total de 6 horas de trabajo de campo, de los operarios, fragmentados en dos días, más otras 6 horas de inventario forestal, marcación, traslados, al rizo etc. en las dos parcelas restantes solo se realizó inventario de las especies ya que al momento de la verificación a campo el propietario ya había realizado parte de las actividades de raleo y poda en el punto correspondiente, el tamaño de la muestra se estableció arbitrariamente, ya que se observó poca variación de costos, entre parcelas, en cuanto al inventario forestal, existen varias parcelas en predios de similar característica que dan aproximadamente los mismos resultados, además de contar con un presupuesto acotado. Para calcular los jornales necesarios por ha se consideró un jornal con 6 horas de trabajo y dos horas para traslados, almuerzo, descanso, merienda etc. Los resultados descriptivos de las mediciones se presentan en costos, densidades y volúmenes por hectáreas.



Figura 3. Elaboración de Leña



Figura 4. Comparación de imágenes año 2004 – con una actual



Figura 5. Comparación de imágenes año 2013 – con una actual



RESULTADOS

Cuadro 1. Densidad diámetro y altura de especies post raleo, tomado de las 6 parcelas preseleccionadas, los diámetros se tomaron solo a los individuos que superaron los dos metros de altura.

Especies	Densidad parcial	Densidad/Hectárea.	Diámetro medio	Altura total media
mistol	12	40		1,2
algarrobo	74	247	4,7	2,8
guayacán	2	7		1
Total	88	294		

Cuadro 2. Costos de selección, liberación de árboles futuros, podas, elaboración y juntado de leña, más aplicación de herbicida en tocones, estos datos fueron tomados de 4 parcelas circulares de 500 m² cada una. La toma de datos se realizaron los días 21 y 26 de junio de 2018 y los valores de los precios tomados como referencia corresponden a esas fechas.

Costos totales por hectáreas			Valores		Observaciones
Actividad /producto	Cantidad	unidad de medida	Valor en \$ por unidad	Valor total por hectáreas	
Mano de obra	8,9	Jornal/hectárea Trabajo efectivo, más tiempo de descanso traslado etc.	432,22	3846,75	el costo del operario por día se calculó de acuerdo a la Resolución 067/2017 ⁽¹⁾
Nafta + aceite	19,8	Litros/hectárea	40,0	792	nafta y aceite al 0,05%
Aceite	9,6	Litros/ha.	50,0	480,0	Aceite de cadena.
Cadena-Piñón	0,23	Depreciación/metros de leña/ha.	1220,0	280,6	Se calcula una cadena y piñón cada 140 m ³ . (Kees, Michela , & Skoko, 2017). Dividido la cantidad de leña elaborada por ha.



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

Espada	0,07	Depreciación/metros de leña /ha.	2700,0	189,0	Una espada cada 3 cadenas. (Kees, Michela , & Skoko, 2017).
Amortización de la maquinaria⁽²⁾	11,7	Valor en \$/horas útiles	11,7	234,0	Se calcula de acuerdo al valor de la maquina dividido su vida útil 1800 horas (Kees, Michela , & Skoko, 2017) por la cantidad de horas efectivas por ha.
Herbicida	0,1	Litros concentrado/ha.	3000	300	
Total				6122,35	No se consideró gastos de traslado, seguro ni de comida.

⁽¹⁾Resolución 67/2017 – Remuneración mínima para trabajadores que se desempeñan en la actividad forestal en el ámbito de la provincia del Chaco. Fuente Comisión Nacional del Trabajo Agrario – Ministerio de Trabajo, Empleo y Seguridad Social de la Nación

⁽²⁾ Se Utilizó una motosierra STIHL MS 361 – Cilindrada 59 CC

Cuadro 3. Volumen de leña aprovechable, en metros estéreos por parcelas de 500 m² y total por ha además se desprende el costo en pesos por metro³, este valor se debería usar como referencia para comercializar la misma.

	Parcelas	Vol. m³	superficie m²	total por ha m³
Leña:	PC1	2,18	500,00	
	PC2	1,80	500,00	
	PC3	1,05	500,00	
	PC4	1,54	500,00	
Total		6,57	2000	32,85
Costo en pesos por metro³				186,37



CONCLUSIÓN

En el marco del análisis de los resultados se debe mencionar que todas las parcelas presentaron regeneración de especies de valor forestal (algarrobo), aunque en dos de ellas se encontraron solo individuos de menos de 1 m de altura (brinzales). Tal como se había observado en el plan piloto mencionado, es común la existencia de áreas con marcadas diferencias de edades, en ese sentido, el manejo ganadero para estas áreas debe prever especial atención en la regeneración.

Por otro lado, la densidad de árboles presente es muy promisoriosa, (cuadro nº1). Además, la presencia de especies distintas del algarrobo blanco, como el mistol o el guayacán, indican la posibilidad de aparición de otras primarias asociadas, como el quebracho blanco o colorado, que se observaron fuera de las parcelas seleccionadas. Aunque no se tomó registro, existe un número importante de especies del sotobosque, tales como talas, sachas, tunas, cardos etc, las cuales deben ser contempladas en el manejo, en un porcentaje apropiado para lograr una mayor diversidad. Teniendo en cuenta que es la primer intervención, sobre estos lotes es importante aclarar que el manejo deberá tener continuas intervenciones de mantenimiento, similar a un manejo silvopastoril, el control de la aparición de tuscas, podas y segundos raleos de los árboles ahora seleccionados deben ser tenidos en cuenta en estudios posteriores.

Costo

El costo de tratamiento fue relativamente bajo comparado con lo que se debería invertir para lograr una plantación con las mismas densidades y crecimiento, actualmente de \$21.067.00 /ha. (Ministerio de Agroindustria, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, 2018). Además, se debería considerar que esta tarea permite un recupero de gastos con la comercialización de la leña, otro factor importante en comparación a las plantaciones es que no es necesario realizar clausuras prolongadas ya que las especies en general superan la altura crítica para la incorporación de ganado. Proyección a Futuro

El plan de restauración productiva consiste en lograr un sistema silvopastoril basado en el manejo de las especies arbóreas seleccionadas al momento del raleo, además de la incorporación de pasturas cuya instalación no se analiza aquí. De acuerdo a la entrevista a los propietarios de estos lotes, actualmente los suelos no pueden soportar más de 0,3 animales bovinos por ha, situación que sería mejorable de acuerdo con el manejo forrajero a seguir. Por otra parte, se debe mantener especial cuidado sobre los desechos forestales para evitar incendios, ya que la recuperación del suelo es un factor importante para mejorar la oferta forrajera a través de la incorporación de pasturas.

Para manejo de Algarrobo blanco

La liberación de esta especie tiene un efecto muy importante en cuanto a su crecimiento futuro. Si no se hiciera una intervención silvícola posterior o no se produce un nuevo disturbio, la sucesión continuaría hacia la formación de un monte nativo similar a los ecosistemas que se pueden tomar como referencia, aunque con ventajas competitivas para el algarrobo. De acuerdo con mediciones de la zona sobre plantaciones y áreas de regeneración natural, el crecimiento de la especie alcanzaría 1,6 cm de diámetro por año, con lo cual sería esperable para los casos estudiados que pasados unos 15 años se podría disponer de materia prima aprovechable para las industrias locales



y por lo tanto de un ingreso económico predial que podría sostenerse en forma continua con la rotación del tratamiento en los lotes.

Bibliografía

Ministerio de Agroindustria secretaria de agricultura y pesca. (s.f.). *Boletín Oficial*. Recuperado el 9 de julio de 2018, de <https://www.boletinoficial.gob.ar/#!DetalleNorma/177738/20180118>

Alberto, J. A. (2006). *El Chaco Oriental y sus fisonomías vegetales*. Recuperado el 2018, de UNNE: revistas.unne.edu.ar/index.php/geo/article/download/2823/2503

Ceccon, E., & Pérez, R. D. (2016). La restauración ecológica en el contexto socioambiental de América Latina y el Caribe. En E. Ceccon, R. D. Pérez, & V. Manzini (Ed.), *Más allá de la ecología de la restauración*. (pág. 22). Buenos Aires.

Galeano, V. H. (2014). *Tamaño óptimo de parcelas para el cálculo de regeneración en montes bajos*. UNIVERSIDAD NACIONAL DE FORMOSA: TESIS DE GRADO.

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Ministerio de la Producción Provincia del Chaco. (2002). *Los suelos del departamento Mayor Luis Jorge Fontana*. Recuperado el 2018, de https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-img-departamento_fontana.jpg

Kees, S. M., Michela, J. F., & Skoko, J. J. (2017). *Rendimientos y costos de la fabricación de cabón elaborado por pequeños productores del oeste Chaqueño*. Recuperado el 2018, de INTA: <https://inta.gob.ar/documentos/rendimientos-y-costos-de-la-fabricacion-de-carbon-elaborados-por-pequenos-productores-del-oeste-chaqueno>

Ministerio de la Producción Provincia del Chaco. (2005). *Manual para manejo forestal sustentable de los bosques nativos de la Provincia del Chaco*. Recuperado el 2018, de <http://www.ambienteforestalnoa.org.ar/userfiles/biblioteca/descarga/manualmanejochaco.pdf>

Tortorelli, L. A. (2009). *Maderas y bosques Argentinos* (segunda ed.). Buenos Aires.: Orientación gráfica.

Vargas Rios, O. (2011). Restauración ecológica: biodiversidad y conservación. 2 (págs. 221-246). Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.



UNA METODOLOGÍA PARA EL ANÁLISIS ECONÓMICO DE PLANTEOS SILVOPASTORILES CARBONEROS EN EL CHACO SEMIÁRIDO

A METHODOLOGY FOR ECONOMIC ASSESSMENT OF SILVOPASTORAL & CHARCOAL PRODUCTION SYSTEMS IN SEMIARID CHACO

Navall, Marcelo; Roxana R. Ledesma; Pablo D. Tomsic (1)

⁽¹⁾ INTA EEA Santiago del Estero, Argentina.

Jujuy 850 CP 4200, Santiago del Estero, Argentina – navall.marcelo@inta.gob.ar

Resumen

Proponemos un método sencillo para asistir a productores y técnicos en la evaluación económica de un grupo de prácticas de manejo propuestas para bosques nativos de la región del Chaco Semiárido. El trabajo se concentra en el diseño del método de cálculo, y aunque se utilizan valores específicos de las variables que se requieren para el cálculo de ingresos y egresos, el trabajo no pretende evaluar económicamente el modelo de manejo, sino proponer un método para que, con sus propios datos, productores y técnicos puedan analizar económicamente sus casos puntuales. Las prácticas utilizadas para el ejemplo de cálculo consisten en una compatibilización de manejo ganadero de cría en bosques zonificados en amarillo en la Ley de Bosques con tratamientos de control del arbustal mediante Rolado de Baja Intensidad (RBI); con la cosecha sustentable de leña para la producción de carbón vegetal. Se han considerado en la evaluación solo algunas variables de los costos de producción de estas prácticas, como para brindar un análisis orientativo en lo económico. El planteo analizado sería compatible con los términos del Convenio de Manejo de Bosques con Ganadería Integrada, aunque el método de cálculo podría ser útil para planteos que no necesariamente sean compatibles con este marco.

Palabras clave: rolado, ganadería, carbón, margen bruto, bosques

Abstract

We propose a simple method to assist farmers and technicians in the economic evaluation of a group of management practices proposed for native forests of Semi-Arid Chaco region. The work focuses on the design of the calculation method, and does not intend to economically evaluate the management model. We use specific values of the variables required for the calculation of income and expenses are used, only for didactic purposes. Our aim is that farmers and technicians, with their own data, can use the method to conduce economic analysis of their specific cases. The practices used for the calculation example combines livestock management and charcoal production, applied on yellow-zoned forests in the Forest Law, in Semi-Arid Chaco. In our example, we assumed that shrub control is applied with Low Intensity Roller Chopping (RBI) and that charcoal production is conducted by sustainable harvesting of forest growth. Only a few variables of the production costs of these practices have been considered in the evaluation, to provide an indicative economic analysis. The analyzed proposal would be compatible with the terms of the Forest Management Agreement with Integrated Livestock (MBGI), although the method of calculation could be useful for proposals that are not necessarily compatible with this framework.

Keywords: roller-chopping; livestock; charcoal; gross margin; forests



INTRODUCCIÓN

Los sistemas silvopastoriles sobre bosques nativos han sido propuestos como alternativas de manejo capaces de compatibilizar la producción de carne y la producción forestal en forma sustentable, en bosques nativos del Chaco semiárido (Kunst et al, 2014). La evaluación económica de estas prácticas ha sido siempre un área de vacancia importante, básicamente porque implica un gran desafío debido a la gran cantidad de variantes que los sistemas pueden tener, según su diseño, sus rendimientos y los precios locales a los que accede cada productor. Por esta característica, las evaluaciones con datos puntuales, o de estudios de caso, son de alcance limitado para analizar la conveniencia económica de las prácticas. Este tipo de evaluaciones puntuales no permite hacer estimaciones de la incertidumbre, ni tiene la posibilidad de recalcularse con otros valores de precios o rendimientos. El objetivo de este trabajo se orienta a sortear esa limitante, mediante la elaboración de un método de cálculo sencillo y flexible, para evaluar económicamente propuestas de manejo ganadero de cría con producción de carbón, en combinaciones silvopastoriles sobre bosques nativos del Chaco semiárido. Para guiar el diseño del método de cálculo, se sigue como ejemplo un modelo de manejo basado en las prácticas propuestas por INTA para este tipo de sistemas, con los valores que la hacen compatible con el convenio de Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI). Sin embargo, el método propuesto y la planilla elaborada podrían ser útiles también para hacer estimaciones económicas de propuestas técnicas que estén fuera de este marco.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para las actividades de ganadería de cría y producción de carbón, seleccionamos las variables más determinantes de los costos e ingresos, y las integramos en fórmulas en una planilla Excel, para calcular el margen bruto de cada una. La planilla está disponible para su descarga en la siguiente dirección web: <https://goo.gl/oGQxCJ>. Se recomienda descargar la planilla en lugar de trabajarla online. Se agregó un término llamado "otros costos" y "otros ingresos", a fin de dar la posibilidad al usuario para incorporar otras variables en el cálculo. Todos los valores utilizados en los cálculos propuestos, corresponden a precios sin IVA, salvo mención contraria.

a) Producción ganadera

Uno de los principales desafíos de la producción ganadera en el Chaco Semiárido es el control del arbustal y la oferta forrajera. El INTA ha propuesto métodos para incrementar la receptividad en bosques nativos del Chaco semiárido mediante el pasaje de un tractor con rolo de reducidas dimensiones, a fin de mejorar la accesibilidad y la oferta forrajera (Kunst et al, 2008). Calculamos el costo de la práctica mediante la siguiente fórmula:

$$C = \left(\frac{R + S}{a} + Oc \right) \times G \times (1 + i)^a$$

Donde:



C: costo de la práctica de rolado en \$/ha.año

R: costo del rolado (sin semilla) en litros de gasoil/ha – valores de contratista

S: costo de semilla en litros de gasoil/ha

a: años de duración del rolado (ciclo de re-rolados), en años

Oc: otros costos operativos que se quieran considerar para completar el análisis del margen bruto de la ganadería de cría (sanidad, mano de obra, gastos veterinarios, suplementación, etc), expresados en litros de gasoil/ha.año

G: precio del litro de gasoil, en \$/litro

i: tasa de interés real, en tanto por uno. La tasa de interés real es la diferencia entre la tasa de interés y la inflación.

Por simplicidad, se han contemplado en esta fórmula de cálculo sólo aquellos factores de mayor relevancia, para permitir que, con una fórmula sencilla y valores propios de costos, precios y duración de tratamientos, el productor pueda calcular sus propios costos para la práctica de rolado. Cabe destacar que por ser el rolado una actividad plurianual, para prorratear el costo de su aplicación en valores anuales, es necesario ajustar el costo anual con la tasa de interés real, que es la diferencia entre la tasa de interés y la inflación.

Para calcular el rendimiento productivo y el valor de los ingresos por comercialización, proponemos también un sistema sencillo, como para una primera aproximación, que luego puede mejorarse incluyendo más variables y detalles. Con esta consideración, el ingreso bruto en rodeos de cría podría estimarse por la siguiente fórmula:

$$IB = EV \times dtt \times (1 - rep) \times p \times v + Oi$$

Donde:

IB: ingreso bruto, en \$ por ha y año

EV: receptividad, cantidad de Equivalentes Vaca (EV), expresada en EV/ha.año.

dtt: porcentaje de destete, porcentaje de vacas que destetan un ternero al año.

p: peso de los terneros al destete, en kg.

rep: porcentaje de reposición, que es la porción de los destetes que no saldría a venta, en tanto por uno.

v: precio de venta de los terneros, en \$/kg vivo.

Oi: otros ingresos del sistema, que se quieran incorporar para completar el análisis del ingreso bruto, expresados en \$/ha.año.



b) Producción de carbón

Utilizando la misma modalidad que para el cálculo de los costos e ingresos brutos del rolado, se seleccionaron las principales variables que influyen en el costo de la producción de carbón vegetal, siguiendo las prácticas habituales de la región chaqueña semiárida, que utiliza hornos de ladrillo tipo "media naranja" (Rueda et al, 2015). La fórmula de cálculo del costo de producción de carbón es la siguiente:

$$C = [(JJ \times j) + g + O_c + (m + t) \times G \times r] \times \frac{CS}{r}$$

Donde:

C: costo de producción de carbón, en \$/ha.año

JJ: jornales por tonelada de carbón (incluye mano de obra para corta, transporte, carga, quemado, descarga y embolsado del carbón a 20/22 kg), expresado en jornales/tn carbón.

j: costo del jornal, en \$/jornal.

g: costo de guías de transporte, en \$/tn carbón.

O_c: Otros costos, expresados en \$/tn carbón.

m: costo de uso de la motosierra, expresado en litros de gasoil/metro estéreo de leña.

t: costo de transporte (sin mano de obra), expresado en litros de gasoil/metro estéreo de leña.

G: costo del gasoil, en \$/litro.

r: rendimiento de leña a carbón, expresado en metros estéreo/tn carbón.

cs: tasa de cosecha sustentable de leña, expresada en metros estéreo/ha.año.

Para el cálculo de los ingresos de la actividad carbonera, se utilizó la siguiente fórmula:

$$IB = \frac{CS}{r} \times (1 - c) \times C + O_i$$

Donde:

IB: ingresos brutos de la producción de carbón, expresados en \$/ha.año

cs: tasa de cosecha sustentable de leña, expresada en metros estéreo/ha.año.

r: rendimiento de leña a carbón, expresado en metros estéreo/tn carbón.

c: porcentaje de merma en la producción por generación de carbonilla, en tanto por uno

C: valor de venta del carbón, expresado en \$/tn carbón

O_i: otros ingresos, expresados en \$/ha.año



c) Cálculo de márgenes brutos y simulación

A partir de las fórmulas precedentes, se calcularon los costos e ingresos de cada actividad, y a partir de éstos, los márgenes brutos de cada una. La estimación de ingresos brutos a partir de valores puntuales en sistemas tan variables como los evaluados, no puede aplicarse en forma generalizada, ya que son sistemas complejos y multivariados, donde intervienen más de un componente productivo valorable económicamente y cualquier variación externa o interna impactaría en el margen bruto final.

Para contemplar esta condición, para cada variable de cálculo se incorporó en el cálculo un rango de variación, que alrededor del valor puntual asumido, incorpora un valor "optimista" o del mejor escenario de precios y rendimientos, y de un valor "pesimista" o del peor escenario. De esta manera, aplicando las fórmulas sobre los valores "pesimistas" y "optimistas" asignados a cada variable, se pueden calcular rangos de variación para el margen bruto de cada actividad.

Para complementar la simulación del margen bruto, se incorporó a la planilla de cálculo una simulación de 10.000 casos aleatorios, para los que se calcularon los costos, ingresos y el margen bruto de cada actividad, tomando para cada caso simulado un valor aleatorio de cada variable dentro del rango de variación reportado para cada una. Con los resultados de esta simulación, se realizó dentro de la planilla un gráfico de probabilidades de resultado final, y se agregó una tabla con valores de probabilidad esperada para diferentes rangos de resultado. De esta manera, la planilla permite realizar una simulación a partir los valores puntuales y de los rangos de variación ingresados por el usuario.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

a) Producción ganadera

Los costos del servicio de rolado de baja intensidad (RBI, Kunst et al, 2008) rondan los 105 litros/ha, variables entre 95 y 115 litros/ha (Schulz, com. pers., contratista de rolado). Con valores actuales cercanos a los U\$S 6,9 por kg de semilla de Gatton panic (Empresa Peman, consultada en julio de 2018), y con una densidad recomendada de siembra de 5 kg por hectárea, y un valor del litro de gasoil de \$24,05/litro (Infobae, julio de 2018), el costo actual de la semilla sería de alrededor de 33 litros más de gasoil por hectárea. En la región Chaqueña semiárida, el ciclo habitual de rolado ronda los 3-4 años, sobre el que se ha demostrado que es factible de elevar hasta 5 o 6 años (Kunst et al, 2016). Por tratarse de una actividad plurianual, es necesario ajustar el costo anual con la tasa de interés real, que es la diferencia entre la tasa de interés y la inflación. Al momento de esta publicación, la tasa real de referencia del Banco Nación era de 1,8% anual (BNA, 2018).

Usando los valores promedio propuestos para cada variable, la fórmula precedente arroja un costo de la práctica de \$891,1/ha.año. Utilizando los límites de los rangos propuestos para cada variable, se realizó el cálculo del costo de la práctica de RBI para el mejor y peor escenario, arrojó valores de \$657,3 y \$1486,8/ha.año, respectivamente.



Para el cálculo de los ingresos, se estimó en primera medida la receptividad. Valores de rendimiento de gaton panic en tratamientos de RBI, en un promedio de 7 años, indican ofertas de 4430 KgMS/ha.año (Kunst et al, 2012). Considerando una necesidad de forraje de 3650 KgMS/EV.año (10KgMS/día), y un factor de uso del 50%, la receptividad estimada sería de 0,61 EV/ha.año. Los datos de error de estimación de la oferta promedio de pasto (221 KgMS/ha.año. Kunst et al, 2012), indican que el intervalo entre el peor y el mejor escenario rondan el 5% respecto a este valor puntual.

El porcentaje promedio de destete de la región chaqueña semiárida se ha estimado en alrededor del 55%, con valores de hasta el 80% con buena representación regional (Banegas et al, 2015).

Como pesos de terneros al momento de la venta, se toman los valores encontrados por Nasca y García Posse (2016), con valores medios de 148 Kg, variables entre mínimos de 113 y máximos de 184 kg/ternero.

El porcentaje de reposición de hembras en rodeos de cría, oscila entre un 15 y 25%, con un valor medio de 20% (Cappozzolo, 2014).

El precio de venta de los terneros se tomó de la empresa de remates Tradición Ganadera S.A., que informa precios de \$40,51/kg para el Kg de terneros sin trazar menores a 160 kg (Tradición Ganadera S.A., julio de 2018), se asume para los cálculos un rango de variación del 10% respecto a ese valor.

A partir de las variables antes expuestas, el valor promedio del ingreso bruto calculado con la fórmula precedente fue de 1.600,9 \$/ha.año, mientras que realizando el cálculo con los límites de los rangos de variación, para el mejor y peor escenario, se obtuvieron valores de 3.891,0 y 478,2 \$/ha.año, respectivamente.

A partir de los valores del ejemplo citado y siguiendo el método de cálculo propuesto, la práctica tendría un margen bruto de 710 \$/ha.año, variable entre 3.234 y -1.009 para el mejor y peor escenario, respectivamente. Cabe destacar que para este cálculo no se han contemplado buena parte de los costos directos asociados a la cría ganadera, y que por ello este valor no es representativo del margen bruto completo. No se recomienda utilizar este resultado directamente, sino usar la planilla de cálculo con los datos propios para evaluar cada situación adecuadamente. Se recuerda que el objetivo del trabajo es explicitar un método de cálculo y no dar una estimación puntual.

a) Producción de carbón

Una de las variables determinantes del costo de producción de carbón es el costo de la mano de obra. El rendimiento estimado para las tareas de apeo, elaboración, carga, transporte y descarga de leña, más las propias de la carbonización: carga del horno, quemada, enfriado, descarga y embolsado, son de 2,04 jornales/Tn de carbón (Kees et al, 2017). A partir de valores del mismo trabajo, se estima un rango de variación de entre 1,53 y 2,55 jornales/Tn carbón para el mejor y peor escenario, respectivamente. El valor del jornal estimado para la región es de \$412,94/jornal (FOSIF, 2017 que sigue vigente a julio de 2018), variable entre \$350 y \$450.



Otro rubro importante de costos lo constituyen los gastos de transporte de leña, y los correspondientes al uso y mantenimiento de motosierras. El costo de uso y mantenimiento de motosierra determinado por Kees y colaboradores (2017), y actualizado por los precios de combustible (Infobae, julio de 2018), y expresado en las variables de cálculo propuestas, es de 1,34 litros de gasoil/metro estéreo. Se asigna a este valor un rango de variación del 20% para la simulación de los escenarios propuestos. Por su parte, el costo de transporte de leña para distancias intermedias, ocupando tractor y acoplados, implica un costo estimado en 1,5 litros de gasoil/metro estéreo, con un rango de variación de 0,5 litro/metro estéreo (Heinzen, com. pers.).

El tercer rubro considerado en el costo de la producción de carbón vegetal es el de la guía de transporte, que actualmente tiene un costo en Santiago del Estero de \$226/tn (Heinzen, com. pers.), para la que se asignó un rango de posible variación de entre \$200 y \$250.

Para calcular el volumen de carbón factible de producir por hectárea, se necesita conocer la tasa de crecimiento forestal sustentable del bosque nativo. Esta tasa se puede calcular a partir del crecimiento relativo en área basal, el área basal existente, y la conversión de m^2 de área basal a metros estéreo. Se han medido valores de crecimiento leñoso anual de entre 1,16 y 1,82 % del área basal existente (Navall, 2012). Considerando un área basal disponible de 8 m^2/ha , y valores de cosecha de alrededor de 10 metros estéreo por m^2 de área basal cortado (Heinzen, com. pers., 2018), estos valores darían una tasa promedio anual de 1,2 metros estéreo/ha.año, variables entre 0,928 y 1,456 me/ha.año. El rendimiento de leña a carbón se toma de la tabla de valores de la FOSIF, estimado en 7,15 me/tn de carbón (FOSIF, 2017), y se estima una variación de entre 7 y 8 me/tn carbón.

Con los valores del ejemplo antes expuesto, y siguiendo el método de cálculo propuesto, el costo de la producción de carbón a tasa de cosecha sustentable sería de 261,3 \$/ha.año, variable entre 223 y 257,7.

En cuanto a los ingresos, a la tasa de producción sustentable se le debe restar una pérdida por carbonilla (estimada en un 10%, variable entre 5 y 15% para el mejor y peor escenario, respectivamente), y multiplicarla por el precio de venta. El precio promedio actual en la región del Chaco semiárido ronda los \$3.500/tn de carbón embolsado a 20-22Kg y puesto sobre camión, variable entre \$4.000 y \$3.200 para el mejor y peor escenario, respectivamente, dependientes básicamente de la distancia a rutas asfaltadas.

Con los valores de ejemplo planteados, el ingreso bruto por la producción de carbón a tasa de cosecha sustentable sería de 528,7 \$/ha.año, variable entre 790,4 y 315,5 para el mejor y peor escenario, respectivamente.

Con los datos de ejemplo, el ingreso bruto de la producción de carbón sería de 267 \$/ha.año, variable entre 567 y 58 para el mejor y peor escenario, respectivamente.

b) Simulación y margen bruto combinado

A partir del método de cálculo propuesto y de los valores asumidos para cada variable, se encontró un valor medio del margen bruto combinado de 977 \$/ha.año, variable entre 951 y 3801 \$/ha.año para el peor y mejor escenario, respectivamente.



Como se puede observar, el rango de variación encontrado combinando los datos del mejor y peor escenario presenta una gran amplitud, que no aporta demasiada información. Para reducir esta incertidumbre, se utilizó la simulación propuesta para los valores asignados.

Esta simulación acotó el margen entre el mejor y el peor escenario, generando un valor medio de margen bruto de 893 \$/ha.año para las prácticas combinadas, variable entre -567 y 3.252 \$/ha.año. El siguiente gráfico muestra la distribución de probabilidades según clases de resultado de margen bruto combinado (RBI + carbón), para 10.000 simulaciones que tomaron valores aleatorios dentro del rango de variación de cada variable ingresada.

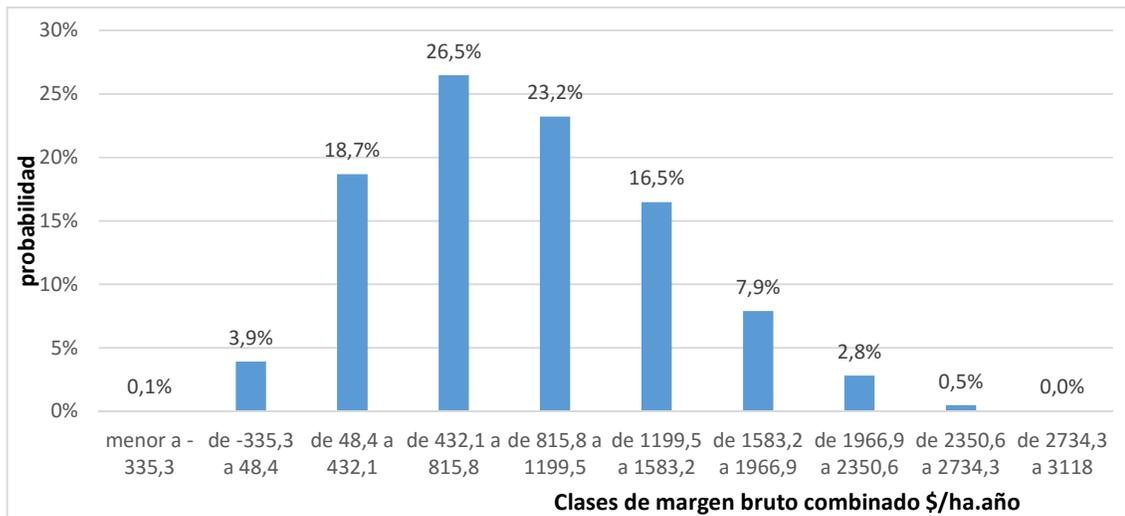


Figura 1. Probabilidades de ocurrencia por clase de resultados de margen bruto, para la actividad de rolado de baja intensidad combinada con producción de carbón, resultante de la simulación realizada por la planilla de cálculo desarrollada.

Tabla 1. Probabilidades acumuladas por clases de resultado final en el margen bruto

Clase de margen bruto	probabilidad
menores o igual a 0	0,1144
mayores a 0	0,8856
mayores a 500	0,5529
mayores a 1000	0,2418
mayores a 1500	0,0614

Como se puede observar, para el método de cálculo propuesto, los resultados de la simulación dan una información más precisa. Los mismos indican una probabilidad mayor al 88 % de encontrar márgenes brutos positivos, y del 55 % para márgenes brutos mayores a 500 \$/ha.año.



CONCLUSIONES

El presente documento propone una metodología de cálculo sencilla y flexible, para asistir la toma de decisiones del productor, con sus propios valores, rendimientos y costos sobre la conveniencia económica de sistemas silvopastoriles sobre bosques nativos del Chaco semiárido, combinando Rolado de Baja Intensidad (RBI) con la producción de carbón.

Con valores disponibles de la bibliografía, el método de cálculo propuesto indica que el RBI y la producción de carbón serían capaces de generar un margen bruto combinado de 977 \$/ha.año, de los cuales alrededor del 70% corresponden a la actividad ganadera. El método de simulación empleado permitió determinar que, con los valores asignados, hay una probabilidad del 88% de obtener márgenes brutos positivos mediante la implementación de las prácticas de RBI y producción de carbón.

Queda evidenciada la gran variabilidad resultante de combinar los rangos posibles de cada variable, por lo que se refuerza la necesidad de contar con planillas de cálculo como la propuesta, para realizar simulaciones más acotadas, con los datos puntuales y rangos reales de la situación del productor y la región. La planilla elaborada brinda una modalidad concreta para incorporar la incertidumbre de cada variable, con rangos reales para cada situación a evaluar.

Bibliografía

Cappozzolo, M. C., Crudeli, S.; 2014. La reposición de hembras, uno de los puntos clave en los sistemas de cría. Revista voces y Ecos n°31, pp

FOSIF, 2017. Tabla Salarial elaborada en el marco de la Ley 26.727 – Régimen Nacional de Trabajo Agrario, valores vigentes para las tareas forestales de aplicación en la provincia de Santiago del Estero, desde agosto de 2017.

Heinzen, C., 2018. Comunicación Personal sobre costos de la producción de carbón, como productor carbonero de Santiago del Estero.

Infobae, 2018. "El litro de nafta premium superó los \$30 en todo el país y anticipan nuevos aumentos todos los meses". Nota consultada en internet, el 1/07/2018. <https://www.infobae.com/economia/2018/06/04/el-litro-de-nafta-premium-supero-los-30-en-todo-el-pais-y-anticipan-nuevos-aumentos-todos-los-meses/>

Kunst, C., Ledesma, R., Godoy, J., 2012. Acumulación de biomasa aérea de Panicum maximum cv Gatton panic en rolados. 2do Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Santiago del Estero, pp 61-65.

Kunst, C.; Ledesma, R.; Navall, M.; 2008 (Eds). "RBI – Rolado Selectivo de baja Intensidad". Ediciones INTA 2008. Manual 140págs.

Kunst, C.; Sandra Bravo, Roxana Ledesma, Marcelo Navall, Analía Anríquez, Darío Coria, Juan Silberman, Adriana Gómez, Ada Albanesi, 2014. "Ecology and Management of the Dry Forests and Savannas of the Western Chaco Region, Argentina. Capítulo del libro: Dry Forests: Ecology, Species Diversity and Sustainable Management. Nova Publishers pp.133-164.

Nasca, J.; García Posse, F.R.; 2016: Evaluación del comportamiento de un sistema de cría bovina. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Ediciones INTA.

Schulz, R., 2018. Comunicación Personal sobre precios del tratamiento de Rolado Selectivo de Baja Intensidad – RBI como contratista de servicios de rolado.

Tradición Ganadera, S.A., 2018. Índice general de precios Invernada 2018, precios para el mes de junio para terneros sin trazar. <http://www.tradicionganaderasa.com.ar/2018%20IITG.html> consultado el 4/07/2018.



VALORACIÓN ECONÓMICA DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN SISTEMAS SILVOPASTORILES

ECONOMIC VALUATION OF ECOSYSTEM SERVICES IN SILVOPASTORAL SYSTEMS

Schinato, Franco (1); Adriana Bussoni (3); Virginia Morales Olmos (3)

⁽¹⁾ Facultad de Agronomía- UDELAR, Montevideo, Uruguay, francoschinato@hotmail.com;

⁽²⁾ Facultad de Agronomía-UDELAR, Departamento de Ciencias Sociales, Gestión Forestal,

⁽³⁾ Centro Universitario de Tacuarembó-UDELAR, Departamento de Economía

Resumen

La valoración económica de los servicios ecosistémicos (SE) es una poderosa herramienta que permite cuantificar la importancia relativa de un ecosistema e incorporarlos en la función de producción, a pesar de no tener siempre un mercado que determine su valor. Los sistemas silvopastoriles (SSP) son sistemas que producen modificaciones en el ambiente donde se desarrollan. A pesar de ser importantes en superficie y representar la fuente de ingreso de una gran cantidad de productores rurales de América Latina, han sido poco estudiados desde la perspectiva de la valoración de los SE. Este trabajo tiene como objetivo analizar los estudios de valoración de los SE brindados por los SSP, con énfasis en los trabajos llevados a cabo en climas templados. El trabajo se realizó a partir de una búsqueda bibliográfica de los artículos más recientes publicados en revistas técnicas y arbitradas. Los trabajos fueron clasificados en base a las categorías de los SE estudiados, al SE provisto, al tipo de organización productiva, el lugar donde se desarrolló el estudio, los indicadores propuestos y la metodología de valoración económica utilizada. Entre los análisis se verifican las categorías de los SE de provisión, regulación y soporte como las más evaluadas, así como los SE de secuestro de carbono, de provisión de alimentos, de madera y de biodiversidad, siendo escasa las valoraciones de SE culturales para los SSPs. Entre las metodologías se destaca el uso de la valoración directa de mercado, por su disponibilidad de datos y la metodología de valoración contingente, con la disposición a pagar o recibir de los agentes, debido a su versatilidad de aplicación. La necesidad de disponer de datos biofísicos para caracterizar la provisión de un SE, así como las metodologías para recabar datos y modelar mercados hipotéticos, representan importantes desafíos en la obtención de funciones confiables de los SE.

Palabras clave: Sistemas de producción sustentables; Valoración ambiental; Valor económico.

Abstract

The economic valuation of ecosystem services (ES) is a powerful tool that allows quantifying the relative importance of an ecosystem and to incorporate them in the production function, although not always having a market that determines this value. The silvopastoral systems (SPS) are systems that produce modifications in the environment where they are developed. Even though these systems cover important areas and represent the source of income for many rural producers in Latin America, where they have not been widely studied when considering economic valuation. The objective of this study is to review the methods used to estimate the economic value of ES with focus on SPS in temperate climate. The study reviewed both technical and scientific articles. The studies were classified based in the category of ES studied, the ES provided, the kind of productive organization, the place where it was developed, the indicators used, and the valuation methodology applied. We verified that the provision, regulation and supporting categories are the most evaluated, as well the ES of carbon sequestration, and the provisioning of food, wood and biodiversity. In the other hand, initiatives are scarce for cultural ES in SPS. Between the methodologies of economic valuation most verified are the direct market valuation, due to its availability of data, and the contingent value, estimating the willingness to pay of the agents, due to its versatility of use. The need for biophysical data for



characterizing the provisioning of an ES, as well, economic data surveys can represent barriers for effectuating these studies, nevertheless, the subjected evaluated currently owns a comparable international literature.

Key words: Sustainable production systems; Economic valuation methodologies; Ecosystem services.

INTRODUCCIÓN

La valoración económica de los servicios ecosistémicos (SE) es una herramienta que permite cuantificar su importancia en un sistema productivo a pesar de no tener un mercado que determine ese valor. Una de las características de estos SE es no disponer de un mercado tradicional en donde se realice una interacción entre la oferta y la demanda, y por lo tanto es necesario estimar su valor en forma indirecta. Dichas estimaciones contribuyen a comprender las implicaciones de las actividades humanas sobre la dinámica ecológica, teniendo en cuenta que la oferta de un bien o servicio requiere la transformación de parte del capital natural, generando alteraciones en el nivel de bienestar de los consumidores. Es así como el medio ambiente provee de servicios y bienes que benefician a la sociedad. Sin embargo, en los ejes teóricos de la economía clásica, los procesos que provocan efectos positivos externos al sistema ambiental, o que son utilizados en sus dinámicas favoreciendo la producción final, muchas veces, no son cuantificados o valorados. Por lo tanto, la capacidad del medio ambiente de contribuir al bienestar social no necesariamente se integra a los procesos de toma de decisiones. Al momento, aún existen controversias respecto a la necesidad de estimar el valor monetario de los SE.

En los últimos años ha crecido el interés de la sociedad por analizar los impactos de las actividades productivas sobre el medio ambiente, juntamente con un desarrollo de herramientas que posibiliten entender con mayor amplitud las proporciones y relaciones complejas de los sistemas productivos. Se sabe también que los SE son resultantes de la dinámica ecológica y afectan el ambiente en el cual están insertos; en particular los sistemas agrarios pueden ser manejados de manera que deriven en consecuencias positivas sobre el medio ambiente, como podría ser el caso de los Sistemas Silvopastoriles (SSP).

Los SSP presentan un mayor nivel de diversidad biológica y mayor capacidad de resiliencia frente a las variaciones ambientales con respecto a las opciones convencionales, como la ganadería extensiva, generando escenarios de mayor estabilidad ambiental y económica en la producción rural (Amézquita et al., 2008; CIPAV, 2013). En este contexto, los SSP se configuran como una opción de gran potencial productivo, siendo la modalidad de Sistemas Agroforestales (SAFs) la predominante en muchas regiones de América del Sur, en particular en ambientes con clima subtropical y templado. Estos sistemas se encuentran en distintos ecosistemas, en mucho de los cuales predominan los pastizales naturales. A la par de un aumento en la adopción de esos sistemas en esas regiones, se avanzó también en la cantidad y diversidad de publicaciones científicas relacionadas con la temática de valoración económica de los SE (Somarriba et al., 2012; Peri et al., 2016).

Este estudio tiene como objetivo exponer y analizar las principales metodologías de valoración de los SE para luego analizar los avances en valoración de SE enfocados en los SSPs. Se espera obtener una síntesis de los principales estudios disponibles, para contribuir en la sistematización de las informaciones sobre el tema y analizar el estado actual en el uso de las metodologías. Así, esta



investigación se caracteriza, según López et al (2016), como una revisión literaria del tema, una vez que el estudio utiliza datos secundarios (expuestos por otros autores) en publicaciones científicas, tratando también de poner de relieve distintos puntos de vista de los autores referenciados, y contribuyendo con apuntes para la discusión del tema.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio ha utilizado un abordaje de investigación de revisión bibliográfica descriptiva del tema de la valoración económica de los SE en SSPs, de acuerdo con López et al (2016), y de investigación exploratoria, con base en Gil (2008). Como fuentes de informaciones se utilizaron datos primarios de publicaciones disponibles en libros, artículos científicos de revistas arbitradas, actas de congresos, entre otros. Para esto, han sido usados los buscadores de publicaciones científicas: *Mendeley* y *Google Scholar*. En el buscador *Mendeley* se emplearon los siguientes términos, en inglés: *Economic Valuation Ecosystem Services Silvopastoral Systems Temperate Climate*; obteniendo un total de 244 resultados. En el buscador *Google Scholar*, los términos empleados en inglés fueron: *Valuation Ecosystem Services Silvopastoral Temperate*; luego se agregaron, en el buscador avanzado, la frase exacta, *Ecosystem Services*. Se analizaron los resultados dentro de un período de 15 años, entre los años 2003 y 2018. En esta etapa se obtuvo un total de 1.120 resultados. Para el buscador *Google Scholar* fueron usados los mismos períodos, con los términos en español: *Valoración Servicios Ecosistémicos Silvopastoriles Templado*; y *Servicios Ecosistémicos*, como frase exacta. Se obtuvieron 287 resultados. En base a los materiales disponibles, se realizó un exhaustivo análisis de los documentos, en cual los criterios determinados para selección del material bibliográfico fueron sus relaciones directas con la valoración económica de SE en SSPs, con énfasis en la obtención de resultados en iniciativas desarrolladas en regiones de clima templado. Finalmente, los resultados se caracterizaron considerando los ítems: la categoría de SE estudiado en el trabajo; el SE provisto; el tipo de organización productiva; el país o la región donde se llevó a cabo el estudio; los indicadores utilizados; y la metodología de valoración económica.

En la continuación, se presentan los materiales que se tomaron como base para la realización de este estudio, considerando las principales categorías encontradas.

1. Servicios Ecosistémicos

Se consideran como los resultados de la dinámica ecológica promovida por los componentes bióticos y abióticos que constituyen el medio ambiente y que pueden contribuir a la satisfacción del bien estar humano (Haines-Young y Potschin, 2010a). Entre los SE, (Daily, 1997; MA, 2005; TEEB, 2010) señalan bienes y servicios como el mantenimiento de la biodiversidad, la producción de alimentos, de forraje, de madera, de combustibles, de biomasa, de fibras naturales, de fármacos y sus precursores, de recursos paisajísticos, de agua, de servicios de control de la calidad del agua y del aire, el control de erosión, la formación de suelos, la polinización entre tantos otros. El tema de los SE actualmente es ampliamente estudiado, disponiendo de vasta literatura científica internacional, sin embargo, se destaca que, en sus bases conceptuales de definición y clasificación, se encuentran disponibles diferentes referencias aceptadas, no existiendo una propuesta considerada como consenso (Haines-Young y Potschin, 2010a,b).



En uno de estos estudios, la Evaluación Ecosistémica del Milenio (MA, 2005) presentó los SE agrupados en cuatro grupos generales: de *Provisión*, relacionados al fornecimiento de alimentos, agua, materias primas y otros recursos naturales; *Regulación*, que actúan en las condiciones ambientales, como el secuestro de carbono, control de erosión, purificación del agua y del aire; control de inundaciones, entre otros; *Culturales*, que incluyen la oferta de ambientes para el ocio, educación, sus relaciones con la sociocultura, entre otros; y de *Soporte*, que fueron considerados como servicios que permiten la existencia de otros procesos ecológicos, como la formación de suelos, la polinización, el ciclo de nutrientes. Esta clasificación posee la condición de permitir el agrupamiento de los SE en grupos básicos, facilitando el entendimiento y separación de estos, habiendo sido empleada como base en otras publicaciones y propuestas de clasificaciones referencias del tema, como en (TEEB, 2010).

De modo a contribuir en la estandarización de este tema, una propuesta fue presentada por Haines-Young y Potschin (2010a) como una Clasificación Común Internacional de los Servicios Ecosistémicos (CICES), desarrollándola en base a las tipologías disponibles en la literatura internacional. En esta clasificación se sugiere el uso inicialmente de tres grupos temáticos, siendo que cada uno presenta divisiones internas denominadas de clases:

- *Provisión*: dividido en las clases *Nutrición*, *Materiales* y *Energía*;
- *Regulación y Mantenimiento*: conteniendo clases de *Regulación de Desechos*, *Regulación de Flujos*, *Regulación del Ambiente Físico* y *Regulación del Ambiente Biótico*;
- *Culturales*: abarcando las clases *Simbólico*, *Intelectual* y *Experimental*.

Esta propuesta sigue en los niveles de especificación, atribuyendo a cada clase, grupos genéricos de resultados de los SE, a los grupos, los tipos y subtipos de servicios, y a estos, ejemplos de bienes y servicios, bien como indicativos de beneficios propiciados al bien estar humano. Una de las diferencias existentes a la clasificación propuesta por MA (2005), reside en no considerar el grupo temático de servicios de *Soporte*, que de acuerdo con los autores Haines-Young y Potschin (2010a), esta es una forma de evitar la contabilización dupla de un SE, una vez que esta categoría no resulta directamente en productos finales de los ecosistemas, sino que actúa de modo intermediario propiciando la ocurrencia de otros.

Cabe aclarar que estas clasificaciones se proponen para sistematizar las bases conceptuales del tema de los SE, y así tratan de relaciones socio ambientales altamente complejas, en una búsqueda por propiciar metodologías que sirvan de referencia para los demás análisis ambientales bien como sus utilidades en nivel de formación de políticas públicas. Este estudio trata de presentar sus concepciones generales, siendo que cada una de ellas dispone de extensas discusiones y contextualizaciones que propician mayores detalles y claridad sobre sus abordajes del tema. Se destaca en conjunto a esto que, además de los beneficios de los SE, obtenidos por la existencia y manutención o conservación de los ambientes naturales, los mismos pueden provenir del manejo positivo de ambientes por los seres humanos, como en los resultados logrados en SAFs, en sistemas de producción orgánica, entre otros, cuando se los comparan con sistemas convencionales que generan mayores impactos ambientales (MMA, 2011).

2. Sistemas agroforestales: la modalidad silvopastoril y los servicios ecosistémicos



Los SAFs se caracterizan por la integración de distintos componentes en un mismo ambiente dinámico y, así, promover en su manejo interacciones positivas entre ellos, bien como hacia el medio ambiente en el cual están insertos (Franke y Furtado, 2001; Cabbage et al., 2012). Considerando el territorio de América Latina, los SSP presentan amplia dispersión y son la modalidad predominante de los SAFs, (Somarriba et al., 2012). Sin embargo, de acuerdo con lo que han constatado Peri et al. (2016), en una evaluación en el territorio de la Patagonia Argentina, los productores rurales vienen adoptando, todavía de modo lento o parcial, estos sistemas debido a distintos factores, como por ejemplo la falta de convicción respecto a los beneficios a largo plazo sobre algunos SE.

Dichos sistemas poseen en su característica de integración de componentes la capacidad de generar beneficios entre sí, como de sombra para el ganado, de reducción de la velocidad de vientos, de regulación de humedad del aire y del suelo, de regulación de temperatura, entre otros, lo que permite resultar en condiciones favorables para la resiliencia de estos sistemas frente a oscilaciones en las condiciones ambientales (Villanueva et al., 2009; Murgueitio, 2013; Caballé et al., 2016; Murgueitio et al., 2016). Con base en estudios ya existentes se puede identificar como SE que proveen los SSPs: el aumento de la biodiversidad, sobre todo en escenarios de degradación ambiental; la regulación del ciclo hídrico relacionado con impactos positivos en la calidad del agua en cursos adyacentes, lo que ha sido verificado en distintos estudios, siendo más evidente cuando se los comparan con sistemas productivos muy intensivos o degradados; aumento en los niveles de secuestro de carbono; aumento de la dinámica en el ciclo de nutrientes en un sistema productivo, principalmente cuando se realizan actividades de poda en diferentes especies arbóreas, arbustivas y forrajeras; provisión de hábitat para la fauna silvestre; entre otros (Shrestha et al., 2003; Amézquita et al., 2008; Aguiar, 2011; CIPAV, 2013).

3. Valoración económica de SE

En Economía, el término valor es usado como representación de la relación entre la utilidad, o el bien estar humano, que puede ser obtenido por medio de un bien o servicio (Gunatilake, 2003; Fisher et al, 2008). La valoración monetaria de los recursos ambientales es realizada para permitir su comparación con otros bienes y servicios de la economía, que poseen sus precios determinados entre la relación de oferta y demanda (Motta, 1997; Gunatilake, 2003).

Los procesos ecológicos, en general, no poseen precios determinados en mercados tradicionales, y, por lo tanto, se hace necesario determinar su valor económico utilizando otros métodos. La incorporación de estos valores, positivos o negativos, en los análisis económicos debería realizarse como forma de corrección al modelo neoclásico de determinación de precio, buscando mejorar y equilibrar los niveles de bienestar de la sociedad (Motta, 1997; Gunatilake, 2003; FAO, 2004; TEEB, 2010; Bateman et al, 2011).

Considerando la valoración económica, el valor adjudicado a un SE es resultante de distintas formas de valores, y las relaciones de proporción entre cada una de ellas cambian de acuerdo con el SE. Según TEEB (2010), los valores de uso están divididos en dos categorías: **(a) de uso directo**: relacionados con bienes que pueden ser extraídos del ambiente; **(b) de uso indirecto**: son los servicios de regulación. La categoría **(c) de valores de opción** se relaciona con una concepción temporal futura en mantener recursos ambientales por usos todavía no descubiertos. En la



categoría **(d) los valores de no uso** son derivados de intenciones individuales en mantener un determinado servicio para que otras personas puedan accederlos en el futuro.

a. Métodos de valoración económica de los SE

i. Valoración de mercado directa

La valoración directa de mercado utiliza datos de mercado para realizar la estimación de valores de los SE, donde una de las ventajas es que reflejan la oferta y la demanda del recurso, y dichas informaciones son, generalmente, de amplio acceso, y, en muchos casos, están disponibles también en series temporales. En mercados donde existe escasa competencia y/o poder de mercado, los precios pueden estar distorsionados y no reflejar el costo de oportunidad del uso del recurso.

ii. Valoración de mercado indirecta

i) Costo de oportunidad: el método utiliza precios de mercado para entender los resultados de posibles alteraciones en la forma de uso del suelo y los corrige por su costo de oportunidad. Por ejemplo, permite estimar posibles pérdidas en la renta debido a alteraciones de áreas que se utilizan para la producción en zonas de conservación permanente, o para adopción de sistemas de producción con prácticas más sostenibles (FAO, 2004). La determinación del costo de oportunidad se refleja en los denominados precios sombra (Kramer et al, 1995, Motta, 1997, Gunatilake, 2003, Sobrinho, 2007, TEEB, 2010).

ii) Costo de viaje: comúnmente empleado para la determinación de los valores de uso recreativo de un bien o servicio, en el cual los valores de los costos de viaje se acercan al precio para el uso recreacional de un recurso ambiental (Dlamini, 2012). "La variación de los valores de costo de viaje obtenidos permite derivar una curva de demanda sustituta a partir de la cual el excedente del consumidor puede ser estimado como una medida de bienestar" (Gunatilake, 2003, p. 168).

iii) Precios hedónicos: el método plantea correlacionar las variaciones en los precios de un bien con mercado, en función de una característica ambiental deseable (Dlamini, 2012). El valor marginal añadido puede ser un reflejo, o un estimativo, del valor económico de un bien o SE. Un ejemplo puede ser una propiedad rural, la cual está ubicada cerca de una montaña, o un área conservada con un paisaje agradable, del cual se puede obtener un bienestar mayor que el obtenido únicamente con el uso de la propiedad. El precio añadido a la propiedad por sus características puede ser un estimador del valor de sus SE (Gunatilake, 2003; TEEB, 2010).

iii. Método de estado de preferencia o valoración hipotética

i) Método de valoración contingente: cuando no se dispone de valores de mercado, directos o indirectos, se pueden simular dichos valores. En casos de los SE como la biodiversidad, el control de la erosión, el ciclo de nutrientes, entre otros, la única forma de valorarlos es conocer las preferencias de los individuos (Gunatilake, 2003). El término *contingente* es utilizado para describir estos estados de preferencias de las personas frente a escenarios hipotéticos de bienes y SE. El uso del método ha ido en aumento debido a la necesidad generada por la creciente presión sobre el medio ambiente observada a lo largo del último siglo y los diversos escenarios de degradación ambiental irreversibles; siendo ésta una forma de incorporar los efectos de las externalidades a los costos



sociales públicos, entendiendo el proceso como una corrección de una falla de los mercados neoclásicos (Motta, 1997; Gunatilake, 2003; Farley, 2012).

En lo que concierne a la unión entre la teoría económica y la valoración ambiental, el método permite la estimación del beneficio individual generado, relacionándolo con alteraciones cualitativas o cuantitativas en bienes sin mercado tradicional, generalmente efectuados por medio de la estimación de la disposición a pagar de los agentes por el SE (Gunatilake, 2003; TEEB, 2010; Hoyos y Mariel, 2010).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con el fin de sistematizar la información encontrada acerca de la valoración económica de SE en SSP, en la revisión bibliográfica, los resultados se organizan en la Tabla 1. La información se clasificó de acuerdo con los siguientes ítems:

- Categoría: corresponde al tipo de SE estudiado en la clasificación propuesta por MA (2005);
- SE: indica cuál es el servicio provisto por los sistemas estudiados;
- Sistema: indica, de manera amplia, el tipo de organización productiva, si es un SSP de producción familiar, si realiza prácticas conservacionistas, entre otras;
- Lugar: país o región donde se ubica el estudio de evaluación del SE;
- Indicador: referencia cuantitativa o cualitativa de la oferta de un SE;
- Metodología de valoración económica: indica la metodología utilizada para atribuirle un valor económico al SE;
- Referencia: indica la referencia bibliográfica del trabajo.

Tabla 1. Síntesis de las características generales de los estudios de valoración de SE en SSP considerados.

Referencia	Categoría	SE	Sistema	Lugar	Indicador	Metodología de Valoración Económica
Aguiar (2011)	Soporte	Materia Orgánica del Suelo	SSP compuesto por: 1 - Caatinga conservada 2 - Caatinga raleada 3 - Policultivo con prácticas conservacionistas	Ceará - Brasil	Índice de Contribución de un uso y cobertura del suelo al secuestro de carbono (0 a 1)	Costo de Oportunidad
	Regulación	Secuestro de Carbono			Índice de Contribución de un uso y cobertura del suelo a disponibilidad de materia orgánica en el suelo (0 a 1)	
	Soporte	Biodiversidad Vegetal			Índice de Contribución de un uso y cobertura del suelo a la biodiversidad vegetal (0 a 1)	
Campos y Carrera (2007 apud Campos 2006)	Soporte	Biodiversidad (especies endémicas) Hábitat para fauna	Silvopastoriles: 30 % - <i>Pinus sp.</i> ; 6 % - <i>Robles sp.</i> ; 28 % - Matorrales;	Montañas de Guadarrama - España	Disposición a Pagar (DAP)	Valoración Contingente



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

Referencia	Categoría	SE	Sistema	Lugar	Indicador	Metodología de Valoración Económica
		Conservación ambiental	34% - Pastizales; 2% - Improductivos.			
Campos et al (2015)	Provisión	Provisión de forraje para consumo animal	Silvopastoriles con pastizales y: 1 - Árboles nativas 2 - Bosques de frondosas mediterráneas 3 - Pinares 4 - Matorral	Andalucía-España	Unidad Forrajera (UF/ha) UF = Cantidad energía consumida de forraje - Cantidad energía suplementadas	Método del Valor Residual
Fernández-Núñez et al (2009)	Cultural Regulación y Soporte	Uso recreacional Hábitat para fauna; protección de los suelos, mejoría en la calidad del agua, y secuestro de carbono	Silvopastoril con baja densidad de árboles	Galicia - España	9% del valor obtenido con la producción del SSP 33% del valor obtenido con la producción del SSP	Costo de viaje Costos evitados por el secuestro de carbono y Valoración Contingente para los demás
Mesa et al (2016)	Provisión	Auto consumo de SE en la propiedad	Sistemas Silvopastoril con: 1 - Monte Arbolado (<i>Pinus sylvestris</i>) 2 - Pastizal y matorral 3 - Prados 4 - Superficie improductiva	Sistema Central - España	Disposición a Pagar (DAP)	Cuentas Agroforestales
Miranda et al (2007)	Regulación	Secuestro de Carbono	Sistemas Agroforestales (predominio de SSP – 80% de la propiedad) con bosque de 11 años	Cuba	Carbono secuestrado (MgC.ha⁻¹) en: 1 – Pasturas 2 – Suelos 3 - Forestal	Valor de una t de CO ₂ equivalente en mercado internacional
Murgueitio et al (2003); Ibrahim et al (2007); Pagiola et al (2007)	Regulación Soporte	Secuestro de Carbono Biodiversidad	Silvopastoril familiar Especies arbóreas, arbustivas y pasturas nativas	Nicaragua Nicaragua	1 - Carbono secuestrado (MgC.ha-1) 2 - CO ₂ fijado (MgCO ₂ .ha-1) 3 – Índice Ecológico (0 – 1) Índice Ecológico (0 - 1) basado en evaluaciones biofísicas de Biodiversidad	Valoración Contingente Valoración Contingente – Disposición a pagar
Ovando et al. (2017)	Provisión Provisión	Forraje Recursos Forestales (madera, leña y no madereros)	Silvopastoriles de clima mediterráneo: 1 - <i>Quercus ilex</i> + pastizales 2 - <i>Quercus suber</i> + pastizales 3 - <i>Pinus pinea</i> +	Andalucía-España	Pastoreo: Unidad Forrajera/ha; Evaluaciones en 567 propiedades con SSPs: Madera: m ³ /ha No Madereros: m ³ /ha	Costo de Oportunidad de Mercado Valor de Mercado



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

“Una oportunidad para el desarrollo sustentable”

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

	Regulación	Flujo de Agua	pastizales 4 - <i>Pinus halapensis</i> + pastizales 5 - <i>Pinus nigra</i> + pastizales		Simulaciones numéricas de flujo de agua en unidades hidrológicas con coberturas forestales Flujo del Agua: m ³	Precios Hedónicos
	Regulación	Secuestro de Carbono	6 - <i>Pinus pinaster</i> + pastizales 7 - <i>Eucalyptus sp.</i> + pastizales		Carbono: CO ₂ /ha En bosques: estimado con función de los diámetros; En arbustos: cobertura de arbustos bajo monte y función de producción de biomasa	Valor de Mercado
Referencia	Categoría	SE	Sistema	Lugar	Indicador	Metodología de Valoración Económica
	Regulación	Secuestro de carbono			Secuestro neto (Mg.CO ₂ /ha año)	
					Promedio de producción anual:	
					1 - Carne (kg/ha año)	Valor de Mercado
					2 - Leche (L/ha año)	
					3 - Frutales (kg/ha año)	
					4 - Madera (m ³ /ha año)	
	Soporte	Biodiversidad			5 - Biodiversidad - Índice Ecológico: (0 - 1)	No valorado
	Soporte	Hábitat para fauna silvestre			Elección de un Escenario de Mejora en los Hábitats para fauna silvestre: 1; 2; 3	
	Regulación	Secuestro de Carbono	Silvopastoril familiar Especies arbóreas, arbustivas y pasturas nativas	Costa Rica	Elección de un Escenario de Absorción del CO ₂ atmosférico: 1; 2; 3	Estado de Preferencia - Valoración Contingente - Disposición a pagar
Ryu (2016)	Provisión	Alimentos Madera	Silvopastoril familiar Especies arbóreas, arbustivas y pasturas nativas	Costa Rica	Elección de un Escenario de Absorción del CO ₂ atmosférico: 1; 2; 3	Estado de Preferencia - Valoración Contingente - Disposición a pagar
	Regulación	Calidad del Agua - reducción del escurrimiento de fertilizantes fosfatados	Silvopastoril familiar con pasturas cultivadas	Florida – USA	Elección de un Escenario de Reducción del escurrimiento del fósforo: 1; 2; 3	
Shrestha y Alavalapati (2004)						

Fuente: Elaboración propia.

Entre los resultados considerados se incluyen un total de 13 estudios como fuentes de datos, donde se verifica los SE de secuestro de carbono, de biodiversidad y de provisión de recursos como alimentos y madera, como los más utilizados para objeto de análisis. Para las categorías de SE, las más evaluadas han sido las de provisión, de regulación y de soporte, siendo escasas las iniciativas de valoración económica de SE en SSPs para la categoría de servicios culturales. Cabe acotar que estos resultados generalmente corresponden a sistemas productivos privados. Además, entre estos bienes y servicios más observados, solamente el de biodiversidad no posee mercados de comercialización tradicionales, los demás, por lo tanto, tienen precios, condición que permite estimar su valor en forma directa. Sin embargo, los servicios de biodiversidad y de hábitat para fauna silvestre son unos de los principales objetos de estudios de valoración económica en SSP, debido a la capacidad de estos sistemas de integrar distintas especies arbóreas, arbustivas y forrajeras, muchas veces nativas, lo que en algunos escenarios puede permitir también una mayor conectividad entre los sistemas productivos y fragmentos de vegetación nativa (Ibrahim et al., 2007).



Con relación a los métodos de valoración económica utilizados, para la categoría de los servicios de soporte, se verificó que en el SE de biodiversidad se encuentran aplicaciones de las metodologías de: valoración contingente y del costo de oportunidad. Para el servicio de hábitat para fauna silvestre el uso del método de valoración contingente fue observado, aunque parte de los estudios han estimado sus valores en conjunto con otros SE. Sin embargo, se destaca un predominio de evaluaciones de estos servicios en la categoría de servicios de soporte, siendo que el único caso a considerar otra actividad se dio para el tema de la materia orgánica del suelo, en el cual se utilizó de un índice de contribución de cada modalidad de uso y cobertura del suelo, asociado a la metodología de valoración del costo de oportunidad.

Para los servicios de abastecimiento, el suministro de alimento animal (forraje) fue determinado con el uso del método de valor residual y del costo de oportunidad, con referencias de provisión por medio de mediciones biofísicas; y por la metodología de valor residual. Considerando los recursos forestales, como madera y los no madereros, la valoración de mercado directa fue el método empleado. Los resultados obtenidos en estos casos, en términos de valor económico pueden ser muy variados debido a las distintas características de uso del suelo de cada modalidad de SSP. Del mismo modo, para la provisión de alimentos, como la carne, la leche y los frutales, la valoración fue realizada con base en abordajes de valor de mercado directo.

Se observa que gran parte de los servicios de provisión pueden ser estimados por valores de mercado, aunque las distintas técnicas de valoración ambiental permitan abordajes que contemplen otros enfoques en la determinación económica. Así, los resultados de las valoraciones pueden tener grandes variaciones, resultantes de los enfoques aplicados asociados a especificidades ambientales, sus niveles de integridad, y al contexto al cual están insertos, además del período histórico en que cada estudio fue realizado (TEEB, 2010).

Para la categoría de los servicios de regulación, el SE más estudiado fue el secuestro de carbono. Este SE permite la estimación de su valor económico por diferentes metodologías, una vez que dispone de valor de mercado directo, aunque también sea posible ser determinado por abordajes de mercado indirecto y de mercados hipotéticos. Entre las metodologías aplicadas en los estudios considerados están: la valoración contingente con uso de encuestas de disposición a pagar en propiedades con SSP; la valoración directa del mercado de carbono, que tiende a variar sus valores económicos finales por unidad de área de acuerdo con las características de uso del suelo; y la aplicación del método de costo de oportunidad. También se ha identificado la aplicación del método de costos evitados con la liberación de una unidad a más de carbono en la atmósfera. En el tema de la provisión del agua, para las distintas modalidades de SPP, se constató el uso de la metodología de los precios hedónicos, con resultado de valores variando de acuerdo con la capacidad de suministro de cada modalidad. En valoración de distintos escenarios de mejoría de la calidad del agua por adopción a SSPs, debido a reducción del escurrimiento de fertilizantes fosfatados, utilizados en el manejo de pasturas mejoradas, a los recursos hídricos, se verificó el uso del método del estado de preferencia, estimando la disposición a pagar de productores rurales.

Aunque los estudios en la temática de los servicios recreacionales en SAFs dispongan de un gran número de evidencias científicas destacando su importancia y su valor asociado, las iniciativas direccionadas a los SSP todavía no se terminan de consolidar. Una de las condiciones que pueden presentar relevancia para esta realidad, es que muchas veces el interés por ofertar ambientes



recreativos, visitas o actividades educativas no son las finalidades básicas de la mayoría de los establecimientos privados y productivos. Así, la condición de dichos servicios junto a los SSP no es generalmente una finalidad explicitada, sino aprovechada como una oportunidad de acuerdo con la especificidad de una propiedad o región. En la revisión se observa que la valoración económica de servicios recreacionales fue realizada utilizando el método de costo de viaje.

Parte de los resultados verificados no fueron desarrollados de modo individualizado a los SE, sino que buscaron metodologías de determinación de valores económicos para un grupo de SE, generalmente considerados como los servicios más destacados y posibles de ser evidenciados. En otros casos, se estimaron valores que cubran con la totalidad del funcionamiento ecológico del sistema productivo. En uno de estos estudios que considera la determinación del valor del hábitat para fauna, de la protección de los suelos, de mejoría en la calidad del agua, y secuestro de carbono, se ha estimado valores proporcionales de estos SE en relación con los valores totales obtenidos con las actividades productivas de la propiedad, empleando para tal los métodos de costo de viaje, de los costos evitados y de valoración contingente con disposición a pagar. Otro de los estudios a considerar valores para un conjunto de SE, ha utilizado del método de cuentas agroforestales para estimar valores de SE con auto consumo en la propiedad, más relacionados con la categoría de provisión, como leña, madera, alimentos y agua.

A pesar de que la América Latina es una de las regiones con mayor presencia de SSP y se cuenta con abundante literatura en el estudio de los SE en los ecosistemas y su valoración (Balvanera et al. 2012), así como de determinaciones de niveles de provisión de SE en estos sistemas, no se dispone de gran literatura en la valoración de SE que brinden los SSP propiamente dichos, lo que marca la necesidad de evaluar estos servicios principalmente en el contexto de la producción agropecuaria.

CONCLUSIONES

A pesar de que América Latina es una de las regiones con mayor presencia de SSP y cuenta con abundante literatura en el estudio de los SE en los ecosistemas y su valoración (Balvanera et al. 2012), bien como de determinaciones de niveles de provisión de SE en estos sistemas, no se dispone de mucha literatura sobre la valoración de SE que brinden los SSP propiamente dichos. Esta constatación marca la necesidad de evaluar estos servicios principalmente en el contexto de la producción agropecuaria. En los estudios analizados se puede identificar la aplicación de diferentes enfoques de valoración económica de los SE, más específicos o más amplios, teniendo en cuenta que, en algunos casos, dichos enfoques y sus motivaciones están relacionados con territorios específicos o paisajes.

También se hace importante subrayar que el tema estudiado se mezcla con otros enfoques que asocian evaluaciones económicas y ambientales de sistemas productivos. Así, se han investigado referencias de publicaciones específicas a los SSP, aunque se han analizado también estudios en sistemas semejantes, como otros SAFs, que no estuvieran contemplados en los resultados.

Considerando los resultados presentados en este trabajo, se observa una mayor cantidad de enfoques de valoración económica de SE en SSPs para aquellos servicios que cuentan con posibilidades de abordajes de valoración directa de mercado que los SE que no poseen valorización



directa en el mercado. Esta observación se debe a la disponibilidad de información para estos casos, siendo que dichos bienes y servicios presentan mayor facilidad de obtener mediciones biofísicas. Son los casos de algunos de los servicios clasificados en la categoría de provisión. También se puede constatar el uso de la metodología de valoración contingente, sobre todo con el abordaje de la disposición a pagar, cuando los trabajos consideran servicios sin un mercado tradicional. Entre ellos, la biodiversidad se encuentra presente en gran parte de las iniciativas en el tema. Además, algunas de las iniciativas evaluadas consideran en sus análisis un grupo de SE, abarcando más de una categoría de clasificación, lo que ocurre por veces debido a la disponibilidad de datos provenientes de propuestas de investigaciones relacionadas al tema.

La realización de estudios de valoración económica de SE en SSPs generalmente depende de una serie de evaluaciones biofísicas que complementen la determinación de las respuestas del ambiente, o del sistema productivo, a la cobertura y uso del suelo con SSPs. Complementariamente, parte de los métodos de valoración económica demandan el empleo de encuestas para la obtención de datos. En algunos casos, esta etapa puede presentarse como obstáculo a la realización de investigaciones en la temática. Finalmente, la valoración económica de los SE provistos por los SSPs dispone de publicaciones a nivel internacional, lo que permite comparar los resultados obtenidos. Sin embargo, es importante generar información sobre los SE en SSPs en clima templado.

Bibliografía

- Aguiar, K. R. 2011. *Valoração E Pagamento Dos Serviços Ambientais: Alternativa De Rentabilidade Extra Para Um Sistema Agrossilvipastoril Do Bioma Caatinga*. Disertación de Maestría. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza.
- Amézquita, M. C., Murgueitio, E., Ibrahim, M., Ramírez, B. 2008. Carbon sequestration in pasture and silvopastoral systems compared with native forests in ecosystems of tropical America. Chapter VII. En: *Carbon sequestration in tropical grassland ecosystems*. Wageningen Academic Publishers. Netherlands. pp. 153-161.
- Balvanera P, Uriarte M, Almeida-Leñero L, Altesor A, DeClerck F, Gardner T, Hall J, Lara A, Littera P, Peña-Claros M, Silva Matos DM, Vogl AL, Romero-Duque LP, Arreola LF, Caro-Borrero ÁP, Gallego F, Jain M, Little C, de Oliveira Xavier R, Paruelo JM, Peinado JE, Poorter L, Ascarrunz N, Correa F, Cunha-Santino MB, Hernández-Sánchez AP, Vallejos M (2012) Ecosystem services research in Latin America: The state of the art. *Ecosystem Services* 2:56–70
- Bateman, I. J., Mace, G. M., Fezzi, C., Atkinson, G., Turner, K. 2011 Economic Analysis for Ecosystems Service Assessments. *Environ Resource Econ.* 48:177-218.
- Caballé, G., Fernández, M. E., Gyenge, J., Lantschner, V., Rusch, V., Letourneau, F., Borrelli, L. Silvopastoral Systems Based on Natural Grassland and Ponderosa Pine in Northwestern Patagonia, Argentina. En: *Silvopastoral Systems in Southern South America*. Ebook *Advances in Agroforestry* v. 11. Springer. Switzerland. pp. 89-115.
- Campos, P. 2006. Economics f Biodiversity Conservation and Preservation Comments from a green national accounting perspective. *Workshop on Biodiversity and Economics*. European Environment Agency. October.
- Campos, P., Troyano, M. C. 2007. Economía del sector agrario y de los recursos naturales. In: *Estructura económica de Madrid / José Luis García Delgado* (dir.). ISBN 978-84-470-2696-8, pp. 407-446.
- Campos, P., Ovando, P., Mesa, B., Oviedo, J. L. 2015. Renta ambiental de los pastos en fincas privadas agroforestales de Andalucía. Instituto de Políticas y Bienes Públicos (IPP) CSIC, Working Paper.
- CIPAV – Centro De Investigación En Sistemas Sostenibles De Producción Agropecuaria. 2013. *Evaluación Ambiental: Zona de deforestación crítica meta – Colombia*. Proyecto Ganadería Colombiana Sostenible. Financiación Adicional. Septiembre.
- Cubbage, F., Balmelli, G., Bussoni, A., Noellemeyer, E., Panchas, A. N., Fassola, H., Colcombet, L., Rossner, B., Frey, G.; Dube F., Lopes, M., da Silva, H., Stevenson, J. H., Hubbard, W. 2012. Comparing silvopastoral systems and prospects in eight regions of the world. *Agrofor Syst* 86 (2012):303-314.
- Daily, G. C. 1997. Introduction: What are ecosystem services? En: *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Daily, G. C. (ed.). Island Press. Washington, DC. p. 1-10.



- Dlamini, C. S. 2012. Types of values and valuation methods for environmental resources: Highlights of key aspects, concepts and approaches in the economic valuation of forest goods and services. *Journal of Horticulture and Forestry* Vol. 4(12), p. 181-189.
- Farley, J. 2012. Ecosystem services: The economics debate. Elsevier B. V. *Ecosystem Services* 1. p. 40-49.
- Fisher, B., Turner, K., Zylstra, M., Brouwer, R., Groot, R., Farber, S., Ferraro, P., Green, R., Hadley, D., Harlow, J., Jefferiss, P., Kirkby, C., Morling, P., Mowatt, S., Naidoo, R., Paavola, J., Strassburg, B., Yu, D., Balmford, A. 2008. Ecosystem services and economic theory: Integration for policy-relevant research. *Ecological applications: a publication of the Ecological Society of America*. 18. 2050-67. 10.1890/07-1537.1.
- Fernández-Núñez, E., Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M. R. 2009. Economic Assessment of Silvopastoral Systems. In: *Agroforestry Systems as a Technique for Sustainable Territorial Management*. Agency for International Cooperation and Development (AECID). Spain. pp. 303-316.
- Food and Agriculture Organization – FAO. 2004. Valuation Methods for Environmental Benefits in Forestry and Watershed Investment Projects. ESA Working Paper No. 04-01. January.
- Franke, I. L., Furtado, S. C. 2001. *Sistemas Silvopastoriles: Fundamentos e Aplicabilidade*. Embrapa Acre. Rio Branco – Acre.
- Gil, A. C. 2008. *Como elaborar projetos de pesquisa*. 4. ed. São Paulo: Atlas.
- Gunatilake, H. M. 2003. *Environmental Valuation: Theory and Applications*. Postgraduate Institute of Agriculture, University of Peradeniya.
- Haines-Young, R., Potschin, M. 2010a. Proposal for a Common International Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES) for Integrated Environmental and Economic Accounting. Paper prepared by Centre for Environmental Management, University of Nottingham, United Kingdom.
- Haines-Young, R., Potschin, M. 2010b. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D. & C. Frid (eds.) *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. BES Ecological Reviews Series, CUP, Cambridge (in press).
- Haines-Young, R., Potschin, M. 2011. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): 2011 Update. European Environment Agency. Paper prepared for discussion at the expert meeting on ecosystem accounts organised by the UNSD, the EEA and the World Bank, London, December.
- Hoyos, D., Mariel, P. 2010. *Contingent Valuation: Past, Present And Future*. Prague Economics Papers. 4.
- Ibrahim, M., Gobbi, J., Casasola, F., Chachó, M., Ríos, N., Tobar, D., Villanueva, C., Sepúlveda, C. 2007. Enfoques alternativos de pagos por servicios ambientales: Experiencia del proyecto Silvopastoril. Chapter 15. En: *Ecomarkets: Costa Rica's Experience with Payments for Environmental Services*. Editors: Pagiola, S.; Platais, G.
- Kramer, R. A., Sharma, N., Munasinghe, M. 1995. *Valuing tropical forests: methodology and case study of Madagascar*. World Bank Environment Paper, nº 13, The World Bank, Washington D.C.
- López, J., Piovesan, M. C. del; Patrón, S. C. 2016. *Orientaciones Para Realizar Una Monografía De Revisión*. Uruguay. Agosto.
- Miranda, T., Machado, R., Machado, H., Duquesne, P. 2007. Carbono secuestrado en ecosistemas agropecuarios cubanos y su valoración económica. *Estudio de caso. Pastos y Forrajes*, Vol. 30, No. 4.
- Mesa, B., Campos, P., Díaz-Balteiro, L. 2016. Renta privada y capital de un ecosistema silvopastoral en el sistema central. Instituto de Políticas y Bienes Públicos (IPP) CSIC, Working Paper.
- MMA - Ministério Do Meio Ambiente. 2011. *Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios*. Brasília. pp. 18.
- MA – Millenium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington DC. Island Press.
- Motta, R. S. da. 1997. *Manual Para Valoração Econômica De Recursos Ambientais*. IPEA/MMA/PNUD/CNPq. Rio de Janeiro.
- Murgueitio, E., Ibrahim, M., Ramírez, E., Zapata, A., Mejía, C., Casasola, F. 2003. "Guía para el Pago de Servicios Ambientales en el Proyecto Enfoques Silvopastoriles para el Manejo de Ecosistemas." Cali: CIPAV, CATIE, NITLAPAN.
- Murgueitio, E., Chará, J. D., Solarte, A. J., Uribe, F., Zapata, C., Rivera, J. E. *Agroforestería Pecuaria y Sistemas Silvopastoriles Intensivos (SSPi) para la adaptación ganadera al cambio climático con sostenibilidad*. *Rev. Colomb. Cienc. Pecu.* 2013; 26:313-316.
- Murgueitio, E., Rosales, R. B., Estrada, M. X. F., Orozco, J. D. C., Herrera, J. E. R. *Es Posible Enfrentar el Cambio Climático y Producir más Leche y Carne con Sistemas Silvopastoriles Intensivos*. *Ceiba*, 2016. Volumen 54(1):23-30.
- Ovando, P., Caparrós, A., Díaz-Balteiro, L., Pasalodos, M., Beguería, S., Oviedo, J. L., Montero, G., Campos, P. 2017. *Spatial Valuation of Forests' Environmental Assets: An Application to Andalusian Silvopastoral Farms*. *Land Economics*. February. 93 (1): 87 – 108.



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

- Pagiola, S., Ramírez, E., Gobbi, J., De han, C., Ibrahim, M., Murgueitio, E., Pablo Ruíz, J. 2007. Paying for the Environmental Services of Silvopastoral Practices in Nicaragua. *Ecological Economics* 64: 374-385. 2007.
- Peri, P. L., Dube, F., Varella, A. C. 2016. Silvopastoral Systems in the Subtropical and Temperate Zones of South America: Na Overview. En: *Silvopastoral Systems in Southern South America*. Ebook *Advances in Agroforestry* v. 11. Springer. Switzerland. pp. 1-8.
- Ryu, H. 2016. Ecosystem Services of Tropical Silvopastoral Systems – Economic Valuation and Trade-Offs. Master's thesis. Faculty of Science. University of Copenhagen. 8 August.
- Shrestha, R. K., Janaki, R. R. A. 2003. Valuing environmental benefits of silvopasture practice: a case study of the Lake Okeechobee watershed in Florida. *Ecological Economics* 49: 349-359.
- Sobrinho, V. G. 2007. Análise Bioeconômica Do Sequestro Florestal De Carbono E Da Dívida Ecológica: Uma Aplicação Ao Caso Do Rio Grande Do Sul. Tese de Doutorado. UFSM. Santa Maria. RS.
- Somarriba, E., Beer, J., Alegre-Orihuela, J., Andrade, H. J., Cerda, R., Declerck, D., Detlefsen, G., Escalante, M., Giraldo, L. A., Ibrahim, M., Krishnamurthy, L., Mena-Mosquera, V. E., Mora-Degado, J. R., Orozco, L., Scheelje, M., Campos, J. J. 2012. Mainstreaming Agroforestry in Latin America. *Agroforestry – The Future of Global Land Use*, *Advances* En: *Agroforestry* 9. Springer. pp. 429-453.
- TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity. 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations*. Chapter 5 – The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington.
- Villanueva, C., Ibrahim, M., Casasola, F., Ríos, N., Sepúlveda, C. 2009. Sistemas Silvopastoriles: una herramienta para la adaptación al cambio climático de las fincas ganaderas en América Central. En: *Políticas y sistemas de incentivos para el fomento y adopción de buenas prácticas agrícolas: como una medida de adaptación al cambio climático en América Central*. Editado por Sepúlveda, C. J., Ibrahim, M. 1ª ed. – Turrialba, C. R.: CATIE, 2009.



MANEJO SILVOPASTORIL PARTICIPATIVO DEL BOSQUE ANDINO PATAGONICO EN CHUBUT: VINCULACIONES ENTRE POLÍTICAS PÚBLICAS, HERRAMIENTAS TECNOLÓGICAS Y ASPECTOS SOCIORGANIZATIVOS LOCALES

COLLABORATIVE SILVOPASTORAL MANAGEMENT FROM PATAGONIAN ANDEAN NATIVE WOODLANDS IN CHUBUT BY LINKING PUBLIC POLICIES, TECHNOLOGICAL TOOLS AND LOCAL SOCIO-ORGANIZATIONAL ASPECTS

Bottaro, Hugo (1); Tabare Daniel (1,3); Juan Pablo Martinez Stanziola (1,5); Manuel Prieto (1,2); Alfonso Beloqui (1,6); Sergio Binda (1,4); Axel R. von Müller (1); Rodrigo Arezo (2); Mariela Morello (2); Leandro Vaninetti (2); y todos los productores vinculados a los resultados presentados.

⁽¹⁾ INTA Esquel, Chacabuco 513 (9200), Chubut, Argentina. e-mail: bottaro.hugo@inta.gob.ar

⁽²⁾ Cambio Rural 2;

⁽³⁾ AER El Hoyo

⁽⁴⁾ AER El Maiten

⁽⁵⁾ AER Trevelin

⁽⁶⁾ AER Gobernador Costa

Resumen

La investigación experimental en manejo de sistemas silvopastoriles son de reciente difusión en Patagonia, y los esfuerzos de producción tecnológica se vieron incrementados luego de la implementación de la ley de Bosques (N° 26331). El objetivo del presente trabajo es presentar una estrategia de gestión territorial que ha dado resultados interesantes en el desarrollo de unidades productivas en un contexto de sustentabilidad desde distintas iniciativas abordadas desde INTA EEAf Esquel y Cambio Rural 2 enmarcado en vinculaciones entre políticas públicas, herramientas tecnológicas y aspectos sociorganizacionales locales. Las experiencias se realizaron en tres parajes del oeste de la Provincia de Chubut: Aldea Las Pampas, Carrenlenfú y El Hoyo en el periodo 2015-2018. La metodología de trabajo con los productores utilizada se implementó a través de las bases que propone el enfoque territorial implementado por INTA y Cambio Rural a través de la investigación acción participativa e implica no solo la interacción con el estrato productivo local sino también con decisores políticos locales y provinciales, además de otros organismos estatales de fomento y control. Los resultados obtenidos a nivel general revelan que se obtuvieron cambios positivos en todos los aspectos considerados, sin embargo, la vinculación con las políticas públicas fue el aspecto que proporcionalmente tuvo mayores niveles de progreso en esta primera etapa. La implementación de estrategias de gestión territoriales vinculantes con políticas públicas, transferencia tecnológica y procesos colaborativos socio organizativos se realza como una de las fortalezas del presente trabajo. Los sistemas silvopastoriles de bosque nativo en Patagonia se manejan a través del conocimiento empírico, y es en estos contextos de gestión complejos, en donde el aprendizaje social territorial se convierte en un concepto clave para ayudar a reducir las brechas de conocimiento tanto tecnológicas como legislativas entre las partes interesadas que en muchos casos no están al alcance del productor.

Palabras clave: gestión ambiental; ñirantales; ganadería; extensión rural; investigación acción participativa

Abstract

Experimental research in management silvopastoral systems has recently been spread to in Patagonia, and so technological production efforts were highly increased after the implementation of the Native Forest



Conservation Law (No. 26331). The aim of this paper is to present a territorial management strategy approach with interesting results in the sustainable development of productive units from different initiatives addressed from INTA EEAf Esquel and Rural Change 2 by linking public policies, technological tools and local socio-organizational aspects. The experiences of the present work were carried out in three sites in the west of the Province of Chubut: Aldea Aldea Las Pampas, Carrenlenfú and El Hoyo in the period 2015-2018. The methodology used in the present work was implemented through the bases proposed by territorial projects implemented by INTA and Cambio Rural through participative action research and involves working with local stakeholders, local and provincial political decision makers, and finally other government agencies of promotion and control. The results obtained reveal positive changes in a wide general aspects considered, however the link with public policies was the aspect that proportionally had higher levels of progress in this first stage. Implementation of territorial management strategies linked to public policies, technological know-how and collaborative socio-organizational processes is highlighted as one of the strengths of this work. Silvopastoral systems of native forest in Patagonia are managed through empirical knowledge, and it is in these complex management contexts, where social territorial learning becomes a key concept to help reduce knowledge gaps from both technological and legislative approaches among the stakeholders.

Keywords: Environmental management; ñire forests; livestock; rural extension; participatory action research

INTRODUCCIÓN

Las sustentabilidades de los sistemas ganaderos en bosque nativo en la Provincia de Chubut deben desarrollarse equilibrando un grado de productividad que permita una evolución económica estimulante para continuidad de la actividad sin poner en juego la sustentabilidad ambiental. En este contexto, muchas veces existen diferencias sustanciales entre los objetivos que persiguen los productores, y las metodologías de promoción y desarrollo tecnológico aplicadas entre los organismos técnicos provinciales o nacionales para el manejo sustentable de bosques y pastizales naturales (Danklemaier *et al.*, 2008). Las metodologías de los organismos técnicos provienen desde la ciencia, pero muchas veces las gestiones en el territorio resultan complicadas de llevar adelante (Geilfus, 1997). Por otro lado, los productores se manejan fundamentalmente con criterios empíricos transmitidos por tradiciones, que no necesariamente se basan en datos comprobables (García Martínez, 2015). Finalmente, los organismos que generan políticas para el sector encuentran dificultades en que estas generen impactos efectivos en el territorio.

La investigación experimental en manejo de sistemas silvopastoriles en los cuales interactúan los componentes pastizales, árboles y ganado son de reciente difusión en Patagonia y se vieron incrementados los esfuerzos de producción tecnológica luego de la implementación de la ley de Bosques (N° 26331). Esto abrió la posibilidad para implementar estos modelos socio productivos en ambientes de bosque nativo mediante la co-construcción técnica entre los organismos técnicos del estado, las organizaciones sociales de territorio y principalmente, los decisores finales de manejo, los productores (Dirección de Bosques, 2012). Los enfoques de investigación y monitoreo abordados al respecto se centran explícitamente en los procesos de gestión adaptativa para enriquecer la comprensión de los modelos productivos locales y los aportes técnicos para lograr buenas prácticas silvopastoriles y con el fin último de mejorar la calidad de vida del sector productivo. Por otro lado, los enfoques de investigación participativa que promueven el aprendizaje mutuo a través de la colaboración entre investigadores y los actores locales para crear oportunidades, y de esta manera, tender a cerrar la brecha entre la ciencia y gestión (Ander-Egg, 2003). El fin último de estos procesos



recaen en reducir la incertidumbre en la gestión de los ecosistemas complejos mediante la combinación de procesos participativos y de colaboración con gestión adaptativa (Wilmer *et al.* 2017a).

En la provincia de Chubut los sistemas productivos en la matriz de bosque nativo tienen una complejidad particular ya que se trata de ambientes que brindan servicios ambientales importantes por ser una estrecha franja de áreas boscosas cabecera de cuenca, con una biodiversidad particular (CIEFAP, MAyDS, 2016). Las pendientes, el alto grado de precipitaciones del invierno y la sequía del verano con el consiguiente peligro de incendios, generan una fragilidad particular a esos ambientes. Muchos de los productores de la zona son ganaderos pequeños y medianos dedicados fundamentalmente a la cría vacuna y a la extracción de leña, descendientes de criollos, mapuches o inmigrantes europeos, que han ido ocupando la zona en los últimos 150 años. Existen varios casos de tenencias precarias de la tierra, en especial en los campos más altos utilizados en verano. Por otro lado, su belleza paisajística ha hecho que en los últimos años se genere una presión inmobiliaria que origina un cambio del uso de la tierra, pasando amplias zonas de ser tierras ganaderas a dedicarse a las viviendas lujosas en grandes predios, muchas veces en manos de extranjeros

El objetivo del presente trabajo es presentar una estrategia de gestión territorial que ha dado resultados interesantes en el desarrollo de unidades productivas en un contexto de sustentabilidad desde distintas iniciativas abordadas desde INTA EEAf Esquel y Cambio Rural 2 enmarcado en vinculaciones entre políticas públicas, herramientas tecnológicas y aspectos sociorganizativos locales

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de trabajo

Las experiencias del presente trabajo se realizaron en el área de trabajo de la EEAf INTA Esquel en tres parajes del Oeste de la Provincia de Chubut: Aldea Aldea Las Pampas (Atilio Viglione), Carrenlenfú y El Hoyo en el periodo 2015-2018. Las localidades están ubicadas en los departamentos Cushamen, Languiñeo y Tehuelches y todas ellas tienen asociadas grupos de productores de Cambio Rural 2: Las Pampas, Carrenlenfú, La Revancha y El Turbio. Los predios en todos los casos tienen producción ganadera, principalmente bovina de cría en el contexto de Bosque Andino Patagónico. Las tierras en donde se desarrollaron los trabajos son de dominio público-privadas, en donde existe variabilidad en la tenencia de la tierra. Los productores tienen una superficie de aproximadamente 150 ha en promedio y el manejo de la hacienda es el característico de la zona con manejo de campos de veranada (muchos de los cueles se ubican en tierras fiscales con estatus de reservas provinciales) y en campos de invernada con una fuerte dependencia de provisión de forraje conservado externo.

El municipio de *El Hoyo* (42° 03' 51,6" LS; 71°31' 09,5" LO; 231 msnm) está ubicado en el departamento Cushamen y bajo su éjido tiene numerosos parajes con actividades agropecuarias como El Turbio y Puerto Patriada. La zona está dominada principalmente por bosques de ciprés de la cordillera y coihue con productores agropecuarios pequeños muchos de los cuales están vinculados a actividades de turismo. Por ser el área con mayor presencia de población rural en la matriz de bosque, numerosos incendios de interfase se han registrados localmente. Muchos de los pobladores desacoplan las invernadas de las veranadas que tienen lugar en tierras fiscales y/o reservas provinciales. Si bien numerosos cursos de agua disectan el paisaje, el acceso a la misma es



limitado y dificultoso por lo cual se han emprendido proyectos para el abordaje del uso manejo y captación del agua. La tenencia de la tierra es variable localmente pero aún con mucha precarización registrada localmente.

La comuna rural de *Carrenleufú* se encuentra en el departamento Languiño (43°35'7.5" LS; 71° 42' 8.2" LO; 419 msnm) y en la actualidad cuenta con una población total de 397 habitantes, de las cuales 36 familias están de una u otra manera vinculadas a actividades productivas ganaderas y/o forestales. El lugar pertenece a la cuenca del Río Corcovado y los bosques presentes en el área son principalmente de ñire y lenga, aunque buen parte de la misma está cubierto por ciprés de la cordillera y coihue. La mayoría de los productores rurales de la zona veranean su ganado en la Reserva provincial del Engaño perteneciente a la Provincia de Chubut, el área total trabaja para la realización del presente informe es de aproximadamente 36135 hectáreas. La tenencia de la tierra tiene un alto nivel de precarización y muchos de los pobladores tienen históricos permisos de ocupación.

Aldea Las Pampas, es una comuna rural con una población de 200 habitantes ubicada en el departamento Tehuelches (44° 11' 27,7" LS; 71° 39' 52,2" LO; 547 msnm). El área pertenece a la Cuenca del Río Pico y se caracteriza por Bosques dominados por ñire, con algunos parches de lenga en las zonas más altas y de Coihue en la más húmedas. La mayoría de los pobladores son pequeños ganaderos criollos dedicados a la cría bovina, existiendo una Asociación que los agrupa. Desde hace cuatro años se ha conformado en la zona un Grupo de Cambio Rural y varios de sus integrantes poseen planes en ejecución con financiamiento de la Ley de Bosque Nativos. En los últimos años, se han sido afectadas en la zona alrededor de 11.000 ha por incendios lo que ha despertado una preocupación en la comunidad. Los pobladores locales en su mayoría disponen de títulos de la propiedad de las tierras.

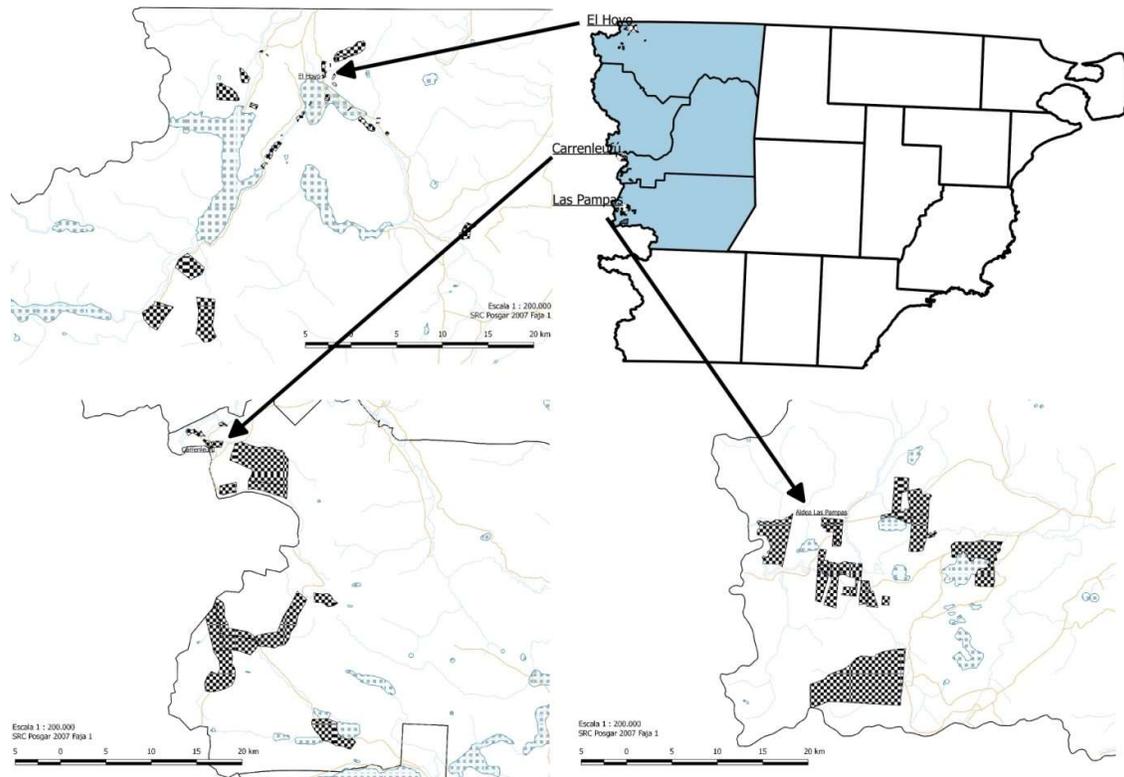


Figura 1. Ubicación del área de trabajo dentro de la provincia de Chubut.

METODOLOGÍA

La metodología de trabajo con los productores utilizada se implementó a través de las bases que propone Cambio Rural y el enfoque de investigación acción participativa (Ander-Egg, 2003) e implicó no solo la interacción con el estrato productivo sino también con decisores políticos locales y provinciales, además de otros organismos estatales de fomento y control. El diseño permitió una comparación de los resultados sociales y ecológicos desde un enfoque de co-construcción de manejo adaptativos (CIFOR 2014) y de gestión político institucionales para lograr resultados en el manejo sustentables de los recursos naturales (Wilmer *et al.* 2017b).

Se presenta un modelo que se basa en una visión sistémica de la situación de las familias (FCA-UNL 2018) a escala de unidades productivas, pero trabajando en el marco de un grupo de productores a fin de procurar una más enriquecida visión de las problemáticas locales y favorecer la generación de lazos en el territorio (Nievas, 2013). En este marco se trató de articular tres aspectos: la vinculación con las políticas públicas, las herramientas tecnológicas y aspectos sociorganizativos locales, implementada en tres localizaciones con situaciones diferentes.

Se partió de un diagnóstico participativo basado en la recopilación de información y recorridos de cada establecimiento por parte de los integrantes de los grupos y profesionales (García Martínez, G., 2015; FAO, 2018). Se utilizaron imágenes satelitales ubicando los límites de los predios,



subdivisiones, tipos de vegetación, uso actual de cada potrero, estimación de productividad forrajera, manejo sanitario del rodeo y necesidades concretas planteadas por los productores. Con esa información y a las expectativas de los productores se determinaron las principales limitaciones y posibles líneas de solución. El trabajo en grupo facilitó la posibilidad de que surjan propuestas conjuntas. En los casos de productores con planes presentados en la Ley de Bosques Nativos (SADS, 2007), estos diagnósticos fueron enriquecidos con la información registrada en sus Planes Operativos Anuales.

En base a esto se elaboró un plan de trabajo al que se le dio seguimiento. Fue necesario en más de una oportunidad trabajar en forma conjunta en la adaptación de tecnologías a fin de dar respuesta a las necesidades detectadas. También se hicieron vinculaciones con otras herramientas de políticas públicas según las problemáticas locales en cada caso como Ley Ovina (MINAGRI, 2001), Proyectos de especiales de ProHuerta (INTA, 2018) para el manejo del Agua, Proyecto de Restauración de Bosques nativos Degradados. En todas las acciones jugaron un papel importante el apoyo brindado por las articulaciones entre actores locales, como así también la conformación de los mismos grupos, la vinculación de estos con organizaciones de productores, con los Municipios y con otras Instituciones Públicas.

En síntesis, el modelo de trabajo se basó en la articulación de tres aspectos: la vinculación con las políticas públicas, la co-construcción de herramientas tecnológicas y la gestión de aspectos sociorganizativos locales:

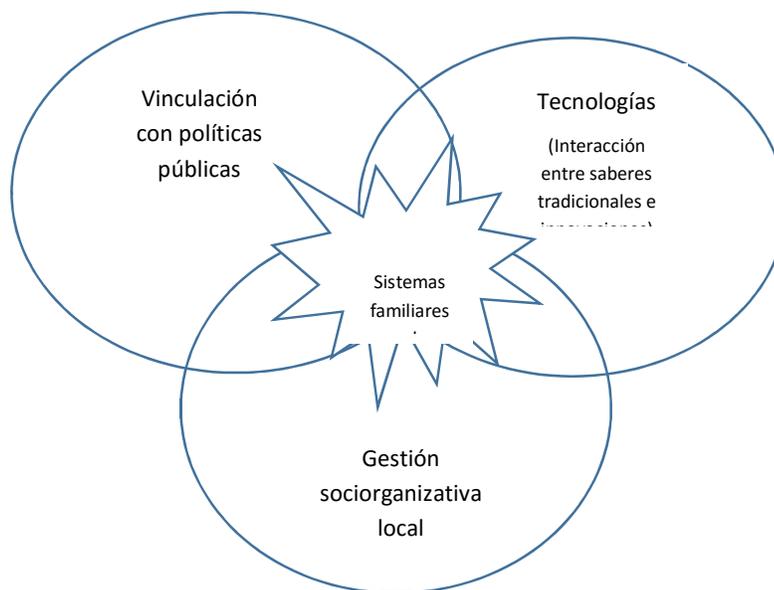


Figura 2. Esquema de estrategia de trabajo a escala predial actuando en tres dimensiones: política, tecnológica y sociorganizativos.



Para cada una de estos tres aspectos de trabajo se eligieron una serie de indicadores, procurando seleccionar aquellos que mostraran sensibilidad ante cambios de acuerdo a las características del lugar (tabla 1). Según Cáceres (2009a), es necesario tener instrumentos que permitan evaluar los distintos modos en que las sociedades se vinculan con la naturaleza, para lo cual el desarrollo y la utilización de indicadores son herramientas apropiadas. Es por ello que los mismos fueron validados con los productores participantes y mensuraron en el año cero (2015) y tres años después. A cada uno se lo pondero cuantitativamente y la sumatoria de los resultados por aspecto fue estandarizado en una escala que permitiera identificar cambios de acuerdo a las dimensiones de cada uno pero que tenga en todos los casos el valor de 1 para el año cero. Esto permitió una caracterización más clara de la dinámica ocurrida. Este análisis se repitió a escala general y para cada una de las tres localizaciones..

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores alcanzados por los indicadores sin estandarizar, cada con sus respectivas unidades, considerados de cada uno de los aspectos analizados en los años 2015 y 2018 en cada localización se detallan en la Tabla 1.



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

Tabla 1. Niveles alcanzados por los indicadores para cada una de los tres aspectos analizados.

Localización	Vinculación con políticas públicas	2015	2018	Aplicación de tecnologías	2015	2018	Gestión sociorganizativos	2015	2018
El Hoyo	Cantidad de planees presentados a la Ley de Bosques Nativos (Predios)	0	3	Superficie con clausuras restauración pasivas (ha)	0	0	Número de organizaciones de productores vinculadas	2	4
Carrenleufú		0	2		0	1		1	0
Las Pampas		2	4		0	11		0	1
El Hoyo	Cantidad de vinculaciones con otras herramientas de políticas públicas (Predios)	0	3	Superficie con clausuras restauración activas (ha)	0	0	Número de productores asociados	23	35
Carrenleufú		0	2		3	0		1	0
Las Pampas		0	4		0	23		0	23
El Hoyo	Implementación de restauración de áreas degradadas de bosque nativo (Predios)	0	2	Superficie de mayor potencial productivo con intensificación (ha)	62	141	Número de instituciones locales que brindan apoyo	2	4
Carrenleufú		0	2		8	2		1	3
Las Pampas		0	3		0	12		2	7
El Hoyo	Planificación silvopastoril (MBGI) (Predios)	0	0	Superficies con raleos controlados (ha)	0	0	Manejo conjunto de áreas de reservas provinciales en concordancia con pobladores locales	0	1
Carrenleufú		0	2		0	12		0	1
Las Pampas		0	6		0	3		0	0
El Hoyo	Apoyo para el desarrollo de proyectos de investigación (Predios)	15	50	Diagnóstico sanitario de rodeos bovinos (Predios)	12	38	Conformación de asociación de productores	0	1
Carrenleufú		2	8		3	5		0	0
Las Pampas		2	12		0	7		0	1
El Hoyo	Infraestructura para manejo de rodeo (Predios)				0	8	Consolidación de mesas de desarrollo	0	1
Carrenleufú					1	3		0	0
Las Pampas					0	2		0	1



Analizándolo a escala general se observa que en los tres aspectos estudiados se obtuvieron cambios positivos. Sin embargo, en el modelo general puede observarse que la Vinculación con las Políticas Públicas fue el aspecto que proporcionalmente tuvo mayores niveles de progreso en esta primera etapa (Figura 3). Ahora bien, si consideramos particularmente cada una de las áreas de estudio, se puede observar la impronta local que tiene cada trabajo territorial desarrollado. El Hoyo se encuentra bastante equilibrado el trabajo territorial, aunque se evidencia una preponderancia en el aspecto de aplicación de tecnologías, sobre todo considerando las de manejo sanitario de los rodeos (Figura 3). En el área de trabajo de Carrenleufú el aspecto que resalta sobre el resto es la aplicación de tecnologías vinculada al raleo selectivo de bosques de ñire y la implantación de pasturas, aunque ambos aspectos con niveles inferiores al resto de las áreas por haberme comenzado a trabajar en el año 2016 y con el alta al grupo de Cambio Rural recientemente en el año 2018 (Figura 3). Por último, Aldea las Pampas muestra también una aplicación del modelo bastante equilibrado, pero con una fuerte impronta en la aplicación de las políticas públicas gestionadas por el equipo de trabajo desde el año 2015 (Figura 3).

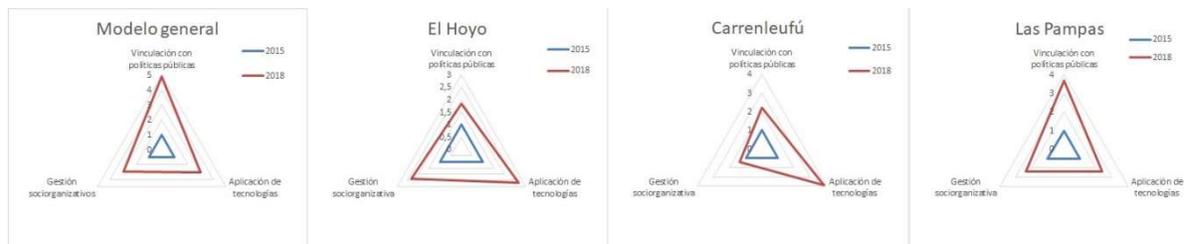


Figura 3. Cambios identificados en los tres Aspectos analizados entre los años 2015 y 2018.

Al estandarizar los indicadores respecto a los niveles iniciales puede relativizarse los valores de los indicadores según los aspectos considerados independientemente del valor absoluto del mismo (Figura 4). Eso nos indica el nivel de progreso que desde el equipo de trabajo se logra mejorar respecto al estado inicial.

En el área de El Hoyo se destaca la cantidad y número de productores asociados en organizaciones de la sociedad civil, el marcado progreso en la infraestructura sanitaria y la superficie implantada con pasturas, y por último las posibilidades de realizar investigación participativa (Figura 4).

Carrenleufú se destaca por el número de instituciones que han comenzado a trabajar en los últimos dos años entre las cuales destacamos Subsecretaría de Bosques, Subsecretaría de Agricultura Familiar y la reciente conformación del Grupo de Cambio Rural del año 2018 (Figura 4). Particularmente en esta área los raleos selectivos han tenido un importante incremento como consecuencia de la aplicación de la Ley de Bosques.

En Aldea las Pampas se destaca el fuerte trabajo de la Organización Productores local "Los Pioneros" mediante el cual se realiza marcadamente otro aspecto que es la vinculación con políticas públicas enmarcado en estos proyectos de ley de bosques, ley ovina, proyectos especiales de ProHuerta que conllevan a un incremento sustancial en la llegada local de las tecnologías de manejo tanto para el aspecto animal, forestal y forrajero (Figura 4).



En líneas generales, los aspectos e indicadores considerados en el presente trabajo abordan de la mejor manera posible los objetivos considerados en la ley de bosques nativo evitando conflictos entre aspectos socio-productivo-ambientales y políticas públicas (Silvetti *et al.* 2013). Los tres años considerados en el presente estudio mostraron cambios significativos en los indicadores, una escala temporal por debajo de otros estudios similares para los cuales se precisaron mayor cantidad de tiempo para reflejar cambios en el sector productivo (Cáceres, 2009a). En este sentido, posiblemente el trabajo sobre las políticas públicas que se realiza en el presente trabajo, es uno de los principales aspectos a considerar en el trabajo territorial.

El trabajo participativo abordado en el presente estudio permite de alguna manera poner al alcance los conocimientos técnicos y su lógica de funcionamiento al productor que surgen como principales barreras en la adopción de tecnologías agropecuarias (Cáceres, 2009b). De esta manera es posible evitar las externalidades que impactan negativamente al medio ambiente (Cáceres, 2009b). y que indirectamente traen consecuencia en la a la calidad de vida de los pobladores del medio rural mediante herramientas tecnologías (Danklmaier *et al.*, 2008).

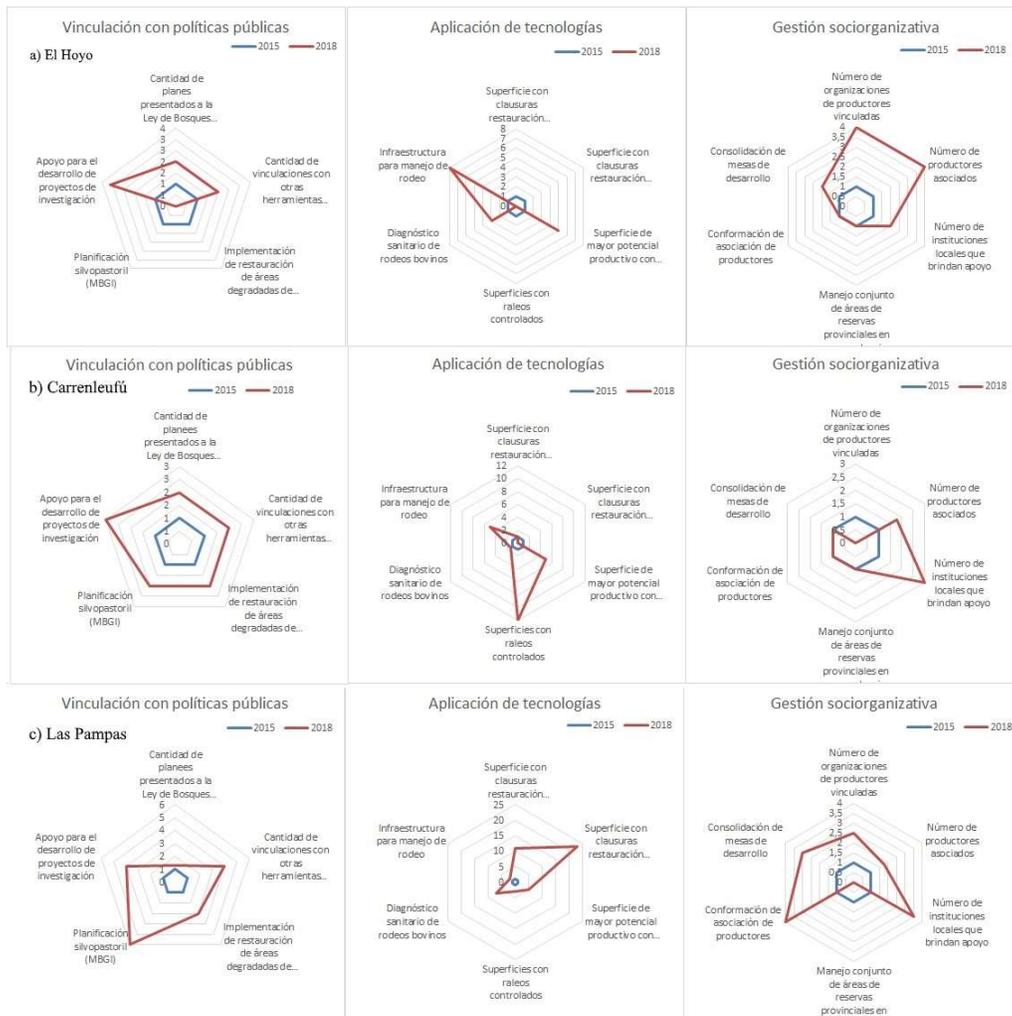


Figura 4. Resultado de la aplicación del modelo Variaciones en cada uno de los aspectos analizados en cada ubicación y en cada una de las tres áreas de trabajo.



CONCLUSIÓN

La implementación de estrategias de gestión territoriales vinculantes con políticas públicas, transferencia tecnológica y procesos colaborativos socio organizativos se realiza como una de las fortalezas del presente trabajo. La misma demostró capacidad de generar cambios y de adaptarse a distintas circunstancias generando procesos particulares, evidenciados en las variaciones de los indicadores seleccionados. La investigación acción participativa como herramienta que busca conectar investigadores y productores a lo largo del proceso de investigación y empoderar a los accionistas para desarrollar nuevos conocimientos y tomar decisiones en base a los resultados de la investigación aplicada en y hacia el territorio.

El manejo silvopastoril sustentable de agro-ecosistemas complejos como lo es el Bosque Andino Patagónico presume múltiples objetivos como reducir la incertidumbre socio-productiva, pero a la vez considera objetivos de conservación ambientales que permiten mantener los servicios ambientales como bien social, a través del aprendizaje del ambiente natural.

Estas novedosas intervenciones territoriales desde una perspectiva compleja de sistemas socio-ecológicos con énfasis en el concepto de co-construcción en ha permitido para esta zona sistematizar nueva información técnica para la toma de decisiones, revisar acciones pasadas para empoderar el aprendizaje, y finalmente inspirar reflexiones los mecanismos de acción socio-organizativos y su función en el modelo de desarrollo local/regional.

La metodología investigación acción participativa permite incrementar el compromiso del sector productivo y poder así abordar problemas complejos en el manejo de los recursos naturales frente a la incertidumbre y el conflicto. La metodología empleo una decisión iterativa participativa entre productores, productores organizados en asociaciones civiles, decisores políticos y los organismos técnicos. El mejoramiento de los indicadores socio-productivo-ambientales fue de la mano al número de interacciones entre los actores y el nivel de complejidad de redes de conocimiento y transferencia que se creen. La principal premisa fue aumentar la participación de los interesados y la propiedad conjunta en la investigación, ya que la evidencia sugiere que el nivel de compromiso de las partes interesadas, y no el tiempo involucrado en la investigación colaborativa, fue un importante impulsor de los resultados del aprendizaje. Este tipo de investigación se centra en procesos de cambio, incluida la adaptación, evaluación y alcance basado en las relaciones de colaboración entre los actores. Los procesos participativos enfatizaron la descentralización, la transformación, el empoderamiento, la integración del conocimiento local y la aplicación de la investigación a escalas de gestión localmente relevantes. Es por este motivo que este abordaje fue acorde al manejo participativo de sistemas silvopastoriles en la región cordillerana de la provincia de Chubut a diferentes escalas sociales, espaciales y temporales.

Una contribución clave de esta estrategia fue implementar experiencia a campo, con la colaboración de las partes interesadas para fomentar el aprendizaje social, el cual fue definido como un proceso en el cual los individuos y grupos trabajan juntos para evaluar las normas, valores, instituciones e intereses existentes, y por lo tanto para coproducir nuevos conocimientos, desarrollar una comprensión compartida, y tomar acción colectiva. En el contexto de los sistemas silvopastoriles, los productores traían a colación el conocimiento empírico el cual se ponía en discusión en un contexto más amplio que generar nuevos conocimientos. En estos contextos de



gestión complejas, el aprendizaje social se convierte en un concepto clave para ayudar a reducir las brechas de conocimiento tanto tecnológicas como legislativas entre las partes interesadas que en muchos casos no están al alcance del productor.

Es interesante seguir evaluado los cambios en los indicadores hacia el futuro a fin de determinar la consolidación de los procesos que parecen haberse iniciado. También resulta un desafío interesante tratar de reproducir la aplicación de este modelo de intervención a partir de los recursos disponibles. Más allá de la forma que se proponga, queda clara la necesidad de una visión amplia e integrada.

Bibliografía

Ander-Egg, E., 2003. Repensando la Investigación-Acción Participativa. Colección Política, Servicios y Trabajo Social. Grupo Editorial Lumen Hvmanitas. 32 Pp.

Cáceres, Daniel M., 2009a. La sostenibilidad de explotaciones campesinas situadas en una reserva natural de argentina central. *Agrociencia* 43: 539-550.

Cáceres, Daniel M., 2009b. Tecnologías modernas: la perspectiva de los pequeños productores (Argentina) Cuadernos de Desarrollo Rural 6 (62): 121-143.

CIEFAP, MAYDS, 2016. Actualización de la Clasificación de Tipos Forestales y Cobertura del Suelo de la Región Bosque Andino Patagónico. Informe Final. CIEFAP. [<https://drive.google.com/open?id=0BxfNQutfxxeaUHNcQm9lYmk5RnM>]

CIFOR, 2014. Guía práctica de manejo adaptativo y colaborativo (ACM) y mejora de la participación de las mujeres. [http://www.cifor.org/publications/pdf_files/Books/ACMManual2014S.pdf]

FAO, 2018. *Comunicación y desarrollo rural*. [<http://www.fao.org/3/a-i4222s.pdf>]

FCA-UNL. 2018. Agrosistemas. [<http://www.fca.unl.edu.ar/agromatica/Docs/04-Agrosistemas.PDF>]

Danklmaier, C. Monzon, N. Bottaro. H., 2008. Posibilidades de mejoramiento de las condiciones de vida de las familias de la Colonia Cushamen. AADER

García Martínez, G., 2015. Diagnóstico socio-productivo de la problemática de deterioro de los pastizales patagónicos en el departamento Tehuelches, provincia de Chubut. Tesis de Especialización EPG-FA-UBA. 30 pp.

INTA. 2018. Proyectos Especiales Prohuerta. [<http://prohuerta.inta.gob.ar/proyectos-especiales-2018>]

Geilfus, F., 1997. 80 herramientas para el desarrollo participativo: diagnóstico, planificación, monitoreo, evaluación (2da. Edición). San Salvador, El Salvador: IICA, GTZ. 208 Pp.

Minagri, 2001, Ley 25.422 para la Recuperación de la Ganadería Ovina. [https://www.agroindustria.gob.ar/sitio/areas/d_ovinos/leyovina/presentacion/ley_ovina/]

Nievas, W. 2013. De qué hablamos cuando hablamos de territorio. [<https://inta.gob.ar/documentos/de-que-hablamos-cuando-hablamos-de-territorio/>]

SADS. 2007 Ley 26.331 Presupuestos mínimos de protección ambiental de los bosques nativos. [<http://servicios.infoleg.gob.ar/infolegInternet/anexos/135000-139999/136125/norma.htm>]

Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 2012. Guía de análisis de actores sociales para el proceso participativo del ordenamiento territorial de los bosques nativos. Subsecretaría de Planificación y Política Ambiental. Dirección de Bosques. Área de participación social. 26 Pp.

Silvetti, F., Soto, G., Cáceres, D.M., Cabrol, D., 2013. ¿Por qué la legislación no protege los bosques nativos de Argentina?: Conflictos socioambientales y políticas públicas. *Mundo agrario*. [online]. 2013, vol.13, n.26.

Wilmer, H., Derner, J.D., Fernández-Giménez, M.E., Briske, D.D., Augustine, D.J., Porensky, L.M. & the CARM Stakeholder Group, 2017a. Collaborative Adaptive Rangeland Management Fosters Management-Science Partnerships. *Rangeland Ecology & Management* 71: 646-657.



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

Wilmer, H.; Augustine D.J.; Derner J.D.; Fernández-Giménez, M.E.; Briske, D.D; Roche,L.M.; Tate, K.W &K.E. Miller. 2017b. Diverse Management Strategies Produce Similar Ecological Outcomes on Ranches in Western Great Plains: Social-Ecological Assessment. Rangeland Ecology & Management 71: 626-636.



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

ASPECTOS AMBIENTALES



***Berberis microphylla* REDUCE EL IMPACTO DEL RAMONEO SOBRE *Nothofagus antarctica* EN SISTEMAS SILVOPASTORILES**

***Berberis microphylla* REDUCES BROWING IMPACT ON *Nothofagus antarctica* TREES IN SILVOPASTORIL SYSTEMS**

Bustamante, Gimena N. (1); Rosina M. Soler (1); Blazina A. Paula (1); Miriam E. Arena (2)

⁽¹⁾ Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC-CONICET). Ushuaia, Argentina.

⁽²⁾ Laboratorio de Fisiología Vegetal, Universidad de Morón, CONICET. Buenos Aires, Argentina.

Dirección de contacto: gime.nb@hotmail.com; Houssay 200 (9410) Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina.

Resumen

Conocer las interacciones ecológicas que ocurren entre los componentes (árboles, arbustos, pasturas, animales) de los sistemas silvopastoriles (SSP) permite mejorar el manejo hacia la sustentabilidad y productividad del sistema. En los SSP la regeneración arbórea está expuesta al daño constante por herbivoría. La asociación espacial de la regeneración con arbustos que presentan defensas contra herbívoros, podría ser útil como herramientas de manejo. El objetivo de este trabajo fue evaluar el potencial rol de protección que ejercen los arbustos de calafate (*Berberis microphylla*) sobre árboles de ñire (*Nothofagus antarctica*). Se realizaron 8 parcelas de 100 m² donde se calculó la cobertura de calafate y se seleccionaron al azar 10 individuos de regeneración avanzada de ñire aislados y 10 ñires en asociación con calafate. Se midió: altura de árbol, altura de calafate, porcentaje del arbusto cubriendo el árbol e intensidad de ramoneo. La cobertura del calafate fue del 42,5±17,3% y la cobertura del ñire-calafate fue del 19,9±12,6%. La altura de ramoneo fue mayor (52,2±23,9 cm) y de menor intensidad (1,8±3) cuando el ñire se encontraba en asociación comparado a la situación ñire solo (34,3±16,8 cm y 2,2±2, respectivamente). El ñire tuvo mayor altura en asociación con el calafate (101,2±54,1 cm) en comparación a cuando estaba solo (75,1±39,7 cm). La altura de ramoneo estuvo directamente relacionada con la altura de los arbustos de calafate ($R^2=0,61$, $p<0,001$) y con la altura de los árboles de ñire ($R^2=0,52$, $p<0,001$). Los resultados evidencian que la presencia del arbusto de calafate, aunque no evita el ramoneo, actúa como disuasivo para proteger la regeneración de ñire.

Palabras claves: asociación espacial; calafate; ñire; herbivoría, protección mecánica.

Abstract

Knowing the interactions between the components (trees, shrubs, pastures, and livestock) of silvopastoral systems (SSP) allows ensuring the sustainable and the system productivity. In SSP tree regeneration is exposed to constant damage by herbivory. The spatial association of regeneration with shrubs that have defenses against herbivores could be useful to establish management tools. The aim of this work was to evaluate the potential protective role played by calafate shrubs (*Berberis microphylla*) on ñire trees (*Nothofagus antarctica*). 8 Plots of 100 m² were made where the calafate coverage was calculated and 10 advanced regeneration individuals of ñire isolated and 10 ñires associated with calafate were selected. It was measured: tree's height, calafate's height, percentage of shrub covering the tree, and browse intensity. The average calafate coverage was 42.5±1.3% and the average of the associated with ñire was 19.9±12.6%. The browsing height was higher (52.2 ± 23.9 cm) and less intense (1.8±3) when the ñire was in association, compared to the ñire alone (34.3±16,8 cm and 2.2±2, respectively). The ñire had higher height in association with the calafate (101.2±54.1 cm) compared to when it was alone (75.1±39.7 cm). The browsing height was directly related to the height of the calafate bushes ($R^2=0.61$, $p<0.001$) and the height of the ñire trees ($R^2=0.52$, $p<0.001$). The results show that the presence of the calafate shrub, although it does not prevent browsing, acts as a deterrent to protect ñire regeneration.

Keywords: association; calafate; ñire; herbivory; mechanical protection.



INTRODUCCIÓN

En los sistemas silvopastoriles (SSP) la regeneración de las especies leñosas está expuesta a daños causados por herbivoría (ramoneo y pisoteo), lo cual afecta su capacidad de supervivencia, aunque no sea consumida por completo. Las especies de lento crecimiento presentan ciertas estrategias para disuadir la depredación por herbívoros, como por ejemplo establecer su crecimiento junto a otros arbustos pioneros que ofrecen protección (física o química) lo que se conoce como efecto de facilitación (Zamora et al., 2008) o asociación espacial (Pfister y Hay, 1988; Smit et al., 2007). Es decir, algunas especies de plantas puede mejorar directa o indirectamente el medio ambiente de otra (Smit et al., 2007; Jensen et al., 2012), influyendo en la estructura, diversidad y dinámica de las comunidades vegetales en su conjunto. Dichas asociaciones pueden ser relevantes en sistemas productivos como los SSP, donde uno de los componentes (ganado) ejerce una fuerte presión o interactúa negativamente sobre otro (arbóreo). El resultado positivo de dichas asociaciones entre plantas, parece ser más significativo a medida que existe un mayor grado de estrés ambiental ya sea natural (Zamora et al., 2008; Cuesta et al., 2010) o por disturbios antrópicos como el fuego (Raffaele y Veblen, 1998). Incluso la teoría de asociación espacial o refugio asociativo ha sido propuesta (Moser y Greet, 2018) para la revegetación de bosques productivos, como alternativa al uso de exclusiones o protecciones individuales sobre los renovales que son efectivas pero costosas. Por lo tanto, es necesario conocer si efectivamente los arbustos que ofrecen protección impiden el daño por ramoneo sobre los individuos juveniles de especies leñosas que crecen cercanas a ellos en ecosistemas forestales bajo uso ganadero.

En Tierra del Fuego los bosques de ñire (*Nothofagus antarctica*) soportan una gran parte de la producción ganadera en el centro-norte de la provincia. Si bien estos sistemas se manejan de forma extensiva, el uso ganadero continuo y frecuente provoca un incremento en el nivel de daño sobre la regeneración natural de ñire (Ormaechea, 2012; Echevarría et al., 2014) poniendo en riesgo la continuidad del estrato arbóreo a futuro. En este contexto, la presencia de arbustos como el calafate (*Berberis microphylla*) podría generar un efecto de protección a las plantas de ñire que se encuentran bajo su influencia. Los arbustos de calafate se caracterizan por poseer abundantes espinas que le confieren un carácter disuasivo siendo una especie poco consumida por el ganado ovino y bovino en Tierra del Fuego (Soler et al., 2012). El calafate comparte ampliamente su distribución con el ñire y es un componente común en los ambientes conocidos como "capados", es decir bosques que fueron quemados intencionalmente (década del '30) con el objetivo de aumentar la superficie de pasturas (Peri 2009) y aún hoy la regeneración del bosque es incipiente.

Aunque existen numerosos estudios en diferentes ecosistemas forestales que sugieren el rol facilitador de especies arbustivas para la supervivencia de la regeneración por semilla de especies arbóreas (Smit et al., 2006; Cuesta et al., 2010; Jensen et al., 2012; Torres y Renison, 2016), el caso del calafate en Patagonia ha sido escasamente estudiado (Raffaele et al., 1998). Por ello, los objetivos del presente trabajo fueron: 1) Determinar la proporción de hábitat ofrecida por arbustos de calafate como potencial sitio de protección para el ñire en campos con uso ganadero de la zona centro-norte de Tierra del Fuego, y 2) Evaluar el daño por ramoneo sobre individuos (regeneración avanzada) de ñire creciendo en forma aislada o en asociación con arbustos de calafate (especialmente cercanos). Este trabajo forma parte de un estudio más amplio que evalúa el efecto de la asociación de regeneración de ñire con arbustos de calafate en áreas con uso ganadero de Tierra del Fuego, para determinar el efecto neto de las interacciones positivas (facilitación) y



negativas (competencia) entre ambas especies, a fin de generar herramientas aplicables al manejo y restauración de zonas degradadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el centro-norte de la provincia de Tierra del Fuego donde crece naturalmente el bosque de ñire. El clima es frío, con veranos cortos (estación vegetativa de noviembre a marzo) e inviernos largos con abundantes nevadas y heladas (Frangi y Richter, 1992). La temperatura media mensual varía entre 0,36°C en julio y 11,33°C en enero. Las lluvias se distribuyen uniformemente a lo largo de todos los meses del año (media anual de 400-600 mm) sin una marcada estacionalidad de lluvias. El manejo ganadero en los establecimientos con bosques de ñire de Patagonia Sur se realiza a través de potreros de veranadas e internadas, con una carga aproximada de 1-1,5 vacas ha⁻¹año⁻¹ (Peri et al., 2016). Además del ganado, existen poblaciones naturales de guanacos (*Lama guanicoe*) que comparten los ambientes de pastizal y bosque con el ganado. Para este trabajo se seleccionaron 8 sitios, desde los 54°15'36,8"S, 66°54'52,3"O hasta los 54°37'09,0"S, 67°33'18,7"O, que corresponden a bosques de ñire de dosel abierto con un alto grado de disturbio (ej., cortes, fuego), con manejo ganadero actual bajo diferentes esquemas y cargas. En todos los sitios se registró la coexistencia de las especies ñire y calafate en forma frecuente y en grandes extensiones (>4 ha). En cada sitio se estableció al azar una parcela de 20 × 5 m (100 m²) para relevar la superficie cubierta por los arbustos de calafate. Dentro de cada parcela se cuantificó la cantidad de individuos y la situación, es decir, calafate sólo o asociación ñire-calafate. Se midió el ancho, el largo y la altura máxima de cada arbusto para posteriormente calcular el área en forma de elipse. Para estas mediciones solo se consideraron las partes vivas y los individuos con un diámetro de copa mayor a 20 cm. Luego, se calculó la superficie "protegida" como la suma de todas las copas de arbustos dentro de la parcela.

Para evaluar el daño por ramoneo y el efecto de la presencia del arbusto, en cada sitio se seleccionaron al azar 10 individuos de regeneración avanzada de ñire (hasta 3,5 m de altura) y 10 individuos de ñire en asociación con cobertura de calafate. Se consideró asociación a aquellos ñires que estaban cubiertos por más del 10% por la copa del calafate y que estaban creciendo en estrecha cercanía al arbusto. Se midió la altura total de cada ñire la cual se categorizó en rangos: 1= 10-50 cm, 2= 50-100 cm, 3= 100-150 cm y 4= 150-350 cm. En el caso de los arbustos de calafate se tomó la altura promedio dado que la estructura de los mismos generalmente es irregular. Luego, se evaluó la intensidad de ramoneo en los árboles de ñire de manera subjetiva, teniendo en cuenta los cortes recientes sobre las ramas. Para ello, no se consideraron las ramas viejas basales que pudieran haber sido afectadas por otro tipo de daño. Además, el objetivo fue evaluar el efecto de la cobertura actual de la presencia del arbusto sobre el ñire, sin tener en cuenta las ramas basales más antiguas del ñire. Se elaboró un índice de intensidad de ramoneo de 4 categorías: 0= sin ramoneo, 1= 1-25% de la copa ramoneada, 2= 26-60% de la copa ramoneada y 3 ≥61% de la copa ramoneada. La altura de ramoneo se consideró como la altura promedio de las ramas comidas recientemente. Para el caso de las asociaciones ñire-calafate, se estimó visualmente el porcentaje de la copa del arbusto que rodeaba o cubría el árbol de ñire (10-100%).

Para analizar los datos se consideró la situación del ñire (ÑC: ñire en asociación con calafate, Ñ: ñire solo) como criterio de clasificación. Para evaluar la relación entre la altura e intensidad de ramoneo se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) y se utilizaron



comparaciones de a pares entre las medias de los rangos. El mismo test estadístico se utilizó para evaluar la altura del ñire en función de la situación (ÑC, Ñ). Además, se evaluó si existía una relación entre la altura de ramoneo y la altura tanto del ñire como del arbusto mediante análisis de regresión lineal ($p < 0,05$). Por otro lado, se calculó el porcentaje de ocurrencia de cada nivel de intensidad de ramoneo según la categoría de alturas de ñire, con el objetivo de detectar si existía una categoría de altura más afectada. Los análisis anteriormente mencionados, se realizaron utilizando el programa estadístico InfoStat 2017.

RESULTADOS

La superficie "protegida" por el calafate (suma de todas las copas de arbustos aislados) ocupó un $42,4 \pm 17,3\%$ del área evaluada, mientras que la superficie cubierta por calafate en asociación con ñire fue de $19,9 \pm 12,6\%$. La altura de los arbustos de calafate varió entre 5 a 127 cm con una media de $56,2 \pm 24,3$ cm. La situación del ñire (ÑC, Ñ) tuvo un efecto significativo sobre la altura de ramoneo ($H=24,47$; $p < 0,001$) y la intensidad ($H=7,63$; $p=0,003$). La altura de ramoneo fue mayor ($52,2 \pm 23,9$ cm) (Fig. 1A) y de menor intensidad ($1,8 \pm 3$) (Fig. 1B) cuando el ñire se encontraba en asociación con calafate, comparado a la situación ñire solo ($34,3 \pm 16,8$ cm y $2,2 \pm 2$, respectivamente). Por otro lado, la situación del ñire tuvo un efecto significativo sobre la altura total del árbol ($H=9,90$; $p=0,010$). Los individuos fueron más altos en asociación con el calafate ($101,2 \pm 54,1$ cm), comparado al ñire solo ($75,1 \pm 39,7$ cm).

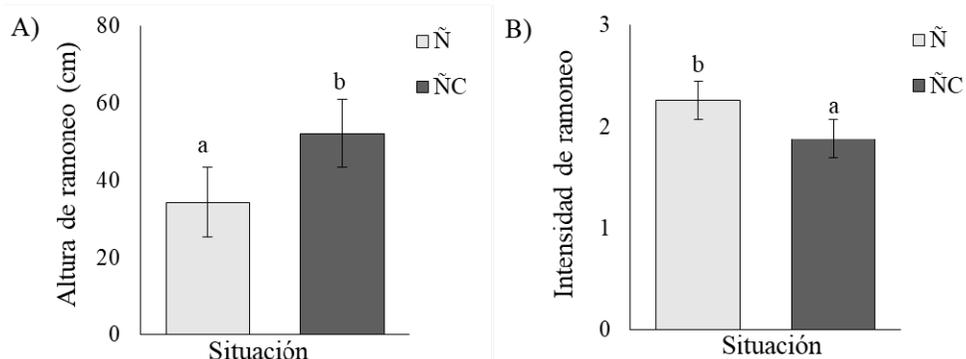


Figura 1. A) Altura de ramoneo (cm) en la copa de ñire en asociación con calafate (ÑC) y ñire solo (Ñ). Las barras indican desvío estándar: $\tilde{N} \pm 16,8$, $\tilde{N}C \pm 23,9$. B) Intensidad de ramoneo sobre ñire en asociación con calafate (ÑC) y ñire solo (Ñ). Las barras indican rangos $\tilde{N}=2$, $\tilde{N}C=3$.

De acuerdo al análisis de regresión, se observó que la altura de ramoneo estuvo directamente relacionada con la altura de los arbustos de calafate ($R^2=0,61$; $p < 0,001$; Fig. 2A) y con la altura de los individuos de ñire ($R^2=0,52$; $p < 0,001$; Fig. 2B). Es decir, que cuanto más alto fue el calafate que rodeaba al ñire el ramoneo ocurrió a mayor altura. Asimismo, cuanto mayor fue la altura de los individuos de ñire más arriba ocurrió el ramoneo. En la situación ÑC, se registraron diferentes coberturas de la copa del calafate sobre los individuos de ñire, la cual fue de $53,6 \pm 23,2\%$ en promedio. Se encontraron individuos de ñire creciendo completamente dentro de la mata arbustiva recibiendo protección completa, mientras que en otros casos el ñire se encontraba al lado del calafate recibiendo protección sólo en una parte. Sin embargo, no se encontró una relación ($R^2=0,02$; $p=0,251$) entre la proporción protegida por el arbusto y la intensidad de ramoneo.

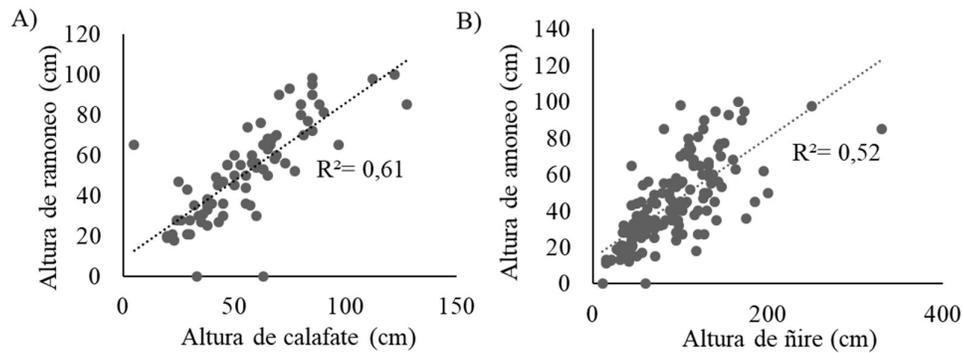


Figura 2. Altura de ramoneo en función de: A) la altura del calafate y B) la altura del ñire.

En relación al índice de intensidad de ramoneo (Fig. 3), se observó que la mayor intensidad sobre los individuos de ñire creciendo solos ocurrió en todos los rangos de altura, aunque con mayor frecuencia en las categorías 2 (55% de los individuos) y 3 (60% de los individuos) que en las otras (30-33%). La intensidad 1 de ramoneo representó entre 10-30% de los individuos y no se observaron individuos sin ramoneo. Sin embargo, en la asociación ñire-calafate la mayor intensidad de ramoneo tuvo menos porcentaje de ocurrencia tanto en la categoría de alturas 2 (13%) y 3 (32%), e incluso no se observó dicha intensidad en el rango de individuos más bajos de ñire. La intensidad 1 de ramoneo representó entre 11-57%, siendo más frecuente en los de individuos más bajos de ñire. Asimismo, en la asociación ñire-calafate se registraron individuos sin ramoneo en las categorías de altura 1 y 2, aunque con un bajo porcentaje de ocurrencia (4-7%).

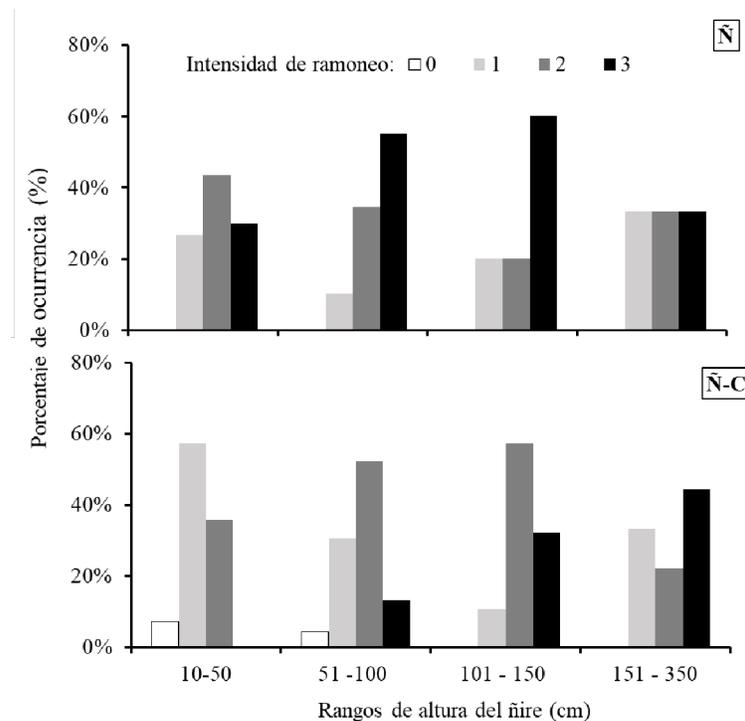


Figura 3. Porcentaje de ocurrencia de las diferentes intensidades de ramoneo en función de los rangos de alturas de ñire, según la situación de ñire (Ñ= ñire solo; ÑC= asociación ñire-calafate).



DISCUSIÓN

La coexistencia del calafate y ñire ocurre de forma natural en un amplio rango de variación ambiental, formando incluso una unidad de vegetación propiamente dicha (Luebert y Pliscoff, 2006). La coexistencia, estable o inestable, de ambas especies estaría determinada por una serie de rasgos funcionales y mecanismos específicos de cada planta que les permiten explotar los recursos (luz, agua, nutrientes, espacio para el crecimiento) de forma diferencial (Chesson, 2000). Este trabajo registró la coexistencia de ambas especies en asociación espacial o estrecho crecimiento aunque la misma fue baja en comparación con la superficie total ocupada por el calafate. El ñire es considerada una especie de gran tolerancia ecológica (Ramírez et al., 1985, Veblen et al., 1996), capaz de colonizar áreas con fuertes disturbios (Donoso et al. 2006; Soler, 2012) y no depende exclusivamente de la presencia facilitadoras para alcanzar su establecimiento. Sin embargo, en sitios con historia de disturbios y bajo la presión de herbívoros, esta coexistencia otorgaría beneficios a los árboles juveniles. Como han demostrado García et al. (2000), las plantas arbustivas mediante su protección mecánica (espinas) funcionan como un cercado protector natural, que resguarda a los juveniles del daño causado por el ganado. En este sentido, los resultados obtenidos concuerdan con esta idea considerando la relación encontrada entre la altura de calafate y la altura de ramoneo junto con la menor intensidad de ramoneo en los individuos de ñire de menor tamaño que se encuentran contenidos casi en su totalidad dentro de la copa del arbusto. Dado que los estadios tempranos de regeneración de ñire son los más susceptibles a daños (pisoteo, ramoneo) y es la etapa más crítica para asegurar la continuidad del bosque (Soler, 2012; Peri et al., 2016), el efecto protector de los arbustos adquiere mayor relevancia. Hansen et al. (2008) también concluyen que existe un mayor daño por el ramoneo de ápice en plantas de ñire de menor altura (<50 cm de altura).

Los resultados demuestran que la presencia de arbustos de calafate en áreas de bosque disturbados y con uso ganadero atenúa los impactos sobre la regeneración avanzada, pero no los evita completamente. Las ramas que sobrepasan la altura del arbusto, incluso el ápice, o las que se ubican en forma lateral a la copa del arbusto quedan accesibles a los herbívoros. De la misma manera, Echeverría et al. (2014) afirman que el ganado bovino afecta principalmente a renovales chicos y medianos (menores a 1,5 m de altura), en los que la planta se encuentra accesible al ramoneo. Los renovales más altos que disponen de ramas fuera del alcance del ramoneo disminuyen el nivel de daño lateral. Por su parte, Hansen et al. (2008) registraron daño lateral y en el ápice en renovales de ñire de hasta 1,5-3,0 m, aunque el mismo fue bajo en comparación con plantas de menor altura.

La información generada podría utilizarse para aplicar acciones de restauración de áreas degradadas, considerando a los arbustos como micrositios protegidos para la regeneración de ñire, a pesar de ser un arbusto poco deseado por los productores debido a su escaso valor forrajero. A partir de esta interacción positiva se puede optar por estrategias de plantación para recuperar el componente arbóreo en zonas afectadas por fuego y ganado. Otros autores recomiendan la exclusión de individuos de ñire o de áreas de bosque degradada a largo plazo (Echeverría, et al., 2014; Peri et al., 2009). Como alternativa a estas exclusiones, se podrían utilizar elementos naturales como los arbustos con protección para atenuar el daño por ramoneo a un menor costo.

Finalmente, nuestro trabajo presenta evidencias de que los mecanismos de protección contra la herbivoría presentes en algunas las plantas, no sólo favorece a quienes presentan las defensas sino también a las especies que crecen en asociación con éstas (Smit et al., 2007). Sin embargo, aún



queda pendiente el análisis de la competencia (interacción con posible efecto negativo) que podría ejercer al mismo tiempo el crecimiento del arbusto para el desarrollo de los árboles juveniles. Dicho efecto de competencia es otro eje de estudio dentro de la asociación espacial ñire-calafate, que actualmente se encuentra en desarrollo.

CONCLUSIÓN

A través de estos resultados se pone en evidencia que el calafate constituye un componente importante en la protección del bosque de ñire en los bosques de ñire con historia de disturbios y uso ganadero actual de Tierra del Fuego. La presencia del arbusto disminuye el daño provocado por el ramoneo y protege a los árboles durante la etapa de regeneración que es clave para asegurar la continuidad del sistema en términos ecológicos y de productividad. Asimismo, consideramos que los aspectos aquí estudiados son relevantes para entender la función que cumplen los arbustos de calafate en la dinámica de los ecosistemas forestales bajo producción ganadera.

Por otro lado, la información generada resulta aplicable a posibles acciones de restauración de zonas de bosques degradados como los capados en Tierra del Fuego, considerando que la asociación con plantas que presentan defensas que las hacen poco palatables, permite a otras especies forestales establecerse incluso en lugares donde existe una alta intensidad y frecuencia de ramoneo (Zamora et al., 2008).

Bibliografía

- Bruno, J.F., Stachowicz, J.J., Bertness, M.D., 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trend in Ecology and Evolution* 18, 19-125.
- Chesson, P., 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31, 343-366.
- Cuesta, B., Villar-Salvador, P., Puértolas, J., Benayas, J.M.R., Michalet, R. 2010. Facilitation of *Quercus ilex* in Mediterranean shrubland is explained by both direct and indirect interactions mediated by herbs. *Journal of Ecology* 98(3), 687-696.
- Díaz, S., Cabido, M., 2001. Vive la Difference: Plant Functional Diversity Matters to Ecosystem Processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16, 646-655.
- Donoso, C., Steinke, L., Premoli, A., 2006. *Nothofagus antarctica* (G. Forster) Oerst., ñire, ñirre, ñiré, anis (Tierra del Fuego), Ñirre: de Ñgërü (mapudungun): zorro. En: Donoso, C. (ed), *Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina: autoecología*. Marisa Cuneo Ediciones, Valdivia, Chile, p 401-410.
- Echevarría, C.D., Müller, A.R., Hansen, E.N., Bava, O.J., 2014. Efecto del ramoneo bovino en renovales de *Nothofagus antarctica* en Chubut, Argentina, en relación con la carga ganadera y la altura de las plantas. *Bosque* 35(3), 357-368.
- Frangí, J.L., Richter, L., 1992. Los ecosistemas forestales de Tierra del Fuego. *Vida Silvestre* 72, 36-43.
- García, D., Zamora, R., Hódar, J.A., Gómez, J.M., Castro, J., 2000. Yew (*Taxus baccata* L.) regeneration is facilitated by fleshy-fruited shrubs in Mediterranean environments. *Biological Conservation* 95, 31-38.
- Hansen, N., Fertig, M., Escalona, M., Tejera, L., Opazo, W., 2008. Ramoneo en regeneración de ñire y disponibilidad forrajera. *EcoNothofagus 2008 - Segunda Reunión sobre Nothofagus en la Patagonia*. Esquel, Argentina, p 137-142.
- Jensen, A.M., Götmark, F., Löf M., 2012. Shrubs protect oak seedlings against ungulate browsing in temperate broadleaved forests of conservation interest: A field experiment. *Forest Ecology and Management* 266, 187-193.
- Luebert, F., Plissock, P., 2006. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria, Santiago de Chile, Chile, p 316.
- Martín Guillermo, O., 1999. Pasturas. Una estrategia de producción para áreas ganaderas del NOA: Sistema silvopastoril. *Revista Producción Animal* 18(218), 28-33.
- Moser, S., Greet, J., 2018. Unpalatable neighbours reduce browsing on woody seedlings. *Forest Ecology and Management* 414, 41-46.



- Ormaechea, S., 2012. Pastoreo estratégico de ambientes para mejorar la producción ovina en campos del ecotono bosque-estepa en Patagonia Sur. Tesis de Magíster, Universidad de Buenos Aires, pp.157.
- Peri, P.L., 2009. Relevamiento de los bosques nativos de ñire (*Nothofagus antarctica*) de Tierra del Fuego (Argentina) como herramienta para el manejo sustentable. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina, p 54.
- Peri, P., Ormaechea, S., Huertas, L., 2009. Protección de renovales de ñire. Producción Forestal 4, 15-16.
- Peri, P.L., Bahamonde, H.A., Lencinas, M.V., Gargaglione, V., Soler, R.M., Ormaechea, S., Martínez Pastur, G., 2016. A review of silvopastoral systems in native forests of *Nothofagus antarctica* in southern Patagonia, Argentina. Agroforestry System 90(6), 933-960.
- Pfister, C.A., Hay, M.A., 1988. Associational plant refuges: convergent patterns in marine and terrestrial communities result from differing mechanisms. Oecologia 77, 118-129.
- Raffaele, E., Veblen, T.T., 1998. Facilitation by nurse shrubs of resprouting behavior in a post-fire shrubland in northern Patagonia, Argentina. Journal of Vegetation Science 9, 693-698.
- Ramirez, C., Correa, M., Figueroa, H., San Martin, J., 1985. Variación del hábito y del hábitat de *Nothofagus antarctica* en el centro sur de Chile. Bosque 6, 55-73.
- Renison, D., Cingolani, A.M., Suarez, R., Menoyo, E., Coutsiere, C., Sobral, A., Hensen, I., 2005. The Restoration of degraded mountain woodlands: effects of seed provenance and microsite characteristics on *Polylepis australis* seedling survival and growth in central Argentina. Restoration Ecology 13, 129-135.
- Smit Ch., Ouden D.J., Müller-Schärer H. 2006. Unpalatable plants facilitate tree sapling survival in wooded pastures. Journal of Applied Ecology 4: 305-312.
- Smit, Ch., Vandenbergh, Ch., den Ouden, J., Müller-Schärer, H., 2007. Nurse plants, tree saplings and grazing pressure: changes in facilitation along a biotic environmental gradient. Oecologia 152, 265-273.
- Soler, R., 2012. Regeneración natural de *Nothofagus antarctica* en bosques primarios, secundarios y bajo uso silvopastoril. Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de Córdoba, p 145.
- Soler, R., Marín Pastur, G., Lencinas, M.V., Borrelli, L., 2012. Differential forage use between large native and domestic herbivores in Southern Patagonian *Nothofagus* forests. Agroforestry Systems 85, 397-409.
- Torres, R.C., Renison, D., 2016. Indirect facilitation becomes stronger with seedling age in a degraded seasonally dry forest. Acta Oecologica 70, 138-143.
- Veblen, T.T., Donoso, C., Kitzberger, T., Rebertus, A.J., 1996. Ecology of southern Chilean and Argentinean *Nothofagus* forests. En: Veblen, T.T., Hill, R.S., Read, J. (eds), Ecology and biogeography of *Nothofagus* forests. Yale University Press, New Haven (USA), p 293-353.
- Zamora, R., García Fayos, P., Gómez Aparicio, L.L., 2008. Las interacciones planta-planta y planta animal en el contexto de la sucesión ecológica. En: Valladares, F. (ed), Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, España, pp. 371-393.



DINÁMICA DE RECLUTAMIENTO DE ALGARROBO EN BOSQUES DEL CHACO ÁRIDO: RELACIÓN ENTRE ETAPAS DE REGENERACIÓN Y RESILIENCIA ECOLÓGICA

RECRUITMENT DYNAMICS OF ALGARROBO IN ARID CHACO FORESTS: RELATIONSHIP BETWEEN REGENERATION STAGES AND ECOLOGICAL RESILIENCE

Cavallero, Laura (1,2)*; Carlos A. Carranza (1); Marcela Ledesma (1); Dardo R. López (1)

⁽¹⁾ Estación Forestal INTA-Villa Dolores (EEA Manfredi); Camino Viejo a San José km 1 (5870) Villa Dolores, Córdoba, Argentina.

⁽²⁾ Centro Científico Tecnológico CONICET Córdoba; Buenos Aires 1418 (X5000IND), Córdoba capital, Córdoba, Argentina. Dirección de contacto: cavallero.lauri@gmail.com; Camino Viejo a San José km 1 (5870) Villa Dolores, Córdoba, Argentina.

Resumen:

El reclutamiento de nuevos individuos es un proceso clave para mantener la resiliencia de ecosistema, ya que refleja su capacidad para reemplazar individuos adultos que ocupan el dosel arbóreo. Este reemplazo puede ocurrir en el mediano o largo plazo, dependiendo del tamaño de los individuos disponibles. Por lo tanto, la ausencia o escasez de individuos de determinado rango de tamaños, podría brindar información sobre los factores o procesos que estarían afectando la resiliencia de los ecosistemas boscosos. Evaluamos si la altura puede utilizarse para discriminar etapas del proceso de reclutamiento asociadas a distintos aspectos de la resiliencia de ecosistemas boscosos. Durante nueve años, estudiamos la dinámica de sobrevivencia y crecimiento de individuos de *P. flexuosa* (algarrobo) en parcelas que simulan distintas prácticas de uso ganadero. Las prácticas simuladas fueron: remoción del estrato arbustivo y remoción total del componente leñoso, ambos con y sin siembra de una especie forrajera exótica (buffel grass). La siembra de una especie forrajera exótica afectó la sobrevivencia de los renovales, mediante dos mecanismos: disminuyendo la sobrevivencia neta y prolongando la etapa de establecimiento. El mayor crecimiento se registró en el claro artificial sin buffel grass, mientras que el menor crecimiento se registró en el desarbustado con buffel grass. Sin embargo, la altura a la que los individuos pueden considerarse establecidos fue relativamente similar. Es decir, la tasa de mortandad dependió del tamaño de los renovales, independientemente del tiempo que les llevó alcanzar esa altura en los distintos tratamientos. Diferenciar el reclutamiento en función del tamaño, que a su vez indica su edad o grado de desarrollo (i.e., plántulas, renovales establecidos y renovales no establecidos), permite inferir qué factores o procesos estarían afectando la resiliencia de un bosque; así como también prever en qué escala temporal pueden ocurrir estos cambios de persistir las condiciones que los originaron.

Palabras clave: supervivencia, crecimiento, establecimiento, uso ganadero

Abstract:

*The recruitment of new individuals is a key process to maintain ecosystem resilience, as it is associated with their ability to replace adult individuals occupying the tree canopy. This replacement can occur in the medium or long term, depending on the size of the available individuals. Therefore, the lack or shortage of individuals of a certain size range, provides information on the factors or processes that would be affecting the resilience of forest ecosystems. We evaluated whether height can be used to differentiate recruitment stages that are associated with distinct aspects of resilience. For nine years, we studied the survival and growth dynamics of *P. flexuosa* (algarrobo) individuals in plots simulating distinct livestock use practices. The simulated practices were: removal of the shrub layer and removal of all woody layer, both with and without*



sowing of an exotic forage species (buffel grass). The sowing of an exotic forage species affected sapling survival by two mechanisms: reducing net survival and lengthening the establishment stage. The highest growth was recorded in the artificial gaps without buffel grass, while the lowest growth was registered in plots without shrub layer but with buffel grass. However, the height at the end of establishment stage was relatively similar. Thus, mortality rate depended on sapling size, regardless of the time it took them to reach that height in plots under distinct livestock use practices. The size allows to distinguish between individuals based on their degree of development (i.e., seedlings, established and not established saplings), which in turn allows inferring what factors or processes would be affecting the resilience of a forest; as well as to predict the temporal scale in which these changes can occur in the case of persistence of the conditions that originated them.

Keywords: *survival, growth, stablishment, livestock use*

INTRODUCCIÓN

El reclutamiento de especies arbóreas es un proceso clave para mantener la resiliencia de ecosistemas boscosos y por ende, su capacidad para proveer bienes y servicios ecosistémicos (López et al. 2011; Cavallero et al. 2015; Peri et al. 2017). Este proceso está relacionado con la capacidad de la comunidad para mantener o reconstituir su estructura y composición original (Scheffer et al. 2001; López et al. 2011). De hecho, la disminución o interrupción del proceso de reclutamiento de especies arbóreas de un bosque (i.e. especies fundacionales *sensu* Ellison et al. 2005) podría producir cambios significativos en la estructura y la composición de la comunidad vegetal, dados por la escasez o ausencia de individuos jóvenes para reemplazar a los árboles adultos senescentes. Diversos factores, tanto naturales (sequías, incendios) como antrópicos (prácticas de uso), pueden afectar el reclutamiento de especies arbóreas y, por ende, la resiliencia de los ecosistemas boscosos. Por lo tanto, estudiar el efecto de distintas prácticas de uso sobre la dinámica de reclutamiento de especies arbóreas es fundamental para asegurar el manejo sustentable de bosques.

La ganadería es una actividad productiva muy extendida en las comunidades boscosas (Belsky y Blumenthal 1997) y puede generar diversos impactos sobre los ecosistemas, dependiendo del manejo que se realice. Por ejemplo, la liberación de espacio para favorecer el acceso del ganado al bosque puede aumentar la disponibilidad de radiación y la temperatura. Una mayor incidencia de radiación podría incrementar la probabilidad de sobrevivencia y el crecimiento de plántulas de especies arbóreas heliófilas. No obstante, una mayor disponibilidad de radiación y temperatura también podría incrementar el déficit hídrico (Bertilde 2004), lo que a su vez, podría causar la mortalidad de plántulas por desecación. Por otro lado, el pisoteo y el ramoneo producidos por el ganado pueden causar la mortalidad de plántulas y renovales (Danell et al. 2003; Teich et al. 2005; Renison et al. 2005), así como también afectar el desarrollo y crecimiento de los individuos cuyas yemas apicales están al alcance del ganado (McNaughton y Sabuni 1988; Motta 2003). Si bien el uso ganadero permite generar bienes agropecuarios para el hombre, también puede afectar la resiliencia de los ecosistemas boscosos debido a que podría promover así como también limitar el proceso de reclutamiento de nuevos individuos dependiendo del manejo que se realice.

Para hacer un uso sustentable de los ecosistemas boscosos es necesario contar con variables indicadoras que tengan la potencialidad de reflejar su funcionalidad tanto actual como futura. En



este sentido, el monitoreo del reclutamiento de nuevos individuos permite detectar cuellos de botella demográficos que pueden comprometer la continuidad de la comunidad vegetal (Jordano et al. 2004). Por lo tanto, el reclutamiento de nuevos individuos de especies fundacionales puede utilizarse como un indicador de alerta temprana de la ocurrencia procesos de degradación que podrían afectar la resiliencia de un ecosistema (López et al. 2011, Kandziora et al. 2013, Cavallero et al. 2015). Esto se debe a que la ausencia o escasez de individuos juveniles para reemplazar a los individuos que integran el dosel arbóreo, indica la futura modificación de la estructura y la composición de la comunidad vegetal.

El éxito del proceso de reclutamiento depende de la probabilidad de sobrevivencia de los nuevos individuos, que a su vez se asocia con la edad de los mismos. Específicamente, no todas las semillas ni las plántulas emergidas llegan a ocupar el dosel arbóreo, sino que por el contrario, la mayor parte de la descendencia producida muere antes de alcanzar la madurez reproductiva (Jordano et al. 2004). Esto se debe a que el proceso de reclutamiento depende de que las semillas y plántulas superen los filtros selectivos impuestos por factores abióticos y bióticos (Rey y Alcántara 2000). Por lo tanto, diferenciar individuos en base a su probabilidad de sobrevivencia permite inferir distintos aspectos de la resiliencia de los ecosistemas boscosos.

La probabilidad de sobrevivencia de un determinado individuo suele ser mayor a medida que aumenta su edad. En este sentido podría esperarse que cuanto más tiempo sobreviva un determinado individuo, ha superado más filtros abióticos y bióticos (Jordano et al. 2004). Sin embargo, la estimación de la probabilidad de sobrevivencia en base a la edad puede implicar largos seguimientos en el tiempo o muestreos destructivos. No obstante, la probabilidad de sobrevivencia también podría inferirse en base al tamaño de los individuos. Esto se debe a que el tamaño de los individuos depende en gran medida de su edad y/o de su grado de desarrollo ontológico, entre otros factores (Niklas 1994). En consecuencia, inferir la probabilidad de sobrevivencia de los individuos en base a su tamaño, en distintas condiciones ambientales, puede proporcionar información clave para el monitoreo de ecosistemas boscosos bajo uso.

La ausencia o escasez de individuos de determinado rango de tamaños, y por ende de edades, permitiría inferir algunos factores o procesos que estarían afectando la resiliencia de los ecosistemas boscosos, comprometiendo su capacidad de reconstituir estructura y composición en el futuro. Dentro de una gama de posibilidades, en el monitoreo del proceso de reclutamiento pueden distinguirse cuatro situaciones extremas (Fig. 1):

I- La ausencia o escasez simultánea de plántulas²⁰ y de renovales²¹ podría indicar una baja capacidad de la comunidad para mantener o reconstituir su composición y estructura, no solo en el mediano, sino que también en el largo plazo (Peri et al. 2017).

II- Una escasa o nula densidad de plántulas pero una elevada densidad de renovales podría indicar problemas previos a la etapa de emergencia²² o durante dicha etapa. Específicamente

²⁰ Planta en sus primeros estadios de desarrollo, desde que germina hasta que se desarrollan las primeras hojas verdaderas (Font Quer 1985).

²¹ Juveniles con hojas verdaderas desarrolladas, capaces de subsistir sin las reservas de la semilla. Individuos generalmente < 1.5 m de altura y con desarrollo del tallo de hasta 5 cm de DAP (Russell-Smith 1996).

²² Etapa que comienza con la germinación de la semilla y finaliza con el desarrollo de las hojas verdaderas (Jordano et al. 2004).



la densidad de plántulas es el resultado neto de varios procesos: vigor y fertilidad de plantas madres, polinización (cantidad y calidad de polen disponible en el vecindario, abundancia de polinizadores), predación de frutos y semillas, disponibilidad de micrositios seguros para la germinación (alelopatía, ataque de patógenos, etc.), herbivoría y pisoteo (Jordano et al. 2004, López et al. 2011, Cavallero et al. 2015). Por lo tanto, la ausencia o escasez de plántulas indica fallas en los procesos previos y durante la emergencia. Es decir, indica que actualmente existen factores abióticos y/o bióticos que afectan a la disponibilidad de semillas y plántulas, pero que no estarían afectando a los renovales.

III- Una elevada densidad de plántulas pero escasa o nula densidad de renovales podría indicar problemas durante la etapa de establecimiento²³. En este caso, la densidad de renovales refleja el resultado neto de procesos posteriores a la emergencia como mortalidad denso-dependiente, herbivoría, facilitación o competencia con otros individuos por recursos limitantes como espacio, radiación y agua (Wang y Smith 2002). Por lo tanto, la ausencia de renovales indicaría que la resiliencia se ve afectada a nivel de los procesos que ocurren durante la etapa de establecimiento.

IV- Una elevada densidad de plántulas y renovales indicaría una elevada capacidad del ecosistema para reconstituir su composición.



Figura 1. Resiliencia de bosques asociada a procesos involucrados con la regeneración temprana (plántulas e individuos jóvenes) y la regeneración establecida (renovales).

En consecuencia, diferenciar los individuos en base a su altura o tamaño, que a su vez se asocia a la edad o grado de desarrollo ontológico, permite inferir distintos aspectos de la resiliencia que pueden verse afectados mediante las prácticas de uso actuales, pero que tienen potenciales

²³ Etapa que comienza con el desarrollo de las hojas verdaderas y finaliza cuando la curva de supervivencia tiende a estabilizarse. Un renoval puede considerarse establecido cuando su tasa de asimilación neta es positiva (Sagar y Mortimer 1976).



impactos futuros en el ecosistema. Si bien esta distinción (individuos que superaron más filtros vs. individuos que superaron menos filtros) es fundamental para el monitoreo de bosques bajo uso productivo, suele ser poco precisa. Por lo tanto, es fundamental evaluar si existe una altura por encima de la cual puede considerarse que la sobrevivencia de los individuos es mayor, es decir, pueden considerarse individuos establecidos, que tienen mayor probabilidad de llegar a adultos debido a que superaron una mayor cantidad de filtros ambientales (bióticos y abióticos).

En los bosques de la región chaqueña se realizan distintas prácticas de uso ganadero, que tienen diversos impactos sobre el bosque nativo. Estas prácticas incluyen intervenciones sobre el componente leñoso del bosque como la eliminación completa de los estratos arbóreo y arbustivo mediante desmonte total, o bien intervenciones de menor impacto como la remoción del estrato arbustivo y/o desmonte parcial. Además, las intervenciones sobre el componente leñoso del bosque se complementan con la siembra de especies forrajeras exóticas con el fin de aumentar la producción de forraje para el ganado. En este contexto, durante nueve años (2007-2016), estudiamos la dinámica de sobrevivencia y crecimiento de individuos de *P. flexuosa* (de aquí en más 'algarrobo') en parcelas que simulan las prácticas de uso ganadero más comunes en la región. La finalidad de este trabajo es evaluar si la altura puede utilizarse para discriminar etapas durante el proceso de reclutamiento, que puedan asociarse a distintos aspectos de la resiliencia de ecosistemas boscosos. Específicamente, intentamos responder las siguientes preguntas: (i) ¿Distintas intervenciones sobre el bosque para uso ganadero afectan la densidad de plántulas, la sobrevivencia y el crecimiento de individuos de algarrobo? (ii) ¿El porcentaje de sobrevivencia cambia con el tiempo? (iii) ¿Es posible diferenciar etapas en las que la sobrevivencia de los individuos es diferente? (iv) Si se pueden diferenciar etapas ¿Es posible utilizar a la altura de los individuos para diferenciar dichas etapas?

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en el noroeste de la provincia de Córdoba, al oeste de las sierras de Pocho, donde la vegetación predominante pertenece a la sub-región del Chaco Árido. La región abarca un gradiente de precipitación media anual que varía entre 450 mm y 350 mm en sentido este-oeste, con una fuerte concentración estival. La temperatura media anual es 19,5 °C ($\pm 1,8$) (Capitanelli 1979). Los suelos bien drenados están ocupados por comunidades dominadas por quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho blanco*) y algarrobo dulce (*P. flexuosa*). Específicamente *P. flexuosa* es una especie muy importante ya que estructura la comunidad, tiene una elevada capacidad de recuperación luego de disturbios (por su capacidad de rebrotar) y sus frutos, de alto valor nutricional, proveen forraje para el ganado (Karlin et al. 1992; Cabido et al 1993).

Diseño experimental

En los alrededores del paraje San Miguel (31° 43' 42" Lat. S; 65° 24' 15" Long. O) se seleccionaron stands de algarrobo, que hace aproximadamente 50 años dejaron de ser utilizados para extracción de madera. La densidad de algarrobos era de aproximadamente 122 individuos.ha⁻¹ (> 5 cm de DAB),



mientras que la densidad de individuos de especies arbustivas era de aproximadamente 17600 ind.ha⁻¹, de los cuales *Celtis spinosa* Spreng (tala churqui) era la especie más abundante.

Con el objetivo de evaluar el efecto de distintas prácticas de uso ganadero en la dinámica de reclutamiento de algarrobo, en el año 2006 se instaló un experimento en el que se manipularon dos factores: a) Remoción de biomasa leñosa, con 3 niveles: remoción del estrato arbóreo y arbustivo (de aquí en más 'claro artificial'), remoción del estrato arbustivo (de aquí en más 'desarbustado'), y sin remoción de biomasa leñosa (de aquí en más 'monte') y b) Pastura, con 2 niveles: con y sin siembra de una especie forrajera exótica. Para asignar los distintos tratamientos se delimitaron dos sectores de 2 ha: en uno se conservó la estructura del bosque (control monte); y en el otro se dispusieron los tratamientos de distinta intensidad de remoción de la biomasa leñosa y pastura. En 6 parcelas de 50 m x 10 m se eliminó el estrato arbustivo (i.e., desarbustado). En 6 parcelas de 50 m x 5 m se removió el estrato arbóreo + arbustivo (i.e., claro artificial) y se delimitaron 3 parcelas de 50 m x 10 m en el sector control. La superficie de las parcelas de claro artificial fue menor a las desarbustadas con el fin de eliminar el menor número posible de árboles maduros. En el centro de cada parcela se marcó una faja fija de 50 m x 2 m. Los tratamientos se realizaron en una superficie mayor a la de cada faja para controlar el efecto borde de cada tratamiento. En diciembre de 2007, en la mitad de las parcelas con los 2 niveles de remoción de biomasa leñosa (3 desarbustadas y 3 claro artificial) se sembró una especie forrajera megatérmica *Cenchrus ciliaris* cv Texas 4464 (de aquí en más 'buffel grass'). En la mitad restante de cada parcela, con el transcurso del tiempo crecieron especies herbáceas (principalmente *Trichloris* spp. y *Setaria* spp) y leñosas. En el sector control no se sembró buffel grass con el propósito de no introducir una especie exótica en el bosque sin intervenir (que es un relicto de bosque maduro). El experimento se realizó con diseño factorial 2 x 2: Remoción de especies leñosas (con 2 niveles –claro artificial y desarbustado) y Pastura (con 2 niveles – con siembra de Buffel grass (CB) y sin siembra de Buffel grass (SB)) anidado dentro del primer factor. Este experimento se complementó con un control de monte, sin ningún tratamiento. Todas las parcelas fueron pastoreadas una vez por año entre mayo y julio, con la misma carga ganadera, que fue regulada año a año en base a la disponibilidad media de forraje.

Procedimiento de muestreo

En cada faja se censaron y marcaron todas las plántulas (i.e. individuos < 10 cm con cotiledones o cicatrices cotiledonares) de algarrobo emergidas posteriormente al establecimiento del experimento. Durante nueve años (2007-2016), se registró la sobrevivencia y el crecimiento de todas plántulas marcadas, antes y después del pastoreo diferido en la misma época cada año (Marzo y Agosto).

Análisis de datos

Para analizar el efecto de las distintas prácticas de uso ganadero sobre la densidad, sobrevivencia y el crecimiento de individuos de algarrobo se ajustaron Modelos Lineales Generalizados (MLG) (Zuur et al. 2009). La densidad de individuos se incluyó como variable respuesta y el Tratamiento (con 5 niveles: Control; Remoción Arbustos con y sin siembra de especies forrajera; Claro Artificial con y sin siembra de especies forrajeras) como variable predictora en los MLG. Para el resto de los análisis, los factores Remoción de biomasa leñosa (con tres niveles: monte, desarbustado y claro artificial), Pastura (CB y SB) y su interacción se incluyeron como variables predictoras, mientras que



el porcentaje de sobrevivencia y la altura media de los individuos se incluyeron como variables respuesta. En los casos en que la interacción no resultó significativa, se excluyó de los MLG a los fines de ajustar modelos con un menor número de parámetros (Crawley 2007). La sobrevivencia se calculó año a año como el porcentaje de individuos sobrevivientes en relación al número inicial de individuos marcados en el año 2007. La altura media se calculó como el promedio de la altura de los individuos sobrevivientes de cada faja. El año y la faja se incluyeron como factores aleatorios en todos los modelos, con el fin de contemplar la autocorrelación de las mediciones repetidas sobre los mismos individuos a lo largo del seguimiento (Zuur et al. 2009). Los análisis que incluyeron la sobrevivencia como variable respuesta asumieron una distribución de errores binomial y una función de enlace logit. Los análisis que incluyeron la altura como variable respuesta asumieron una distribución de errores gaussiana y una función de enlace identidad. Todos los modelos fueron implementados con el programa estadístico R, versión 2.15.1 (R, Development Core Team 2012), utilizando el paquete lme4 (Bates et al. 2015).

Para determinar si durante el período de seguimiento es posible detectar una etapa de mayor vulnerabilidad dada por una diferente magnitud de cambio de la sobrevivencia con el tiempo, ajustamos regresiones lineales segmentadas de la sobrevivencia en función del tiempo para cada combinación de factores. Las regresiones lineales segmentadas son herramientas efectivas para modelar respuestas no lineales (Ficetola & Denoël 2009). Los modelos de regresiones lineales segmentadas se componen de dos o más líneas unidas en puntos desconocidos, denominados 'puntos de quiebre (γ)'. Para modelar los segmentos se utilizaron rectas. En las regresiones segmentadas el set de datos se subdivide en una o más secciones conformadas por modelos lineales que comparten el punto de quiebre. El modelo utilizado fue el siguiente:

$$Y = \alpha_1 + \beta_1 x, \text{ para } x < \gamma$$

$$Y = \alpha_2 + \beta_2 x, \text{ para } x > \gamma$$

Donde:

- Y es el valor esperado (predicho) de y (i.e. Sobrevivencia) para cada valor de x (Tiempo),
- β_1 y β_2 indican la pendiente de cada uno de los segmentos lineales,
- α_1 y α_2 indican la ordenada al origen de cada uno de los segmentos.

Para estimar la altura media de los individuos a la edad que se registró el punto de quiebre de la regresión segmentada ajustada para cada combinación de factores, se ajustaron regresiones de la altura media de los individuos sobrevivientes cada año en función del tiempo. Las regresiones se ajustaron con el programa Sigma Plot 10.0.

RESULTADOS

En total se marcaron 139 individuos de algarrobo, de los cuales sobrevivió un 25.4 %, al final del seguimiento. En la parcela control se marcaron 13 individuos de los cuales solo 2 sobrevivieron al



final del experimento. La densidad de plántulas de algarrobo, emergidas al año siguiente de simuladas las prácticas de uso ganadero, varió entre los tratamientos ($z = 10.362$, $p = 0.03475$). La menor densidad de plántulas se registró en la parcela control, mientras que la mayor en el claro artificial sin buffel grass. Específicamente, la densidad de plántulas en la parcela control fue entre 2.1 y 2.6 veces menor que en la parcela desarbustada con buffel grass y en el claro artificial con y sin buffel grass (Fig. 2).

La siembra de una especie forrajera afectó significativamente la sobrevivencia de los renovales en los tratamientos claro artificial y desarbustado. Específicamente, sobrevivieron más individuos de algarrobo en las parcelas desarbustadas y claro artificial sin buffel grass ($z = 1.21$; $p < 0.0001$). Al final del experimento sobrevivió un 34.25 % (± 9.5) de los algarrobos en las parcelas sin buffel grass mientras que un porcentaje significativamente menor sobrevivió en las parcelas con menor espacio disponible. Específicamente, en los tratamientos de claro artificial con buffel grass, control y desarbustado con buffel grass, sobrevivió un 20.7 % (± 3.6), un 9.5 % (± 2.2) y un 7.7 % (± 3.5) de los algarrobos, respectivamente (Fig.3a).

Tanto la remoción de biomasa leñosa como la siembra de una especie forrajera afectaron el crecimiento de los individuos (Remoción de biomasa leñosa: $z = 26.5$, $p = 0.030$; Pastura: $z = -19.7$, $p = 0.035$). El mayor crecimiento se registró en el claro artificial sin buffel grass, mientras que el menor crecimiento se registró en el desarbustado con buffel grass y en el control (Fig. 3b). La altura media de los individuos de algarrobo, al final del seguimiento, fue 159.2 cm (± 33.5) y 214.5 cm (± 66.5) en el claro artificial con y sin buffel grass, respectivamente. En cambio, en las parcelas desarbustadas con y sin buffel grass la altura media de los individuos de algarrobo fue 59.6 cm (± 20.9) y 117.3 cm (± 29.1), respectivamente; mientras que la altura media de los individuos en el control fue de 75 cm (± 2.0). Los individuos en el claro artificial crecieron como mínimo 1.4 veces más que los individuos en el resto de las parcelas.

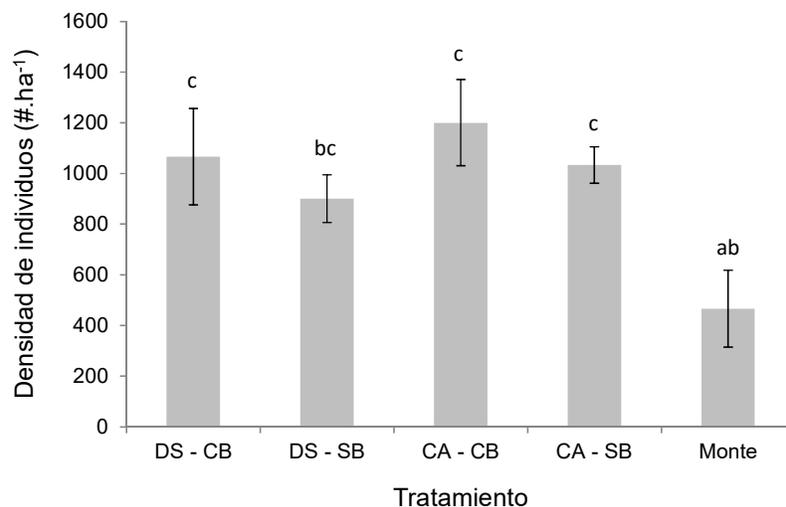


Figura 2. Densidad de plántulas de algarrobo en parcelas donde se simularon diferentes prácticas de uso: Desarbustado (DS) y Claro artificial (CA), ambos con y sin siembra de buffel grass (CB y SB, respectivamente); y una parcela control (Monte). Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos ($p = 0.005$).



En términos generales, la sobrevivencia disminuyó significativamente con el tiempo (Fig. 3a), y de hecho, varió de forma no lineal con el tiempo, lo que permitió detectar puntos de quiebre (i.e., cambios en la pendiente de la recta). La siembra de una especie forrajera prolongó la duración de la etapa de mayor mortalidad de los renovales tanto en las parcelas desarbustadas como en claro artificial. Específicamente, la etapa de mayor mortalidad de los individuos de algarrobo duró aproximadamente 3 años más en las parcelas con buffel grass que en las parcelas sin buffel grass (Tabla 1, Fig. 3a). Asimismo, la duración de la etapa de mayor mortalidad de los individuos de la parcela control fue similar a la registrada en las parcela con buffel grass. Sin embargo, la altura estimada para los individuos a esas edades fue similar: 36.6 (\pm 6.5) cm, 38.7 cm (\pm 7.9) y 39.6 cm (\pm 5.7) para los individuos en las parcelas control, con y sin buffel grass, respectivamente (Fig. 3a, b).

Tabla 1. Punto de quiebre (\pm ES), coeficiente de determinación ajustado (r^2) y p -valor de las regresiones segmentadas ajustadas para cada combinación de tratamientos. Además se muestra la altura estimada a la edad determinada por el punto de quiebre. La altura se estimó mediante el ajuste de regresiones de altura media en función del tiempo.

Remoción biomasa leñosa	Forrajera	Punto de quiebre (años \pm ES)	r^2	p	Altura estimada (cm)
Claro artificial	Con buffel grass	4.05 \pm 2.17	0.53	0.0005	33.85
Claro artificial	Sin buffel grass	1.57 \pm 0.77	0.58	0.0002	45.32
Desarbustado	Con buffel grass	3.47 \pm 0.94	0.42	0.0050	42.71
Desarbustado	Sin buffel grass	1.09 \pm 0.85	0.67	<0.0001	31.59
Control	Sin buffel grass	2.93 \pm 0.97	0.46	0.0023	36.67

DISCUSIÓN

Las distintas prácticas de uso ganadero afectaron la densidad de plántulas de algarrobo así como también su sobrevivencia y crecimiento. Los resultados sugieren que distintos factores modularían la sobrevivencia y el crecimiento de los renovales. La siembra de una especie forrajera de alto rendimiento disminuyó significativamente la sobrevivencia de plántulas (Fig. 3a), mientras que la remoción de la biomasa leñosa promovió el crecimiento de los renovales.



La detección de puntos de quiebre en la curva de sobrevivencia en función del tiempo, permitió determinar la duración de la etapa de establecimiento²⁴ para nuestro sistema de estudio. En este sentido, encontramos que la duración de la etapa de establecimiento varió según la práctica de uso ganadero (Fig. 3a). Sin embargo, la altura a la cual los individuos pueden considerarse establecidos fue relativamente similar. En términos generales, la tasa de sobrevivencia fue muy baja en individuos menores a 45 cm, mientras que a partir de los 45 cm de altura, se registró una etapa con mayor tasa de sobrevivencia. Esto sugiere que la altura podría utilizarse para diferenciar los individuos establecidos de los individuos aún no establecidos, que a su vez, puede asociarse con diferentes aspectos de la resiliencia del sistema en estudio.

Efecto de distintas prácticas de uso ganadero sobre la densidad de plántulas:

Las distintas prácticas de uso ganadero afectaron la densidad de plántulas de algarrobo. Los menores valores de densidad se registraron en el control (Fig. 2). Los resultados sugieren que la remoción de biomasa leñosa habría promovido la emergencia de plántulas de algarrobo. Esto podría deberse a que el algarrobo es una especie heliófila, y por ende, la remoción de los estratos arbóreo y/o arbustivo, al aumentar la disponibilidad de radiación, incrementaron la emergencia de plántulas de algarrobo.

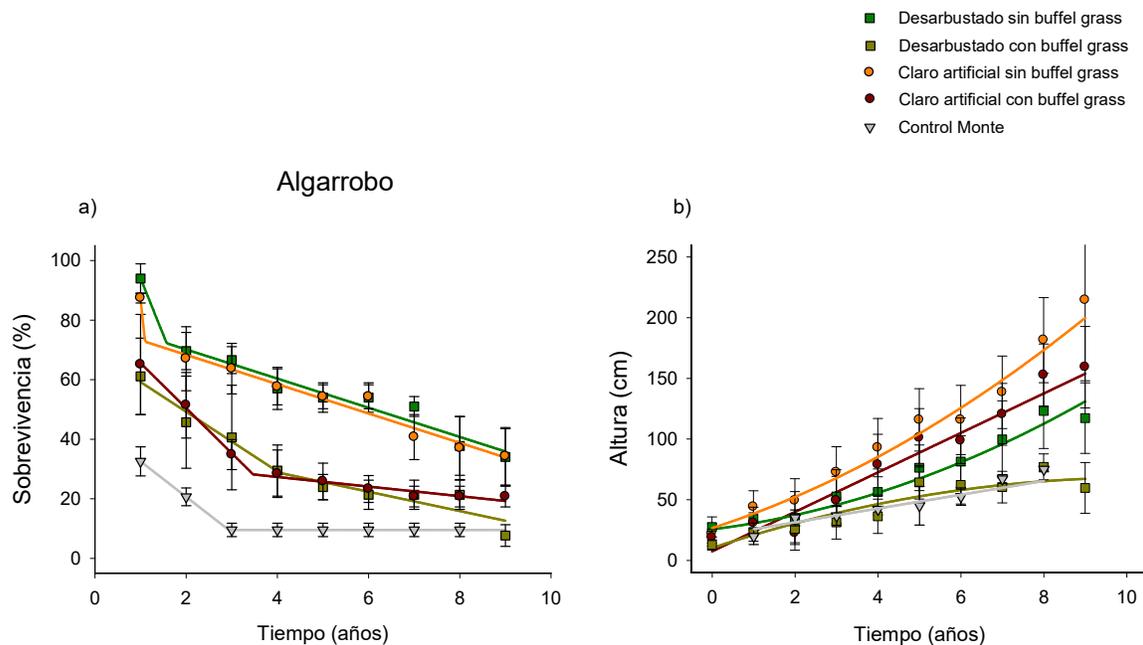


Figura 3. Porcentaje de sobrevivencia en función del tiempo (a) y altura promedio de los individuos en función del tiempo (b) para individuos de algarrobo marcados y monitoreados en parcelas sometidas a diferentes tratamientos.

²⁴ Etapa que comienza con el desarrollo de las hojas verdaderas y finaliza cuando la curva de supervivencia tiende a estabilizarse (Sagar y Mortimer 1976).



Efecto de distintas prácticas de uso ganadero sobre la sobrevivencia de individuos

La siembra de una especie forrajera exótica afectó la sobrevivencia de los individuos de algarrobo, mediante dos mecanismos: disminuyendo la sobrevivencia final y prolongando la etapa de establecimiento (Fig. 3a). La sobrevivencia final fue, en promedio, 20 % menor en las parcelas con buffel que en aquellas sin buffel, y la etapa de establecimiento duró aproximadamente 3 años más en las parcelas con buffel que en aquellas sin buffel. Posiblemente, la adición de esa especie forrajera disminuyó la sobrevivencia de los renovales, debido a competencia por recursos como el agua, la radiación y el espacio físico. Estos resultados coinciden con otros estudios que registraron que la presencia de gramíneas de alta productividad influyó negativamente en la sobrevivencia y el crecimiento inicial de los renovales de algarrobo (Barchuk 1998; Carranza y Ledesma 2009). Esto podría deberse a que las gramíneas poseen un sistema radicular muy profuso y superficial (denominado raíces en cabellera), que les permite captar el agua de los estratos superficiales del suelo, que también son ocupados por las raíces de plántulas y renovales de especies arbóreas. Por otro lado, en comparación con la parcela control, la sobrevivencia de individuos de algarrobo fue aproximadamente un 30 % mayor en las parcelas en las que se removió biomasa leñosa (Fig. 2a), sugiriendo que la liberación de espacio físico y la mayor incidencia de radiación promoverían la sobrevivencia de individuos de algarrobo (Carranza y Ledesma 2009). Además, en los tratamientos desarbustado y claro artificial sin buffel grass se desarrollaron especies herbáceas nativas, lo que sugiere que el desarrollo de estas especies no estaría afectando la sobrevivencia de los individuos de algarrobo.

Efecto de distintas prácticas de uso ganadero sobre el crecimiento de individuos

La liberación de espacio causada por la remoción de biomasa leñosa y por la ausencia de la especie forrajera promovió el crecimiento de los individuos de algarrobo (Fig. 3b). Posiblemente, la liberación de espacio, aumentó los niveles de radiación en el sotobosque, lo que a su vez incrementó la tasa de crecimiento de los renovales de esta especie heliófila y pionera (Carranza y Ledesma 2009). En dicho sentido, sería importante evaluar como es el patrón de respuesta de la sobrevivencia de renovales a diferentes tamaños de claros, con el objetivo de establecer indicadores de tamaño mínimo y máximo de claros que promuevan el establecimiento de renovales.

La altura como indicador de distintos aspectos de la resiliencia

La duración de la etapa de establecimiento de los renovales varió en función de las prácticas de uso ganadero (Fig. 3a). Sin embargo, la altura a la que los individuos podrían considerarse establecidos fue relativamente similar (Tabla 1). Específicamente, la altura estimada para los individuos a las edades en las que se registraron los puntos de quiebre varió entre 31.6 y 45.3 cm. Esto sugiere que los renovales de algarrobo > 45 cm, podrían considerarse establecidos, ya que habrían pasado los filtros ambientales relacionados con la dispersión y predación de semillas, germinación, emergencia y pisoteo, entre otros. Por lo tanto, en el sistema de estudio, la altura de los individuos podría utilizarse para diferenciar entre renovales establecidos y no establecidos.

El análisis de la duración de la etapa de establecimiento permite hacer algunas inferencias sobre distintos aspectos de la resiliencia de los ecosistemas boscosos que podrían ser afectados por determinadas prácticas de uso. Esto tiene implicancias importantes desde el punto de vista del



manejo, ya que permite diferenciar individuos que han sobrepasado distintos filtros selectivos. Dependiendo de los procesos que hayan sido alterados por las prácticas de uso, se pueden identificar 3 tipos de barreras o filtros que impiden (o retardan significativamente) la regeneración natural de un bosque: (a) Barreras a la dispersión, (b) barreras al establecimiento y (c) barreras a la persistencia (Vargas 2008). Entonces, en base a nuestros resultados, y a la clasificación de barreras propuesta por Vargas (2008), podríamos diferenciar 3 clases de regeneración en base su potencialidad de brindar información sobre distintos aspectos de la resiliencia:

Clase I: plántulas (individuos con cotiledones o cicatrices cotiledonares). La ausencia o escasez de individuos de esta clase indica la ocurrencia de problemas o barreras a la emergencia o anteriores a la misma, como por ejemplo, pérdida de fertilidad por asignación diferencial de recursos, fallas en el proceso de polinización, predación de frutos y semillas pre- y post-dispersión, ausencia de individuos semilleros, ausencia de micrositios seguros para la germinación, ataque de patógenos, pisoteo y herbivoría, entre otros (Jordano et al. 2004, López et al. 2011).

Clase II: individuos con hojas verdaderas desarrolladas < 45 cm de altura (i.e., no establecidos). La ausencia o escasez de individuos < 45 cm indica la ocurrencia de problemas o barreras durante la etapa de establecimiento, como por ejemplo competencia con el estrato herbáceo por recursos limitantes (espacio, radiación, agua, nutrientes), herbivoría o pisoteo, entre otros.

Clase III: individuos > 45 cm de altura (i.e., establecidos). La ausencia o escasez de individuos de esta clase indica la ocurrencia de problemas o barreras post- establecimiento, es decir, a la persistencia, como por ejemplo competencia con el estrato arbustivo por recursos limitantes (espacio, radiación, agua, nutrientes), herbivoría, entre otros.

CONCLUSIÓN

Las prácticas usuales para aumentar la producción ganadera en el bosque chaqueño, como el raleo de especies leñosas y la siembra de gramíneas forrajeras de alta producción, tuvieron incidencia directa sobre la regeneración de algarrobo. Específicamente, la siembra de una especie forrajera disminuyó la sobrevivencia de los renovales. Además, la competencia entre renovales de algarrobo y las matas de buffel grass prolongó la duración de la etapa de establecimiento de los renovales. Sin embargo, la altura de los renovales de algarrobo a la cual pueden considerarse establecidos, fue similar en todos los tratamientos de apertura de dosel y siembra de buffel grass. Es decir, la tasa de mortandad dependió del tamaño de los renovales, independientemente del tiempo que les llevó alcanzar esa altura en los distintos tratamientos.

Diferenciar la regeneración temprana en tres clases, tiene la potencialidad de indicar qué factores o procesos estarían afectando la resiliencia del sistema en estudio; así como también prever en qué escala temporal pueden ocurrir estos cambios de persistir las condiciones que los originaron. Por ejemplo, si se detecta ausencia de plántulas, las consecuencias de dicha ausencia a nivel de estructura de la comunidad se producirán en el largo plazo, mientras que si se detecta ausencia de individuos > 45 cm, las consecuencias se producirán en el corto o mediano plazo, dependiendo de la tasa de crecimiento de los individuos. Si bien los datos presentados en este trabajo, son producto de un estudio de caso, la serie temporal presentada permite hacer una primera aproximación al estudio de la dinámica de regeneración de *P. flexuosa* en bosques bajo uso ganadero.



Agradecimientos

Sin la ayuda de nuestros compañeros de trabajo, María Verónica Olmedo y Juan Argüello el ensayo no hubiera sido posible. Este trabajo fue financiado por PNFOR-1104082 y PNFOR-1104083.

Bibliografía

- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S. 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *J. Stat. Soft.* 67, 1-48.
- Belsky, J., Blumenthal, D. M., 1997. Effects of livestock grazing and stand dynamics and soils in upland forests of the interior West. *Conservation Biology* 11, 315-327.
- Bertilde, E. R., 2004. Flora y vegetación de la Reserva de Biosfera de Ñacuñán después de 25 años de clausura. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, 148 p.
- Cabido, M., González, C., Acosta, A., Díaz, S., 1993. Vegetation changes along a precipitation gradient in Central Argentina. *Vegetatio* 109, 5-14.
- Capitanelli, R., 1979. Clima. En: Vazquez, J., Miatello, R., Roqué, M., (eds) *Geografía Física de la Provincia de Córdoba* Ed. Boldt, Buenos Aires, pp. 45-138.
- Carranza C. A. y Ledesma. M. Buenos Aires Argentina 2009 El Bases para el manejo de sistemas silvopastoriles. XIII Congreso Forestal Mundial, Bs. As. de la Provincia de Córdoba. "Capacidad de Uso". Agencia Córdoba Ambiente Sociedad del Estado. Córdoba. De la Provincia de Córdoba. De. Bolt. Buenos Aires Pp 45-138.
- Cavallero, L., López, D. R., Raffaele, E., Aizen, M.A., 2015. Structural-functional approach to identify post-disturbance recovery indicators in forests from northwestern Patagonia: a tool to prevent state transitions. *Ecological Indicators* 52, 85-95.
- Crawley, M. J., 2007. *The R book*. Wiley. 942pp.
- Danell, K., Bergström, R., Edenius, L., Ericsson, G., 2003. Ungulates as drivers of tree population dynamics at module and genet levels. *Forest Ecology and Management* 181, 67-76.
- Ellison, A. M., Bank, M. S., Clinton, B. D., Colburn, E. A., Elliot, K., Ford, C. R., Foster, D. R., Kloeppel, B. D., Knoepp, J. D., Lovett, G. M., Mohan, J., Orwig, D. A., Rodenhouse, N. L., Sobczak, W. V., Stinson, K. A., Stone, J. K., Swan, C. M., Thompson, J., Von Holle, W., Webster, J. R., 2005. Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3, 479-486.
- Ficetola, F.G., Denoël, M., 2009. Ecological thresholds: an assessment of methods to identify abrupt changes in species-habitat relationships. *Ecography* 32, 1075-1084.
- Font Quer, P. (1985). *Diccionario de botánica* (No. 580/F685).
- Jeremy, R.S. 1996. Regeneration of monsoon rain forest in northern Australia: the sapling bank. *Journal of Vegetation Science*, 7: 889-900.
- Jordano Barbudo, P. D., Pulido, F., Arroyo Marín, J., García Castaño, J. L., García Fayos, P., 2008. Procesos de limitación demográfica. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*, 231-250.
- Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F., 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators - A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators* 28, 54-78.
- Karlin U.O., Coirini R.O., Pietrarelli L. y Perpiñal E. (1992) Caracterización del Chaco Árido y propuesta de recuperación del recurso forestal. In: Karlin, U.O., Coirini, R.O. (Eds.), *Sistemas agroforestales para pequeños productores de zonas áridas*, Proyecto GTZ. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Córdoba, pp 7-12.
- López, D. R., Cavallero, L., Brizuela, M. A., Aguiar, M. R., 2011. Ecosystemic structural-functional approach of the state and transition model. *Applied Vegetation Science* 14, 6-16.
- McNaughton, S. J., Sabuni, G. A., 1988. Large African mammals as regulators of vegetation structure. En: Werger, M. J. A., van der Aart, P. J. M., During, H. J., Verhoeven, J. T. A. (Eds.), *Plant Form and Vegetation Structure*. Academic Publishing, The Hague, pp. 339-354.
- Motta, R., 2003. Ungulate impact on rowan (*Sorbus aucuparia* L.) and Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.) height structure in mountain forest in the eastern Italian Alps. *Forest Ecology and Management* 181, 139-150.
- Niklas, K. J., 1994. *Plant allometry: the scaling of form and process*. University of Chicago Press.



- Peri, P. L., López, D. R., Rusch, V., Rusch, G., Rosas, Y. M., Martínez Pastur, G., 2017. State and transition model approach in native forests of Southern Patagonia (Argentina): linking ecosystem services, thresholds and resilience. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 13, 105-118.
- Renison, D., Cingolani, A. M., Suarez, R., Menoyo, E., Courtsiers, C., Sobral, A., Hensen, I., 2005. The restoration of degraded mountain woodlands: effects of seed provenance and microsite characteristics on *Polylepis australis* seedling survival and growth in Central Argentina. *Restoration Ecology* 13, 120–137.
- R Development Core Team, 2012. R: A language and environment for statistical computing. Version 2.15.1. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rey, P.J., Alcántara, J. M., 2000. Recruitment dynamics of a fleshy-fruited plant (*Olea europaea*): connecting patterns of seed dispersal to seedling establishment. *Journal of Ecology* 88, 622-633.
- Sagar, G., Mortimer, A. 1976. An approach to the study of the population dynamics of plants with special reference to weeds. In: Coaker ed. *Applied Biology*. Academic Press. pp. 1-47.
- Scheffer, M., Carpenter, S. R., Foley, J. A., Folke, C., Walker, B., 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413, 591–596.
- Teich, I., Cingolani, A. M., Renison, D., Hensen, I., Giorgis, M. A., 2005. Do domestic herbivores retard *Polylepis australis* Bitt. woodland recovery in the mountains of Córdoba, Argentina? *Forest Ecology and Management* 219, 229-241.
- Wang, B.C., T.B. Smith. 2002. Closing the seed dispersal loop. *Trends in Ecology and Evolution* 17: 379-385.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., Smith, G. M., 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer.



STOCK DE CARBONO EN VEGETACIÓN LEÑOSA AÉREA Y SU RELACIÓN CON DISTURBIOS EN SISTEMAS SILVOPASTORILES DEL CHACO SECO ARGENTINO.

CARBON STOCK IN ABOVEGROUND WOODY VEGETATION AND ITS RELATION WITH DISTURBS IN SILVOPASTORAL SYSTEMS OF ARGENTINEAN DRY CHACO

Fernández, Pedro D. (1, 2); Nestor I. Gasparri (2); Esteban Jobbágy (3); Flavia Mazzini (4); Enrique Oviedo (1); Alejandro Radrizzani (1)

⁽¹⁾ Instituto de investigación animal del chaco semiárido, Leales, Tucumán, Argentina

⁽²⁾ Instituto de ecología regional, Horco Molle, Tucumán, Argentina.

⁽³⁾ Grupo de estudios ambientales, San Luis Argentina.

⁽⁴⁾ Centro de estudios territoriales ambientales y sociales, Jujuy, Argentina.

Dirección de contacto: Chañar Pozo S/N, Leales, Tucumán Argentina.

Resumen

Los sistemas silvopastoriles en el Chaco Seco Argentino se implementan en bosques nativos disturbando el estrato arbustivo para implantar. Los mismos, se han propuesto como sistemas que mantienen servicios ecosistémicos del bosque como el secuestro de carbono. En los últimos años, han incrementado en superficie y todavía quedan en la región 14 millones de hectáreas que permiten las prácticas silvopastoriles. Sin embargo, no conocemos el estado actual del stock de carbono de estos sistemas, ni su relación con sucesivos disturbios que buscan aumentar la disponibilidad de forraje. En este estudio, analizamos en cinco campos de productores, el stock de carbono de árboles y arbustos y lo relacionamos con el número de disturbios, años de uso, años desde el último disturbio y precipitaciones a través de modelos lineales mixtos. En bosques, el stock de carbono promedio total y desvío estándar de 28.21 ± 5.55 Tn/ha (Árboles = 19.09 ± 3.09 , Arbustos 9.12 ± 3.66). En Silvopastoriles con control de arbusto reciente con carbono promedio total y desvío estándar de 17.04 ± 6.49 (15.86 ± 6.12 , 1.18 ± 1.31); y en silvopastoriles arbustizados con carbono promedio total y desvío estándar de 18.54 ± 8.18 (15.89 ± 8.00 , 2.66 ± 1.46). Además la relación entre disturbios y el stock de carbono y el número de individuos fue decreciente lineal y exponencialmente para stock y número de árboles respectivamente. Los renovales útiles en promedio también decrecieron cuando aumentó el número de disturbios. Si bien el sistema silvopastoril puede retener hasta un 65% del stock de carbono de la vegetación leñosa del bosque, es necesario fortalecer prácticas de regeneración compatibles con el manejo de arbustización y producción ganadera para sostener en el mediano o largo plazo los beneficios del sistema.

Palabras clave: Servicios Ecosistémicos, Rolado, Sustentabilidad.

Abstract

Silvopastoral systems in Argentinean Dry Chaco are implemented in native woodland disturbing shrub layer to plant. These have been proposed as systems that maintain forest ecosystem services such as carbon sequestration. In recent years, they have increased in area and there are still 14 million of hectares in the region that allow silvopastoral practices. However, we do not know the current state of the carbon stock of these systems, nor their relationship to successive disturbances that seek to increase the availability of fodder. In this study, we analyzed the carbon stock of trees and shrubs in five producer fields and related it to the number of disturbances, years of use, years since the last disturbance and rainfall through mixed linear models. In forests, the average total carbon stock and standard deviation of 28.21 ± 5.55 Tn/ha (Trees = 19.09 ± 3.09 , Shrubs 9.12 ± 3.66). In Silvopastoral with recent shrub control with average total carbon and standard deviation of 17.04 ± 6.49 (15.86 ± 6.12 , 1.18 ± 1.31); and in silvopastoral with average total carbon and



standard deviation of 18.54 ± 8.18 (15.89 ± 8.00 , 2.66 ± 1.46). In addition, the relationship between disturbances and carbon stock and the number of individuals was decreasing linearly and exponentially for stock and number of trees respectively. Useful renewals also decreased on average as the number of disturbances increased. Although the silvopastoral system can retain up to 65% of the carbon stock of the forest's woody vegetation, it is necessary to strengthen regeneration practices compatible with the management of trees and livestock production in order to sustain the benefits of the system in the medium or long term.

Keywords: Ecosystem services, Roller-chopping, Sustainability

INTRODUCCIÓN:

El Chaco Seco es una vasta planicie de bosques y sabanas que contiene uno de los reservorios de tierra fértil más grande del mundo (Lambin et al 2013). En las últimas décadas experimentó una acelerada transformación, llevando las tasas de deforestación a niveles récord, impulsada por el incremento en el comercio de *commodities*, en particular de soja y carne (Gasparri y Grau 2009, Jobbagy et al 2015, Kuemmerle et al. 2017). En Argentina esta región ocupa aproximadamente 69 mil kilómetros cuadrados, conteniendo cerca del 50% de los bosques nativos del país, y a su vez, siendo la frontera más activa de deforestación (Gasparri et al 2008). Este fenómeno condujo al gobierno nacional a regular el uso de los bosques en función de su valor de conservación a través de la ley 26.334 de ordenamiento territorial de bosques nativos. La misma separa en tres categorías de uso a los bosques según su valor de conservación. La categoría "amarilla", permite usos del bosque que no modifiquen completamente su cobertura (e.g. ecoturismo, aprovechamiento forestal, apicultura, silvopastoriles, etc.) (Ley 26.331 Ministerio de la Nación). A partir de la implementación de la ley en 2012, el 70% de los planes de manejo aprobados por el gobierno han sido planes de manejo silvopastoril. (Peri et al 2016).

El sistema silvopastoril consiste en el manejo productivo de la vegetación leñosa (nativa o implantada) y la producción de carne, por lo general bovina. (Montagnini et al 2013). En bosques nativos del Chaco, se realiza volteando la vegetación arbustiva con un rolo - un imlemento mecánico tirado con un tractor- a lo que nos referiremos de aquí en más como "disturbio" (Kunst et al 2012). Por lo general, con el primer disturbio se siembran pasturas tropicales *gattón panic* o *buffel grass*, para aumentar la oferta de forraje para el ganado. Sucesivos disturbios se efectúan durante los años siguientes a la implantación de pasturas para controlar la arbustización y mantener la oferta de forraje, y en ocasiones esta práctica se complementa con otros tipos de disturbios como tratamiento químico o quema. El objetivo teórico de este sistema es producir carne manteniendo la estructura etaria de árboles para asegurar su perpetuidad.

Los sistemas silvopastoriles, al igual que otros sistemas agroforestales se han propuesto como una alternativa de mitigación de gases de efecto invernadero por su rol como secuestradores de carbono (Montagnini et al. 2004). La creciente importancia por el carbono a causa del cambio climático, y los incentivos económicos propuestos por el programa de la ONU "REDD" (reducción de emisiones por deforestación y degradación de bosques) han incrementado el interés por estudiar compromisos entre stock de carbono y productividad en sistemas productivos (Lusiana et al., 2012; Minang et al., 2014). Aunque se han realizado algunos estudios en Sudamérica del stock de carbono en estos sistemas (Mc Groody 2015, Peri et al 2017), los datos continúan siendo de escala local y siguen siendo escasos (Peri et al 2016). Tampoco se conoce la relación de practicas ganaderas en



los stocks de carbono aéreo en estos sistemas. En Argentina un acuerdo entre las secretarías de agricultura y medio ambiente del país llamado MBGI (Manejo de bosques con ganadería integrada), mantiene el debate y la evaluación del esquema silvopastoril para desarrollar sistemas que verdaderamente balanceen la pérdida de SE por conversión de bosque, y la producción de alimentos y el desarrollo local (MAGyP et al. 2015)

En la actualidad, existen aproximadamente 14 millones de hectáreas en la región chaqueña con categoría amarilla que permiten el uso silvopastoril. Sin embargo, no se conoce el estado de conservación de los silvopastoriles actuales. Además, el efecto de recurrentes rolados y pastoreos en la dinámica de vegetación y el stock de carbono continua siendo una incógnita. El desconocimiento de este fenómeno podría resultar en una degradación en el mediano a largo plazo de estos sistemas, con la consecuente pérdida de servicios de ecosistema que el bosque provee. Específicamente en este trabajo, nos enfocamos en responder las siguientes preguntas:

- 1- ¿Cuál es el estado del stock de carbono y la densidad de árboles por hectárea en silvopastoriles del Chaco Seco argentino?
- 2- ¿Cuál es su relación con los disturbios para controlar la arbustización?

MATERIALES Y MÉTODOS:

Para determinar el stock de biomasa en árboles y arbustos se muestrearon 24 sitios (de los cuales 5 fueron fragmentos de bosque como nivel de referencia) en 5 campos ganaderos de cría y recría del Chaco Seco Argentino entre los años 2016 y 2017. Uno en el departamento de Anta (Salta), en los departamentos Moreno, Lavalle y La Banda (Santiago del Estero), y uno en el departamento Fray Mamerto Esquiú (Catamarca) (Figura 1).

Para la estimación de carbono de árboles se utilizó un diseño de conglomerados de 100x100 metros con una parcela circular de 1000 m² (17.8 m de radio) en cada vértice, instalando un conglomerado por sitio (Gasparri et al. 2013) (Figura 2 a). Las variables tomadas fueron especie, altura y diámetro a la altura del pecho (DAP) para cada individuo con DAP mayor a 10cm. Con estas variables, se utilizó la ecuación alométrica de biomasa para bosques secos de Chave et al. (2005) para la determinación de biomasa en kilogramos. Para los arbustos dentro de cada parcela de 1000m² se realizaron 4 parcelas de 3 metros de radio (28.26 m²) sumando 113 m² por parcela, ubicadas a 12 metros desde el centro de la parcela forestal en sentido cardinal (Figura 2b). Se identificó la especie, se midió la altura y el diámetro mayor de corona y su perpendicular para individuos mayores a 30 cm de altura y menores a 10 cm de DAP para los renovales grandes. Para la determinación de biomasa se utilizó una ecuación alométrica mejorada de Conti et al (2013) desarrollada por Conti (información personal). El 50% de la biomasa en ambos casos fue determinada como carbono (Gasparri et al. 2008). Para estimar stock de carbono total promedio de silvopastoriles se discriminaron tres categorías: Bosque (n=5), Silvopastoril con control de arbustos reciente (n=10) y Silvopastoril arbustizado (n=9).

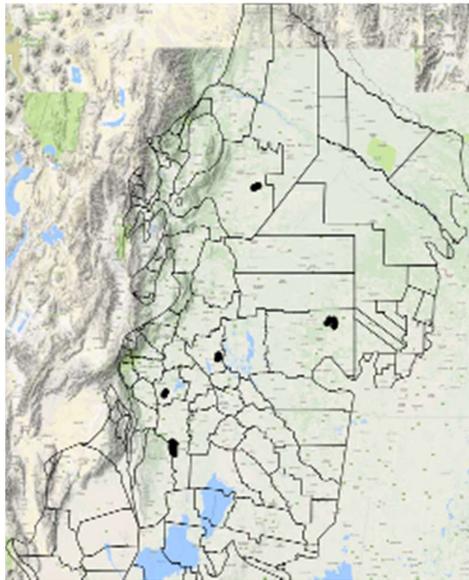


Figura 1. Zona de estudio y ubicación de conglomerados.

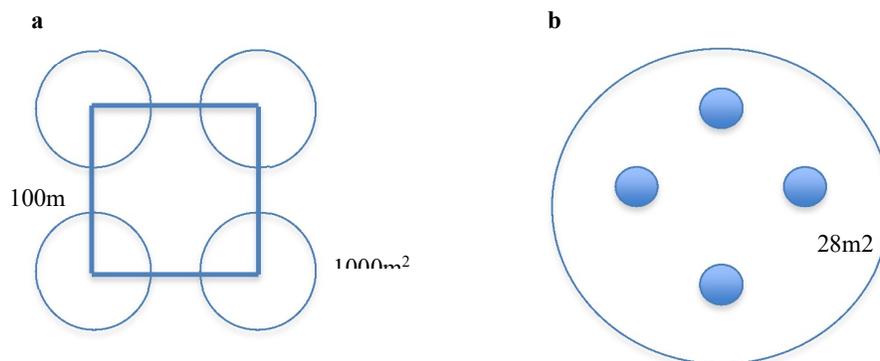


Figura 2.a) Diseño de conglomerado y parcelas para mediciones de árboles. **b)** Diseño de parcelas para medición de arbustos.

Para entender la relación entre el número de disturbios y el stock de carbono y número de individuos en árboles, tomamos como unidad la parcela de 1000 m². Analizamos en 95 parcelas para stock de carbono (Una se descartó por ser un dato anómalo), y 96 para el modelo de árboles por hectárea en 24 conglomerados: 20 parcelas sin disturbio (referencia), 28 con 1 disturbio, 31 con 2 disturbios, 13 con 3 disturbios y 4 parcelas con 5 disturbios. Entre los disturbios se incluyó la habilitación y los sucesivos controles de arbustización, incluyendo en algunas ocasiones control químico o fuego además del re-rolado.



Para entender la relación del stock de carbono y el número de individuos en cada sitio, en base a los datos históricos de los productores se registró el número de disturbios para cada conglomerado, también si existieron diferentes tipos de disturbios al rolado mecánico (E.g. Control químico de arbustos o fuegos), el tiempo de uso (cantidad de años desde que se roló por primera vez), el tiempo desde el último disturbio (cantidad de años desde que se disturbó con rolo por última vez) y la precipitación media anual a nivel de campo. Para comprobar la relación entre el carbono (tn/ha) y la abundancia de individuos adultos (#ind/ha), se utilizaron modelos lineales mixtos. Como variables explicativas se utilizaron las nombradas. Se consideró la distribución de las variables respuestas (carbono-normal y #ind-binomial negativa) y la estructura anidada de los datos en los modelos (conglomerados en campo). Y en el caso de no presentar homogeneidad de varianzas se ajustó con una función de varianza. Se consideró la estructura anidada de los datos en los modelos (conglomerados en campo). Los modelos mínimos adecuados se identificaron mediante el método de prueba de hipótesis. Los análisis estadísticos se hicieron con los paquetes doBy, nlme, nlme4, MASS, MuMin, y los gráficos con los paquetes ggplot2 y effects del software R.

Para describir la relación de arbustos y renovales totales y útiles se realizaron medidas descriptivas y gráficos de caja con el número total de arbustos y renovales, y con el número de renovales "útiles" para los diferentes disturbios. Como renovales "útiles" se define aquellas especies arbóreas que los productores dejan en el sistema silvopastoril en el Chaco Seco, las cuales tienen valor maderable: quebracho blanco, quebracho colorado, itín, algarrobos, guayacán y mistol

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para estimar los valores de carbono en los campos, se midieron 1110 árboles mayores a 10 cm de DAP y 3447 arbustos mayores a 30 cm de altura y menores a 10 cm de DAP. Para resumir la información se discriminaron tres categorías: **Bosque** con carbono promedio total y desvío estándar de 28.21 ± 5.55 Tn/ ha (Arboles= 19.09 ± 3.09 , Arbustos 9.12 ± 3.66); **Silvopastoriles con control de arbusto reciente** con carbono promedio total y desvío estándar de 17.04 ± 6.49 (15.86 ± 6.12 , 1.18 ± 1.31); y **Silvopastoriles arbustizados** con carbono promedio total y desvío estándar de 18.54 ± 8.18 (15.89 ± 8.00 , 2.66 ± 1.46) (Tabla 1).

El carbono en árboles de silvopastoriles con y sin arbustos fue muy similar y representó el 83% del carbono en bosque. Este dato es coincidente con simulaciones reportadas a nivel regional sobre parcelas forestales en Peri et al (2017) para bosques de buena estructura. El carbono en arbustos y renovales fue más variable y representó el 13% del stock para silvopastoriles con control reciente, y el 30% para sitios arbustizados, dato coincidente con los encontrados por Peri et al (2017) en el norte de Córdoba. El carbono total en vegetación leñosa representó entre el 60 y 65% del carbono del bosque para silvopastoriles con control reciente y arbustizados respectivamente.

Hasta donde sabemos es el primer reporte en campos de productores y a nivel regional del estado del stock de carbono en la vegetación leñosa en la región, y son valores considerables, teniendo en cuenta que producen entre 4000 y 12000 kg de materia seca forraje Kunst et al 2012). Estudios de compromisos entre diferente stock de carbono y productividad de pasto serán interesantes a lo largo del gradiente de coberturas y climático en la región serán interesantes para entender la relación entre servicios de ecosistema de provisión y regulación de estos sistemas.



Tabla 1. Media y desvío estándar para carbono por hectárea y número de individuos por hectárea para arboles mayores a 10 cm DAP y arbustos mayores a 30 cm de altura en 3 categorías: Bosque, Silvopastoril con control de arbustos y Silvopastoril arbustizado.

Categorías	Arboles		Arbustos		Carbono total (Tn/ha)
	Carbono (Tn/ha)	Individuos (Ind/ha)	Carbono (Tn/ha)	Individuos (Ind/ha)	
Bosque (n= 5)	19.09 ± 3.09	225 ± 102	9.12 ± 3.66	4759 ± 1174	28.21 ± 5.55
Silvopastoril con control de arbustos reciente (n= 10)	15.86 ± 6.12	98 ± 51	1.18 ± 1.31	2543 ± 1403	17.04 ± 6.49
Silvopastoril arbustizado (n=9)	15.89 ± 8.00	77 ± 61	2.66 ± 1.46	4106 ± 1826	18.54 ± 8.18

Para el modelo general mixto de stock de carbono, solamente el número de disturbio fue significativo (Tabla 2, ecuación 1). La varianza explicada por los efectos fijos fue 0.26 y la explicada por el modelo completo (efectos fijos más aleatorios) fue 0.97. Mientras que el pseudo R² basado en máxima verosimilitud fue 0.41. El efecto fijo campo se considero a pesar de su p valor por su ranef variable desde -2 a 5.

$$\text{Carbono (Tn/ha)} = 19.18(\pm 2.23) - 2.25(\pm 0.72) * \text{Número de disturbios (1)}$$

Tabla 2. Análisis de significancia de efectos fijos y aleatorios para la cantidad de carbono por hectárea, en un sistema silvopastoril en el Chaco seco.

Variable	Estadístico	Valor de p
Campo	X ₁₁ = .1.845	0.1743*
Conglomerado	X ₉ = 13.68	0.0011**
Tiempo ultimo disturbio	F ₆₉ = 0.070	0.7918



Tipo de disturbio	$F_{15} = 0.182$	0.9252
Tiempo de uso	$F_{18} = 0.208$	0.652
Precipitación	$F_4 = 4.248$	0.1314
Numero de disturbio	$F_{70} = 9.521$	0.0029**

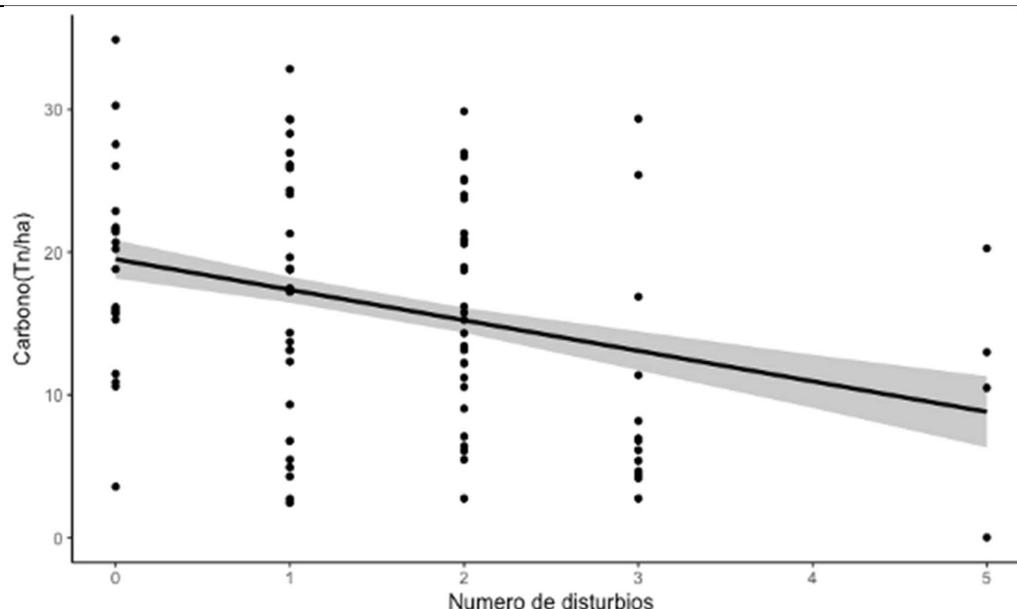


Figura 3. Relación resultante entre el número de disturbios y el stock de carbono en tn/ha, donde se incluyó al disturbio 0 como los bosques no disturbados carbono en a

En relación a la abundancia de árboles por hectárea, también la única variable explicativa significativa fue número de disturbio, con un pseudo R^2 basado en máxima verosimilitud fue 0.71 (Tabla 3 y ecuación 2).

$$\text{Arboles (Individuos/ha)} = \text{EXP } 5.15(\pm 0.19) - (0.42(\pm 0.09) * \text{Número de disturbios}) \quad (2)$$

Tabla 3. Análisis de significancia de efectos ecuación arboles/ha= f(número disturbios).

Variable	Estadístico	Valor de p
Campo	$X_1 = 0.8759$	0.3494
Conglomerado	$X_1 = 13.268$	0.00027***
Tipo de disturbio	$X_3 = 6.7697$	0.07961
Disturbio	$X_1 = 0.2295$	0.6319
Numero de disturbio	$X_1 = 10.67$	0.0001***

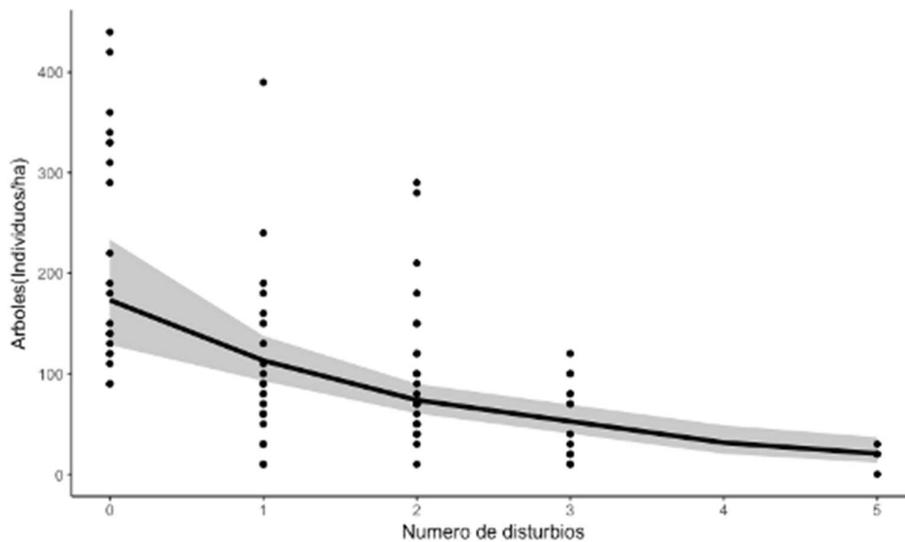


Figura 4. Relación resultante entre el número de disturbios y la densidad de árboles por hectárea (#ind/ha), donde se incluyó al disturbio 0 como los bosques no disturbados.

Los modelos mostraron una disminución lineal y exponencial, para el stock de carbono y los arboles por hectárea respectivamente. Hasta donde sabemos, estos modelos son los primeros que describen una disminución tanto en stock como en número de individuos en estos sistemas. Dicho fenómeno, no solo ocurre con el primer disturbio que sería la habilitación inicial o primer rolado, sino también con los "re-rolados" u otras prácticas implementadas para el control de arbustización.

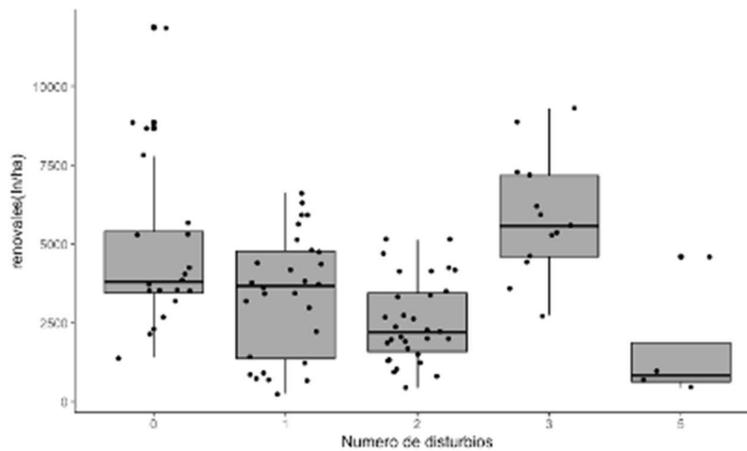
Aunque puede existir crecimiento de los arboles en pie, los cuales encuentran menos competencia y liberación de recursos luego de la desarbustización (Navall 2012), el proceso de extracción y muerte de árboles por control de renoval domina el balance de carbono con una tendencia negativa. El efecto en la disminución de individuos es más marcado que en la disminución del stock de carbono, este efecto podría ocurrir por que los arboles que se dejan son generalmente los mas grandes, sumado al posible crecimiento de los mismos una vez que ocurre el primer rolado y del cual no tuvimos registro en el trabajo, pero que se ha documentado por Navall (2012) como un 4% a 9% del área basal, principal variable explicativa de la biomasa (Chave et al 2005).

Para explorar el efecto de los disturbios sobre los renovales se midieron 3447 renovales mayores a 30 cm de altura y menores a 10 cm de DAP en las 96 parcelas. 472 fueron reconocidos como renovales "útiles", y en 23 parcelas no se encontró ninguno de estos renovales. Como "útiles" se consideraron las siguientes especies: quebracho blanco, quebracho colorado, algarrobo, itín, guayacán y mistol, como aquellos árboles que quedan en pie cuando se habilita el rolado y tienen valor maderable. Los valores tomados para cada parcela de 1000m² (cuatro parcelas de 113 m²), se llevaron a hectárea (Tabla 3). Si bien sólo realizamos una primera aproximación a través de estadística descriptiva, los renovales totales promedios disminuyeron cuando aumentaron los disturbios excepto en potreros con tres disturbios. Los renovales "útiles" totales promedios disminuyeron en todos los casos desde el momento que se iniciaron los disturbios (Figura 5 a y b).



Otros factores deberían ser mejor estudiados para entender la regeneración del estrato arbustivo y arbóreos (composición específica, cercanía a árboles grandes, cantidad de renovales mayores a 2 o 3 metros para ser visualizados desde el tractor, reclutamiento, ramoneo, etc.). Sin embargo, presentamos un primer indicio que indica el decrecimiento de los futuros árboles, bajo las actuales practicas de control de renoval. Otro fenómeno que sería interesante explorar es la variación en la composición específica con el gradiente de disturbios. Aunque hay estudios que evalúan diversidad y estructura de vegetacion para sitios rolados y bosque con resultados favorables para los silvopastoriles (Steinaker et al 2016, Rejzek et al 2017), un análisis con una dinámica temporal mayor, podrían ser relevantes para estudiar el efecto acumulado de rolados y presión de pastoreo sobre la estructura forestal del Chaco Seco y por ende el mantenimiento de servicios de ecosistema ligados al stock de carbono en el mediano a largo plazo.

a)



b)

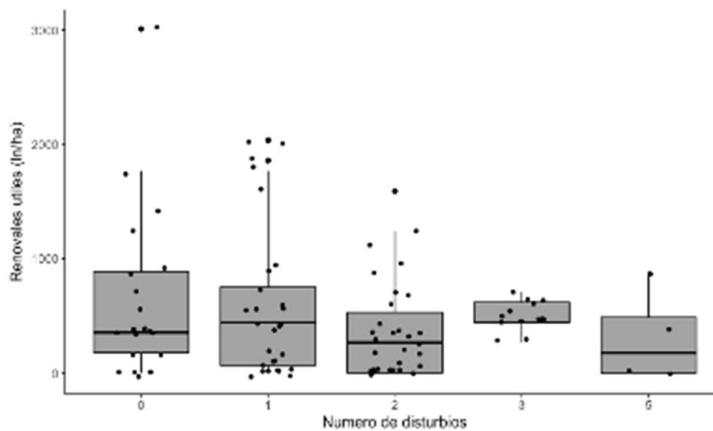


Figura 5. Gráficos de caja de número de renovales por hectárea en el gradiente de disturbios. a) número de renovales totales en el gradiente de disturbios. b) número de renovales “útiles” en el gradiente de disturbios.



Tabla 3. Valores medios y desvío estándar de renovales y renovales "útiles" mayores a 30 cm de altura por hectárea para el gradiente de disturbios medido. Como renoval útil se consideran aquellos que se dejan en el sistema silvopastoril y tienen valor maderable: quebrachos, Algarrobos, itín, guayacán y mistol.

Número de Disturbios	Renovales >30cm/ ha (Media ± desvío estándar)	Renovales "útiles" >30cm/ha (Media ± desvío estándar)
0	4759 ± 2641	646 ± 744
1	3396 ± 1932	584 ± 425
2	2551 ± 1315	365 ± 426
3	6872 ± 1902	490 ± 133
5	1681 ± 1958	310 ± 418

CONCLUSIÓN:

Los silvopastoriles en bosque chaqueño conservan alrededor del 60% del stock de carbono del bosque, sin embargo cuando incrementan los disturbios para controlar la arbustización el carbono y el número de árboles y renovales, el stock disminuye. Es necesario monitorear y reforzar prácticas que promuevan regeneración de árboles mientras se mantiene la oferta de forraje para mantener en el mediano y largo plazo los servicios de ecosistema ligados al stock de carbono.

Agradecimientos:

A Dante Loto por toda su generosidad para enseñarme a trabajar en el campo, a Georgina Conti por su ayuda desinteresada. A Carlos Carranza y Pablo Peri por el apoyo y al proyecto INTA "PNFOR 1104083" manejo de sistemas silvopastoriles en bosque nativo.

Bibliografía

Chave, J. et al., 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145(1), pp.87–99.

Conti, G. et al., 2013. Shrub biomass estimation in the semiarid Chaco forest: A contribution to the quantification of an underrated carbon stock. *Annals of Forest Science*, 70(5), pp.515–524.

Diputados, E.S. y C. de & Congreso, de la N.A. reunidos en, 2007. Ley 26331 BOSQUES NATIVOS PRESUPUESTOS MINIMOS DE PROTECCION AMBIENTAL DE LOS BOSQUES NATIVOS.

Gasparri, N.I., Grau, H.R., Manghi, E., 2008. Carbon pools and emissions from deforestation in extra-tropical forests of northern Argentina between 1900 and 2005. *Ecosystems* 11, 1247–1261.



- Gasparri, N.I., Grau, H.R., 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972e2007). *For. Ecol. Manag.* 258, 913e921.
- Jobbágy, E.G. et al., 2015. Farming the Chaco: Tales from both sides of the fence. *Journal of Arid Environments*, 123(March 2016), pp.1–2.
- Kunst, C. et al., 2012. Disrupting woody steady states in the Chaco region (Argentina): Responses to combined disturbance treatments. *Ecological Engineering*, 42(August), pp.42–53.
- Lambin, E.F., Gibb, H.K., Ferreira, L., Grau, R., Mayaux, P., Meyfroidt, P., Morton, D.C., Rudeli, T.K., Gasparri, I., Munger, J., 2013. Estimating the world's potentially available cropland using a bottom-up approach. *Glob. Environ.Change* 23, 892e901
- Lusiana, B., van Noordwijk, M. & Cadisch, G., 2012. Land sparing or sharing? Exploring livestock fodder options in combination with land use zoning and consequences for livelihoods and net carbon stocks using the FALLOW model. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 159(July 2016), pp.145–160.
- MAGyP, SAyDS & INTA, 2015. Principios y lineamientos nacionales para el manejo de bosques con ganadería integrada en concordancia con la Ley n° 26.331. *Convenio MBGI*, p.37.
- McGroddy, M.E. et al., 2015. Carbon Stocks in Silvopastoral Systems: A Study from Four Communities in Southeastern Ecuador. *Biotropica*, 47(4), pp.407–415.
- Montagnini, F. & Nair, P.K.R., 2004. Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 61-62(1-3), pp.281–295.
- Montagnini, F (Montagnini, Florencia) [1] ; Ibrahim, M (Ibrahim, Muhammad)[2] ; Restrepo, EM (Murgueitio Restrepo, E. 3], 2013. Silvopastoral Systems and Climate Change Mitigation in Latin America. *Bois Et Forets Des Tropiques*, 316(3-16), pp.3–16.
- Naval M (2012b) Efectos del rolado y la corta sobre el crecimiento de un quebrachal semiárido santiagueño, Proceedings of the 2nd National Congress of Silvopastoral Systems. INTA Editions, Santiago del Estero.
- Peri, P.L., 2016. *Silvopastoral Systems in Southern South America*, Available at: <http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-24109-8>.
- Peri P.L.; Banegas N.; Gasparri I.; Carranza C.; Rossner B.; Martínez Pastur G.; Cavallero L.; López D.R.; Loto D.; Fernández P.; Powel P.; Ledesma M.; Pedraza R.; Albanesi A.; Bahamonde H.; Ecclesia R.P.; Piñeiro G. (2017) Carbon Sequestration in Temperate Silvopastoral Systems, Argentina. In: Integrating Landscapes: Agroforestry for Biodiversity Conservation and Food Sovereignty (F. Montagnini ed.), *Advances in Agroforestry* 12, Chapter 19, pp. 453-478. Springer International Publishing. ISSN 1875-1199.
- Rejžek, M. et al., 2017. To chop or not to chop? Tackling shrub encroachment by roller-chopping. *Forest ecology and management*. 402, 29-36 <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.07.032>
- Steinaker, D.F. et al., 2016. Vegetation composition and structure changes following roller-chopping deforestation in central Argentina woodlands. *Journal of Arid Environments*, 133, pp.19–24. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0140196316300970>.



CONTENIDO DE NITRÓGENO EN SUELOS DE DESMONTE CON ARBOLES REMANENTES DEL CHACO CENTRAL PARAGUAYO

NITROGEN CONTENT IN SOILS OF CLEARANCE WITH RENMANT TREES FROM PARAGUAYAN CHACO CENTRAL

Gamarra Lezcano, Cynthia C. (1); Maura I. Díaz Lezcano (1); José C. Garayo Melgarejo (1),
Mauricio J. Griffith (1)

⁽¹⁾ Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Agrarias, San Lorenzo, Paraguay
Dirección de contacto: cgamarra294@gmail.com

Resumen

El objetivo de esta investigación fue analizar el contenido de nitrógeno bajo dos niveles de insolación en suelos de desmontes con árboles remanentes del Chaco Central paraguayo. Para ello se realizó un censo forestal, determinándose el área basal, volumen total y biomasa arbórea. Se analizaron las propiedades físicas (densidad aparente, textura y color del suelo) y químicas del suelo (materia orgánica y cálculo del contenido de nitrógeno total a partir del contenido de materia orgánica, además contenido de magnesio, potasio y fósforo Y contenido de carbono orgánico del suelo por método Walkley-Black) bajo la influencia de la copa de los árboles y fuera de las mismas. El área basal fue igual a 0,003 m²/ha, el volumen fue 0,014 m³/ha, la biomasa en el estrato arbóreo fue 24,65 t/ha y en el estrato herbáceo, la biomasa de la pastura fue equivalente a 8,86 t/ha. La densidad aparente del suelo fue 1253 kg/m³, textura franco arenoso y el color amarillento oscuro. El contenido de magnesio y potasio fue alto, el calcio medio, el de fosforo y aluminio fue variable y el de sodio fue bajo. El carbono orgánico se mantuvo en un rango de 0,42% y 0,72%, y el de materia orgánica varió entre 0,74 y 1,25% y el contenido de nitrógeno determinado fue muy bajo y homogéneo, variando de 0,04% a 0,08% considerando ambas condiciones y profundidades, no se registraron diferencias significativas entre las condiciones de sol y sombra ni profundidad se aplicó estadística descriptiva, T student con un nivel de confianza del 95%.

Palabras-clave: sistema silvopastoril; chaco paraguayo; nitrógeno; biomasa

Abstract

The objective of this investigation was to analyze the nitrogen content under two levels of insolation in soils of clearings with trees remaining from the paraguayan Chaco Central. For this, a forest census was carried out, determining the basal area, total volume and tree biomass. It was analyzed the physical properties (bulk density, texture and color of the soil) and soil chemistry (organic matter and calculation of the total nitrogen content from the content of organic matter, in addition content of magnesium, potassium and phosphorus besides organic carbon content of the soil by the Walkley-Black method) under the influence of the tree canopy and outside of them. The basal area was equal to 0.003 m² / ha, the volume was 0.014 m³ / ha, the biomass in the arboreal stratum was 24.65 t / ha and the pasture biomass was equivalent to 8,86 t / ha. The apparent density of the soil was 1253 kg / m³, loamy sandy texture and the dark yellowish color. The content of magnesium and potassium was high, the average calcium, the phosphorus and aluminum were variable and the sodium was low. The organic carbon remained in a range of 0.42% and 0.72%, and organic matter varied between 0.74 and 1.25% and the determined nitrogen content was very low and homogeneous, varying from 0, 04% to 0.08% considering both conditions and depths, there were no significant differences between sun and shade conditions and depth.



Key-words: *silvopastoril system; Paraguayan Chaco; nitrogen; biomass*

INTRODUCCIÓN

El cambio más importante en el uso del suelo en las últimas décadas ha sido la conversión de bosques a pasturas. Se estima que las áreas dedicadas al pastoreo aumentarán en los próximos años aproximadamente 20%, ejerciendo mayor presión sobre los bosques.

Los sistemas silvopastoriles son métodos de uso de la tierra donde coexisten en la misma unidad productiva la ganadería y la actividad forestal, aprovechando las interacciones positivas y minimizando las negativas que se establecen entre los componentes animal, vegetal y suelo.

Estos sistemas son una alternativa viable que permite mejorar la calidad de los suelos mediante la combinación pastura y árbol, también ayuda a mejorar la calidad del ganado. Puede ser una herramienta importante en el sector forestal para la recuperación de la biomasa arbórea

La implementación de sistemas silvopastoriles permite mejorar la calidad de los suelos, ya que contribuyen a la recuperación de las características químicas, físicas y biológicas de los mismos.

Probablemente la implementación de sistemas silvopastoriles generaría muchos beneficios al siendo implementados en el Chaco seco, debido a la tradición ganadera existente, ya que contribuye a mantener el valor del producto animal en el futuro y una estructura forestal que propician su desarrollo.

En el suelo, el componente de mayor tamaño es el nitrógeno del humus representando normalmente un 95-98% del total de un agrosistema. El resto se reparte entre plantas, residuos y minerales. Mientras el componente de nitrógeno en la materia orgánica tiene una magnitud de miles de kilogramos por hectárea, los componentes residuos y mineral están en el orden de unas decenas de kilogramos de nitrógeno por hectárea. En cuanto al componente planta, éste varía entre decenas y cientos de kilogramos por hectárea.

La tasa de crecimiento de las plantas, generalmente, es proporcional a la tasa a la cual se provee el nitrógeno. Si el suelo tiene deficiencia de nitrógeno, las plantas se vuelven altas y débiles, raquílicas y pálidas. Como suele aparecer en relativamente pequeñas cantidades en el suelo de los bosques, el nitrógeno, junto con el fósforo, a menudo, se convierte en el nutriente que limita el crecimiento de las plantas, y, por consiguiente, limita la productividad de los bosques.

El presente trabajo podría constituirse en un aporte técnico y científico en lo que concierne al estudio de los sistemas silvopastoriles del chaco paraguayo. El objetivo de esta investigación fue analizar el contenido de nitrógeno en suelos de dos sistemas silvopastoriles del chaco central paraguayo.



MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo de investigación fue realizado en el distrito de Teniente Primero Manuel Irala Fernández del departamento de Presidente Hayes, aproximadamente a 410 km de Asunción, Paraguay. Las parcelas fueron instaladas en una propiedad privada que posee una superficie total de 74 ha. Las condiciones del medio relacionado al clima, en la comunidad de Buena Vista, en el distrito Teniente Primero Manuel Irala Fernández, en el Departamento de Presidente Hayes donde la precipitación anual promedio es de 500/900 mm, y la temperatura promedio es de 23-26 °C y donde el tipo de suelo es arcilloso y presenta una topografía plana. Se realizó una caracterización del uso de las parcelas en estudio.

El levantamiento de datos en campo para la determinación de nitrógeno en suelo, determinación del contenido de biomasa en árboles y pastura y la densidad aparente del suelo se llevó a cabo en una parcela permanente de muestreo de 10.000m².

La fórmula utilizada para el cálculo de área basal es la siguiente:

$$G = \pi \times \text{DAP}^2 / 4$$

Para la determinación del volumen (m³/ha) se utilizó la fórmula de Cotta, utilizando el factor de forma propuesta por Quinteros para las especies chaqueñas.

$$V = F \times G \times h$$

Para la determinación de la biomasa en el componente arbóreo se utilizó la siguiente ecuación alométrica (Sato et al. 2015):

$$BT = 0,2733 \times (\text{DAP}^2 \times \text{altura total})^{0,8379}$$

Para la determinación de biomasa existente en la pastura se realizó la extracción de las muestras en las parcelas establecidas de 100 x100 (10.000m²) a través de un bastidor de madera de 1m², obteniendo así el peso fresco en el campo. También se calculó el porcentaje de materia seca en la pastura utilizando la siguiente fórmula:

$$\% \text{Materia seca} = 100\% - \% \text{H}_2\text{O}$$

Cabe destacar que se extrajeron un total de ocho muestras por parcela, éstas se dividieron de acuerdo a las condiciones de insolación a las que se encuentran, extrayendo cuatro muestras bajo sol y cuatro muestras bajo sombra. Para la estimación de densidad aparente en el suelo se realizó extracciones a través de cilindros metálicos biselados de aproximadamente 98,13 cm³ de volumen, en las profundidades de 0-10cm y 10-30cm. La textura se determinó por el Método de Bouyucos y color fue determinado según la Tabla de Munsell. Fueron extraídas tres muestras simples por cada profundidad y 6 muestras en cada parcela, totalizando 12 muestras. Para la determinación del contenido de nitrógeno en el suelo se extrajeron las muestras en dos profundidades; de 0-10cm y de 10-30cm, se extrajeron 4 muestras de acuerdo a las condiciones de insolación (bajo sol y bajo sombra), totalizando 8 muestras por cada parcela, para realizar un análisis de rutina en el



laboratorio del Área de Suelos y Ordenamiento Territorial de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Asunción.

Posteriormente se determinó el contenido de carbono orgánico a través del método de Walkley-Black, para poder calcular el contenido de materia orgánica y el nitrógeno total aplicando fórmulas propuestas por la literatura a partir de los resultados del análisis. A partir del contenido de carbono orgánico en porcentaje que se obtuvo (C.O %) del análisis laboratorial, se calculó el contenido en tonelada utilizando la siguiente fórmula:

El volumen (V) de suelo se calculó multiplicando la superficie de la parcela por la profundidad de muestreo, los valores de volumen y densidad aparente se utilizaron además para determinar el contenido de materia orgánica y nitrógeno total en toneladas. En cuanto al contenido de materia orgánica en el suelo, los valores fueron calculados aplicando la siguiente fórmula:

$$\text{M.O (\%)}: \text{C.O (\%)} * 1,72$$

El contenido de nitrógeno total se calculó considerando que el 5% de la materia orgánica está compuesto por nitrógeno (Plaster 2000):

$$\% \text{Nt}: \text{M.O (\%)} * 0,05$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización del área de estudio

El área de estudio estuvo limitada a dos parcelas destinadas al sistema silvopastoril con fines de producción de leche.

Las parcelas eran utilizadas con una carga animal de aproximadamente 1 U.A. y rotaciones diarias, con un sistema de asignación variable. El componente arbóreo coincidió en ambas parcelas y pertenecían a la familia Fabácea, de la especie *Prosopis alba*, conocida con el nombre común de algarrobo blanco. El componente herbáceo en la parcela denominada R1 fue *Pangola*, mientras que en la parcela R2 el componente herbáceo existente era Gatton Panic. El componente ganadero estaba compuesto por las razas Brangus, Holanda, Cebú y Jersey, totalizando 60 animales, con una capacidad de carga de 1,01 unidad ganadera en las 74 hectáreas de la propiedad

Área basal

En la parcela R1 fueron encontrados 32 individuos de *Prosopis alba*. Los individuos inventariados en esta parcela presentaron un DAP promedio de 5,88 cm, un área basal promedio por individuo de 0,003 m²/ha y un área basal total de 0,093 m²/ha. En la parcela R2 fueron inventariados 30 individuos de *Prosopis alba*, estos individuos presentaron un DAP promedio de 5,99 cm, el área basal promedio fue de 0,003 m²/ha y un área basal total de 0,092 m²/ha.

Leguizamón (2016) determinó el área basal en su investigación que tuvo lugar en la ecorregión chaco seco, en una superficie total de 8 hectáreas, con 247 individuos, con una composición



florística de 10 especies, obteniendo un área basal promedio de 0,3 m²/ha. Cabe destacar que las categorías de los individuos analizados pertenecían a regeneración natural.

Volumen total

En la parcela denominada R1 el volumen promedio por árbol fue de 0,014 m³/ha. El volumen total fue de 0,449 m³/ha. En la parcela R2 el volumen fue igualmente de 0,014 m³/ha por árbol, esta parcela estuvo conformada por 30 individuos con un DAP promedio de 5,99 cm. El volumen total fue de 0,428 m³/ha. En ambas parcelas el volumen promedio fue igual, de 0,014 m³/ha, no así el volumen total, esto se debe a la cantidad de árboles existentes en cada parcela, habiendo en la parcela R1 32 árboles y en la parcela R2 30 individuos.

De acuerdo a Leguizamón (2016) en un estudio realizado en el chaco central en ocho parcelas con diferentes especies obtuvo un volumen promedio de 1,5 m³/ha.

Biomasa en el estrato arbóreo

En la parcela R1 la biomasa promedio fue 24,46 t/ha y en la parcela R2 la biomasa promedio fue 24,84 t/ha.

Sotomayor et. al (2010) obtuvo resultados mayores en un sistema silvopastoril compuesto por *Pinus contorta* en una densidad de 200-250 árboles por hectárea. Siendo este resultado 10,3 m³.ha⁻¹.

Biomasa en el estrato herbáceo

En la parcela R1 la pastura hallada fue *Pangola*, en la condición bajo sol presentó un promedio de 22,8% de materia seca. El promedio de biomasa herbácea existente en la parcela y en la condición citada con anterioridad es de 10,28 t/ha. En la misma parcela (R1) pero bajo la condición de sombra el promedio de 23,1% el porcentaje de materia seca. El promedio de biomasa existente fue de 11,37 t/ha. En la parcela R2 la especie herbácea hallada fue *Gatton panic*, bajo la influencia del sol presentó un promedio de 22,8% el porcentaje de materia seca. El promedio de biomasa existente en la parcela fue 9,97 t/ha. En la misma parcela (R2) pero bajo la condición de sombra el promedio de de materia seca fue de 29,4%. El promedio de biomasa existente en esta parcela fue 3,85 t/ha.

Densidad aparente

La densidad aparente promedio en las distintas profundidades fueron: 1270 kg/m³ en la parcela R1 y 1323 kg/m³ en la parcela R2 ambas en la profundidad de 0-10cm; en la profundidad 10-30 cm los resultados para la parcela R1 fue de 1216 kg/m³ y para la parcela R2 fue de 1203 kg/m³. Expresado esto se afirma que en la parcela R1, en la profundidad de 0-10 cm esta presenta suelos de textura arcillosa con estructura. En la profundidad de 10-30 cm se asocia con suelos de textura areno-arcilloso. En la parcela R2 coincidentemente, en las muestras de profundidad de 0-10 y de 10-30 cm se relaciona con suelos de textura arcillosa con estructura.



Gamarra Lezcano (2018) en su investigación afirma que la biomasa promedio de la pastura que se encuentra fuera de la proyección de la copa del algarrobo es de 0,46 t/ha y el promedio de biomasa existente bajo la condición sombra es de 1,65 t/ha.

De acuerdo a lo expuesto se puede determinar de que no existe una condición patrón ya que el porcentaje promedio de biomasa (t/ha) en la parcela R1 es mayor bajo la condición de sombra, no así en la parcela R2 donde en la condición de sol se da el mayor valor. Con lo que respecta al porcentaje de agua en ambas parcelas el mayor valor se da bajo la influencia de la luz solar. Dichas diferencias se podrían producir debido a las características fisiológicas propias de cada especie.

Textura y color del suelo

De acuerdo al análisis de suelos realizados en las parcelas establecidas, la clase textural es franco arenoso y el color amarillento oscuro, siendo éste un resultado acorde a las características de los suelos de esa zona.

Glatzle (1999) afirma que los regosoles son los suelos dominantes en los espartillares, que la fracción arenosa es superior al 50%, la fracción arcillosa entre el 5 y 15% y que la fracción limosa puede ser bastante variable. Tomando como referencia lo expuesto con anterioridad y de acuerdo a los resultados de los análisis se podría definir que el tipo de suelo donde fue llevado a cabo esta investigación es regosol.

Análisis del suelo

El área de estudio posee un suelo con alto contenido de magnesio y potasio en ambas parcelas. Posee un contenido medio de calcio en ambas parcelas. Con respecto al fósforo en la parcela R1 posee un nivel bajo, no así en la parcela R2 donde el nivel es alto. El nivel de sodio en ambas parcelas fue bajo. El nivel de aluminio existente difiere entre parcelas siendo de nivel medio en la parcela R1 y un nivel alto en la parcela R2. El nivel de materia orgánica en ambas parcelas es bajo. El pH en ambas parcelas fue ligeramente ácido.

Álvarez et al. (2008) explican que en los perfiles de los suelos el fósforo orgánico está concentrado en los estratos superiores. Los suelos que tienen niveles de fósforo total más altos tienen también mayores niveles de materia orgánica en su superficie. Esto puede atribuirse al efecto del fósforo como regulador de la productividad de la vegetación.

Materia orgánica del suelo

En ambas parcelas el mayor porcentaje de materia orgánica se dio en la profundidad de 0-10 cm, arrojando como resultado 1,54% en la parcela denominada R1 y 1,02% en la parcela R2. De acuerdo a los datos obtenidos se podría alegar que la materia orgánica fue mayor en la profundidad de 0-10 cm debido a la existencia de restos vegetales en descomposición, así como materia fecal de animales.

Según Gamarra Lezcano (2016) y de acuerdo a su investigación realizada en el Chaco Central en sistemas silvopastoriles donde comparó el contenido de materia orgánica en porcentaje bajo dos condiciones de insolación dio como resultado 3,38% en las muestras bajo sombra y 2,6% en las



muestras bajo sol en la profundidad de 0-10 cm; en la profundidad de 10-30 cm fue disminuyendo el porcentaje dando como resultado 1,09% en las muestras bajo sol y 1,43% en las muestras bajo sombra.

Los valores obtenidos en los resultados de dicha autora en comparación a esta investigación son más elevados, podría ser debido a que la cantidad de parcelas es mayor (ocho parcelas), otro factor podría ser la diversidad de especies arbóreas ya que en ésta investigación solo hubo *Prosopis alba* y en la de Gamarra Lezcano también había *Prosopis nigra*.

Carbono orgánico del suelo

De acuerdo con los resultados de las muestras, éstas no presentaron diferencias significativas en cuanto a las condiciones de sol y sombra aunque si existen diferencias en lo que respecta a la acumulación de carbono orgánico a diferentes niveles de profundidad, de 0 – 10 cm presentaron valores mayores a las de 10 – 30 cm, de 0,72% bajo sol y 0,48% bajo sombra, y 0,58% bajo sol y 0,42% bajo sombra, respectivamente.

Leguizamón (2016) realizó un estudio en sistemas silvopastoriles del chaco central, donde determinó el porcentaje de carbono orgánico del suelo en las mismas profundidades que la presente investigación (0-10 cm y 10-30 cm), dando como resultados 1,70% y 0,73% respectivamente. Cabe destacar que dicho resultado se obtuvo promediando los datos de ocho parcelas.

Nitrógeno total

Observando los resultados obtenidos en la Tabla 1, en ambas parcelas (R1 y R2), en ambas condiciones (sol y sombra) y en ambas profundidades (0-10 cm y 10-30 cm) la diferencia es ínfima, de 0,01% no así en la muestra de la parcela R1 bajo la condición de sol y a la profundidad de 0-10cm donde la diferencia fue levemente mayor.

De acuerdo al Test de Student realizado en las dos condiciones (bajo sol y bajo sombra) y en las dos profundidades (0-10 cm y 10-30 cm) no existe diferencias significativas en el porcentaje de nitrógeno total del suelo con un nivel de confianza del 95%.

Los niveles de nitrógeno existentes en los sistemas silvopastoriles de la comunidad de Buena Vista, específicamente en las parcelas R1 y R2 son muy bajos. En la Tabla 2 se encuentran las referencias correspondientes al nitrógeno total expresado en t/ha. Los resultados que serán expuestos en el siguiente párrafo fueron agrupados de acuerdo a la condición de insolación y a la parcela.

En la condición bajo sol en la parcela R1 la cantidad de nitrógeno hallado fue 1,9 t/ha y en la parcela R2 1,6 t/ha. Bajo la influencia de la copa de los árboles la cantidad de nitrógeno hallado fue 1,13 t/ha en la parcela R1 y 1,13 t/ha en la parcela R2.



Tabla 1. Nitrógeno total del suelo en la comunidad de Buena Vista. Distrito Tte. Primero Manuel Irala Fernández. Departamento de Presidente Hayes. Paraguay. 2016.

Nitrógeno			
Parcela	Profundidad (cm)	Condición	%N.t.
R1	0 – 10	Sol	0,08
R2	0 – 10	Sol	0,05
R1	10 – 30	Sol	0,04
R2	10 – 30	Sol	0,04
R1	0 – 10	Sombra	0,05
R2	0 – 10	Sombra	0,05
R1	10 – 30	Sombra	0,04
R2	10 – 30	Sombra	0,04

Tabla 2. Nitrógeno total en (t/ha) del suelo en la comunidad de Buena Vista. Distrito Tte. Primero Manuel Irala Fernández. Departamento de Presidente Hayes. Paraguay. 2016.

Nitrógeno				
Parcela	Profundidad (cm)	Condición	N (Kg/ha)	N (t/ha)
R1	0 – 10	Sol	978	0,98
R2	0 – 10	Sol	584	0,58
R1	10 – 30	Sol	964	0,96
R2	10 – 30	Sol	1082	1,08
R1	0 – 10	Sombra	648	0,65
R2	0 – 10	Sombra	629	0,63
R1	10 – 30	Sombra	483	0,48
R2	10 – 30	Sombra	502	0,50



Gamarra Lezcano (2016) en su estudio en suelos de sistemas silvopastoriles del Chaco central" pudo constatar el contenido de nitrógeno en el suelo, teniendo como variables la condición de insolación (sol y sombra) y dos profundidades (0-10 y 10-30), obteniendo como resultados 0,12% y 0,16% en las profundidades de 0-10 cm bajo sol y sombra respectivamente; y en la profundidad de 10-30 cm obtuvo 0,05% para las muestras bajo sol y 0,07% para las muestras bajo sombra.

CONCLUSIONES

En las parcelas estudiadas se registró un promedio de 31 individuos de la especie *Prosopis alba* asociadas a pastura implantadas como *Pangola* y *Gatton panic*. El área basal forestal promedio fue 0,092 m²/ha y el volumen promedio fue 0,438 m³/ha. El promedio de la biomasa del estrato arbóreo fue 24,65 t/ha. En la biomasa del estrato herbáceo el valor promedio hallado fue 10,12 t/ha.

El promedio de densidad aparente del suelo fue 1253 kg/m³, la clase textural fue franco arenoso, el color fue amarillento oscuro, el pH ligeramente ácido, los niveles magnesio y potasio fueron altos, el sodio presentó un nivel bajo, el calcio un nivel medio, el fósforo presentó diferencias, en una parcela el nivel fue alto y en la otra bajo y el aluminio presentó un nivel medio en una parcela y alta en la otra. El porcentaje materia orgánica existente en el suelo varió entre 0,74 y 1,25%, se concluye que el nivel de materia orgánica es bajo. El contenido promedio de carbono varió entre 0,42 y 0,72%. El contenido de nitrógeno total varió entre 0,04 y 0,08%, el nivel de nitrógeno existente en el suelo es muy bajo, no se registrándose diferencias significativas entre las condiciones de sol y sombra, ni entre las profundidades.

Bibliografía

- Álvarez, R; Steinbach, H; Lavado, R; Gutiérrez, F. 2008. Materia orgánica valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos. Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, AR. 206p.
- Gamarra Lezcano, C. 2016. Análisis de la relación carbono/nitrógeno en suelos de sistemas silvopastoriles del Chaco central. Tesis Ing. For. San Lorenzo, PY, Carrera de Ingeniería Forestal, FCA. UNA. 82 p.
- Glatzle, A. 1999. Compendio para el manejo de pasturas en el Chaco. Editorial El Lector. Asunción, PY. 188 p
- Leguizamón, L. 2016. Estimación del contenido de carbono en sistemas silvopastoriles de *Prosopis spp* en el Chaco central. Tesis Ing. For. San Lorenzo, PY, Carrera de Ingeniería Forestal, FCA. UNA. 70 p.
- Plaster, E. J. 2000. La ciencia del suelo y su manejo. Madrid-ES. Paraninfo. 419p.
- Sato, T, Saito, M; Ramírez, D; Molas, L; Toriyama, J; Monda, Y; Kiyono, Y; Herebia, E; Dubie, N; Duré Vera, E; Ramírez Ortega, J; Ortíz. 2015. Development of allometric equation for tree biomass in forest ecosystem in Paraguay
- Sotomayor, A; Moyan, I; Acuña B. 2010. Comportamiento de variables dasométricas en plantaciones de *Pinus contorta* Doug. Ex Loud., bajo manejo silvopastoral y forestal en la region de Aysen, Chile. (en línea). Consultado: 22 Sep 2018. Disponible: <http://biblioteca.infor.cl/DataFiles/26547-2.pdf>



CURVAS DE COMPROMISOS DE PRODUCCIÓN-SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN SISTEMAS SILVOPASTORILES Y SU IMPORTANCIA PARA LA OPTIMIZACIÓN DEL USO DEL TERRITORIO

PRODUCTION-ECOSYSTEM SERVICES TRADE-OFF CURVES AND ITS RELEVANCE FOR THE LAND USE PLANING OPTIMIZATION.

Gasparri, Nestor I. (1, 2)

⁽¹⁾ Instituto de Ecología Regional (IER). Universidad Nacional de Tucumán (UNT)- Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CONICET)

⁽²⁾ Cátedra de Ecología del Paisaje. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo. UNT
contacto: ignacio.gasparri@conicet.gov.ar

Resumen

Uno de los problemas comúnmente pasados por alto en la planificación del uso del territorio tiene que ver con la aplicación generalizada de reglas de manejo a lo largo de gradientes ambientales. El tratar al espacio como si fuera homogéneo, muchas veces lleva a que el uso de la tierra en una región resulte en una provisión sub-óptima de bienes y servicios. Por el otro lado, los servicios ecosistémicos (SE) a niveles de unidad de manejo presentan costos de oportunidad. Es decir, a medida que se aumenta la producción de un servicio ecosistémico se sacrifica producción/provisión de otro. Este costo de oportunidad se traduce en curvas de compromisos (trade-off) entre los SE. Las curvas de compromisos pueden resultar una buena herramienta para determinar valores óptimos de provisión cuando se busca optimizar un conjunto de SE a nivel de unidad productiva. Sin embargo, es importante notar que estas curvas de compromiso pueden cambiar su forma a lo largo de un gradiente ambiental. En esta presentación se discute conceptualmente sobre la importancia que tiene establecer curvas de compromisos de los Sistemas Silvopastoriles (SSP) a lo largo de gradientes ambientales. Se muestra en base a cálculos sencillos de situaciones teóricas, como la generalización de reglas en distintas situaciones ambientales puede llevar a desaprovechar potenciales de producción y provisión de SE en el territorio. Este análisis se presenta con diferentes tipos de curvas. Por último, se plantea la necesidad de identificar cuáles son las curvas de compromisos prioritarias (i.e. sobre qué servicios de ecosistemas) para los SSP en diferentes ecoregiones.

Palabras clave: gradientes ambientales; prácticas de manejo; planificación multiescalar

Abstract

One common problem in land use planning is related to the application of a single rule through an environmental gradient without adjustments. Treating space as homogeneous often leads to regional land use with a sub-optimal provision of goods and services. On the other hand, ecosystem services (ES) at the management unit level present opportunity costs. That is, as the production of one ecosystem service increases, it sacrifices a production/provision of another one. This opportunity cost commonly is expressed as trade-off curves among different ESs. Trade-off curves could result in a good tool for support the identification of rules when optimizing a set of ESs. However, it is important to note that these curves could change their shape along an environmental gradient. In this presentation, we argued the importance of establishing the trade-off curves of Silvopastoral Systems (SSP) and we discussed it conceptually. Based on simple calculations of theoretical situations we show how the generalization of rules in different environmental situations leads to misspending the potentiality of production and ES provision in the territory. This analysis is presented with different types of curves. Finally, we argue the necessity to adjust trade-off curves for the SSPs with priority on most relevant ES by regions.

Keywords: environmental gradients; management practices; multi-scale planification



INTRODUCCIÓN

Los sistemas silvopastoriles (SSP) son una forma de ocupación del territorio donde en una única unidad de superficie, se trata de combinar actividades productivas ganaderas con los benéficos generados por los árboles (Soler et al. 2018). Incluso, en algunas situaciones, se recurre a la modificación de la estructura de bosques nativos en función de las actividades productivas. En ese sentido, la alteración de la estructura de los bosques, en la mayoría de los casos, representa una pérdida de cobertura de árboles para dar lugar a la producción de forrajes (comúnmente pasturas implantadas). De esa manera, en una unidad de superficie se genera un compromiso que se puede expresar como una curva de costo de oportunidad o de trade-off como se los analiza en el marco conceptual de los servicios ecosistémicos (SE) (e.g. Mastrangelo et al. 2012). Esto quiere decir, que mientras se busca aumentar la provisión de un SE como la producción ganadera, se deben sacrificar parte de los otros SE (e.g. carbono almacenado en árboles o biodiversidad).

Los SSP están siendo estudiados a nivel global y su aplicación es fomentada en las diferentes regiones forestales de Sudamérica y Argentina como una alternativa al remplazo total de la cobertura forestal para implementar otros usos (Soler et al. 2018; Peri et al. 2017). En especial, los SSP se han transformado en una opción de sistema productivo cada vez más difundido en la región chaqueña. En esta región, la práctica habitual de implantación de SSP consiste en el rolado del estrato arbustivo y la eliminación de una parte de los árboles, pero reteniendo una cobertura variable de árboles, especialmente los de mayor porte (Kunst et al. 2006). Luego, se implantan pasturas africanas para incrementar la oferta de forraje para producción ganadera del sitio. Esta forma de implementar SSP, se la denomina en la región desvajerado y ha sido uno de los sistemas que más se ha apoyado (aprox. 200.000 ha entre 2010 y 2014) con la Presupuestos mínimos de protección ambiental de los bosques nativos (Ley 26.331). Esta práctica es considerada como admisible para las zonas amarillas de los ordenamientos territoriales de bosque nativos que realizan las provincias. Sin embargo, esta forma de gestión del bosque ha sido cuestionada como práctica de manejo sustentable de bosques (Aguar et al. 2018). Es por ello que actualmente, bajo la iniciativa del Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI), se están elaborando estándares y formas de implementar SSP en bosques nativos que resulten menos agresivos y más controlados.

Más allá de las iniciativas vigentes y las formas más o menos agresivas de implementación, la expansión de los SSP está ocurriendo a lo largo de gradientes ecológicos. Esta expansión ocurre con información limitada que permita evaluar cuál es la mejor manera de implementar los SSP bajo diferentes condiciones, siguiendo el objetivo de optimizar el uso del territorio en cuanto a producción y provisión de SE. Debido en parte a la falta de información y probablemente apelando a la practicidad, muchas veces se proponen reglas sencillas (e.g. retener un número de árboles mínimos por ha) de manera generalizada. Sin embargo, al aplicar estas reglas de manera indistinta a lo largo de un gradiente se pueden generar costos de oportunidad resultantes de un uso sub-óptimo del territorio. En esta presentación, en base a ejemplos teóricos sencillos, se muestra la importancia de contar con curvas de compromiso de la producción y los SE, pero teniendo en cuenta como estas curvas son afectadas a lo largo de los gradientes ambientales. Fundamentado en este razonamiento, se argumenta la necesidad de incorporar y priorizar la elaboración de curvas de compromisos entre producción y SE a lo largo de los gradientes ambientales más significativos de las regiones forestales. En particular, se sugiere que para la región chaqueña y teniendo en cuenta



del debate de la región, sería prioritario avanzar en la realización de curvas producción carbono y biodiversidad a lo largo del gradiente de aridez.

MATERIALES Y MÉTODOS

La importancia de disponer de las curvas de compromiso se argumenta mediante cálculos sencillos sobre situaciones teóricas que sirven de referencia para presentar de manera explícita la importancia de disponer de las curvas de compromiso entre producción y SE. Se decide plantear las curvas de compromisos ubicando en el eje Y como unidades ficticias de producción (P) que van entre 0 y 10. Las unidades de producción en la realidad podrían corresponder a kg de carne al año, materia seca de pastura, ingresos monetarios, etc. Por el otro lado, en el eje X, se ubican las unidades ficticias que representan niveles de ocupación de leñosas (L) también con valores entre 0 y 10. En la realidad, variables que pueden representar los niveles de ocupación de leñosas, podrían ser biomasa de leñosas, área basal, número de árboles, % de cobertura, etc. Se utiliza el nivel de ocupación de leñosas como una variable sobre la cual expresar el compromiso ya que ayuda a la interpretación y es una variable muy relevante del manejo de los SSP. Sobre esta variable frecuentemente se establecen reglas de gestión. Además, es importante señalar que muchas ocasiones mayoría de los casos, el nivel de ocupación leñosa se asocia con una mayor provisión de SE. Esta situación resulta por ejemplo bastante obvia al considerar carbono almacenado en el sistema, pero también podría ser válido para otros SE como la biodiversidad o protección de suelos que aumenta con la cobertura de leñosas. En este trabajo, las unidades de producción y nivel de ocupación leñosa se consideran igualmente valiosas, por lo cual en la búsqueda de optimización de un territorio se busca maximizar la suma total de estas dos variables sin una ponderación de una sobre otra.

En este trabajo y como ejemplo de análisis se define un territorio ficticio que presenta un gradiente ambiental que afecta la forma de la curva de compromiso L-P. Se incluyen tres situaciones ambientales (sitios 1, 2 y 3 representados con curvas de diferentes colores en la figura 1). En cada una de estas situaciones se da una curva particular de compromisos entre L y P y además existen distintos potenciales (posibles máximos) de las dos variables. Es decir, que en cada situación analizada se incluyen tres curvas, cada una de ellas correspondiente a un sitio. Como se dijo antes, los tres sitios son la representación ficticia de un gradiente. Por ejemplo, podría ser un gradiente de aridez desde el sitio menos árido y por lo tanto mayor potencial de producción y ocupación de leñosas (sitio 1) al sitio más árido con menor potencial de producción y/o ocupación de leñosas (sitio 3).

Para ejemplificar la relevancia de contar con curvas de compromisos y como ello proporciona información valiosa para ajustar las reglas de manejo que permitan optimizar el uso del territorio, se presentan tres situaciones definidas en función de la forma en la que son afectadas las curvas de compromiso: Situación A) curvas de compromiso no lineales con existencia de umbrales; Situación B) curvas de compromiso lineales con igual potencial productivo para los tres sitios pero diferente valores de nivel de ocupación de leñosas y; Situación C) curvas de compromiso lineales y paralelas (i.e. con distintos potenciales productivos y de ocupación de leñosas).



En cada una de las situaciones, se contrasta la aplicación de una única regla que establece niveles mínimos de retención de leñosas igual para todos los sitios (representados con círculos en la figura 1) contra valores mínimos de retención de leñosas ajustados a cada sitio y buscando que, a escala de territorio se obtenga la misma cantidad de producción que con la regla única, pero aumentando el nivel de retención de la vegetación leñosa y por lo tanto provisión de SE (representados con cuadrados en figura 1)

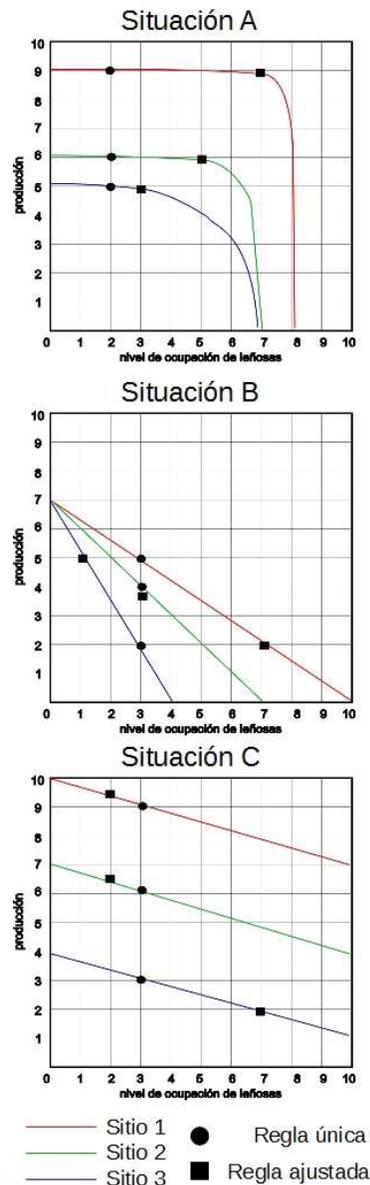


Figura 1. Ejemplos teóricos de curvas de compromisos en tres situaciones diferentes



RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 1 se presenta el resumen de los cálculos utilizados como ejemplo y representados en la Figura 1. En la tabla se discriminan las tres situaciones, aplicando reglas únicas a los tres sitios y reglas ajustadas por sitio. En las tres situaciones se muestra que la aplicación de reglas únicas a los tres sitios puede generar un uso subóptimo del territorio.

Tabla 1.: Resultados de los cálculos teóricos realizados para las tres situaciones

	Situación 1				Situación 2				Situación 3			
	Regla única		Regla ajustada		Regla única		Regla ajustada		Regla única		Regla ajustada	
	P	L	P	L	P	L	P	L	P	L	P	L
S1	9	2	9	7	5	3	2	7	9	3	9.5	2
S2	6	2	6	5	4	3	4	3	6	3	6.5	2
S3	5	2	5	3	2	3	3	1	3	3	2	7
Total	20	6	20	15	11	9	11	11	18	9	18	11
TOTAL (P+L)	26		35		20		22		27		29	

Al analizar la manera en la cual se ajustan los niveles mínimos de retención de vegetación leñosa, se pueden sugerir algunas orientaciones generales en función de la forma que tienen las curvas de compromisos.

En la situación 1: con la existencia de umbrales, es claro que la aplicación de una única regla lleva a un uso subóptimo. El ajuste realizado en esta situación consiste en ubicar los niveles mínimos de retención de vegetación leñosa en los puntos de inflexión de la curvas (valores del umbral) atendiendo la particularidad de cada uno de los sitios. En los cálculos teóricos de esta situación se puede observar que ajustando los niveles mínimos de retención de leñosas, a nivel de territorio, se logra igual producción (20 unidades) con más del doble de unidades de ocupación de vegetación leñosa (se pasa de 6 a 15 unidades). En base a este ejemplo teórico se puede señalar que resulta bastante claro que para curvas no lineales con inflexiones (valores umbrales) es recomendable ubicar los niveles de mínimos de retención de leñosas en los valores donde ocurre la inflexión. Estas formas de curva son similares a lo que se ha encontrado, por ejemplo, para los compromisos entre producción y riqueza de aves (indicador de biodiversidad) en los sistemas ganaderos de la región chaqueña (Mastrangelo et al. 2012).

En la situación 2, se puede observar que en el territorio hay iguales niveles potenciales de producción (ordenada en origen) pero luego cada sitio presenta una pendiente diferente que representa diferentes ganancias de producción a medida que se elimina cobertura leñosa. Además,



cada sitio tiene un potencial máximo de cobertura leñosa diferente. Esta situación esquemática se puede asimilar con situaciones reales donde el sistema productivo, en cual al presentar el mayor grado de transformación, se logran niveles de producción similares más allá de las diferencias ambientales. Sin embargo, esas diferencias ambientales si se manifiestan en la vegetación natural afectando los valores máximos de ocupación de leñosas. Las diferencias de vegetación podrían ser naturales o consecuencia de usos previos (zonas degradadas). En esta situación, resulta lógico fomentar mayor transformación en los sitios con menor costo de oportunidad. Es decir, establecer niveles de retención de leñosas más bajos en el sitio con mayor pendiente y valor de ocupación potencial de leñosas más bajo (i.e. menor costo en cobertura leñosa por unidad de producción incrementada). De manera general se puede sugerir que bajo esta situación a medida que baja la pendiente de la curva de compromiso de los distintos sitios es recomendable retener más vegetación leñosa.

Por último, en la situación 3, se presentan sitios con potenciales muy distintos en cuanto a producción y grado de ocupación de vegetación leñosa. Los sitios de este ejemplo aunque presentan diferencias en el potencial de producción, la manera en la cual se relacionan P y L son equivalentes y por ello las curvas son paralelas. En este caso la recomendación general que permitiría a nivel de territorio niveles de producción similares reteniendo la mayor cantidad de vegetación leñosa, sería transformar más los sitios más productivos. Es decir usar valores límites de retención de cobertura leñosa más bajo en los sitios correspondientes a las curvas más altas donde por cada unidad de L sacrificada se ganan más unidades de P.

CONCLUSIONES

Estos ejemplos teóricos son claramente sobresimplificaciones y deben ser usadas como disparadores de sugerencias. Se debe hacer notar que pueden existir familias de curvas de otro tipo a las seleccionadas en este ejercicio. Incluso se pueden dar combinaciones de las situaciones (e.g. una curva con umbral en un sitio y curvas lineales y paralelas en otros sitios). Lo que si permite argumentar el análisis de estos ejemplos, es que la generalización de reglas únicas de retención de leñosas a lo largo de gradientes ambientales puede estar fomentando desperdiciar oportunidades de producir y obtener otros SE de una manera más favorable a escala territorial.

En base a este ejercicio, se sugiere que a medida que los SSP continúen con su expansión como opción de producción, el ajuste de curvas de compromiso ente la producción y servicios ecosistémicos debería ser un tema prioritario. Por otro lado, es importante identificar cuáles son los SE más relevantes con los cuales construir las curvas de compromiso en cada una de las regiones forestales. Disponer de estas curvas representa una herramienta valiosa y necesaria para una mejor planificación del uso óptimo del territorio con la implementación de los SSP.

Bibliografía

Aguiar, S., Mastrangelo, M.E., García-Collazo, M.A., Camba-Sans, G., C.E., M., Ciuffoli, L., Schmidt, M., Vallejos, M., Langbehn, L., Cáceres, D., Merlinsky, G., J.M., P., Seghezze, L., Staiano, L., Texeira, M., Volante, J., Verón, S., 2018. ¿Cuál es la situación de la Ley de



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

Bosques en la Región Chaqueña a diez años de su sanción? Revisando su pasado para discutir su futuro. *Ecol. Austral*, en prensa 400–417.

Kunst, C., Monti, E., Pérez, H., Godoy, J., 2006. Assessment of the rangelands of southwestern Santiago del Estero, Argentina, for grazing management and research. *J. Environ. Manage.* 80, 248–65.

Mastrangelo, M.E., Gavin, M.C., 2012. Trade-Offs between Cattle Production and Bird Conservation in an Agricultural Frontier of the Gran Chaco of Argentina. *Conserv. Biol.* 26, 1040–1051.

Peri P., Banegas N., Gasparri N.I., Carranza C, Rossner B., Martínez Pastur G., Cavallero L., López D.R., Loto D., Fernández P., Powel P., Ledesma M., Pedraza R., Albanesi A., Bahamonde H., Ecclesia R.P.; Piñeiro G.. 2017. Carbon sequestration in temperate silvopastoral systems, Argentina. En: F. Montagnini (Eds). *Integrating Landscapes: Agroforestry for Biodiversity Conservation and Food Sovereignty*. Springer International Publishing *Advances in agroforestry* 12: 453-478.



PROPIEDADES EDÁFICAS EN BOSQUES DE ÑIRE BAJO USO SILVOPASTORIL EN LA PROVINCIA DEL CHUBUT

EDAPHIC PROPERTIES IN ÑIRE FORESTS UNDER SILVOPASTORIL USE IN CHUBUT PROVINCE

Gómez, Federico (1,2,3,4); Manuela Tarabini (2,3,4); Axel von Müller (1); Ludmila La Manna (2,3)

⁽¹⁾ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Agroforestal Esquel (INTA EEAf Esquel), Esquel - Chubut, Argentina

⁽²⁾ CEAI (Centro de Estudios Ambientales Integrados) – Facultad de Ingeniería – Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco - Sede Esquel, Esquel - Chubut, Argentina

⁽³⁾ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

⁽⁴⁾ Secretaría de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva, Chubut, Argentina

Dirección de contacto: gomez.federico@inta.gob.ar; Chacabuco, 513 (9200) Esquel, Chubut, Argentina

Resumen

Gran parte de los bosques de ñire de la provincia del Chubut son utilizados como campos de pastoreo bovino en el invierno. En los bosques donde se desarrolla esta actividad ganadera, los suelos son mayoritariamente de origen volcánico, y presentan como principales características una excelente fertilidad y alta capacidad de retención hídrica. El uso silvopastoril del bosque en la región, se ha realizado sin un control de las cargas ganaderas, lo cual afecta directamente al componente suelo. El objetivo fue analizar los cambios en las propiedades físico-químicas del suelo en bosque de ñire bajo uso silvopastoril con diferentes cargas ganaderas. En dos sectores con bosque de ñire (Carrenleufú y Aldea las Pampas) con uso ganadero histórico y actual, se seleccionaron 3 sitios independientes entre sí, con dos tratamientos: con presencia (bosque abierto) y sin presencia de ganado (bosque cerrado). Se midió la carga ganadera localizada a partir de la frecuencia de deposiciones. Además, se tomaron 3 muestras de suelo a una profundidad de 0-10 cm, y se analizaron las variables: densidad aparente, estabilidad estructural, pH, pH NaF, conductividad eléctrica y materia orgánica. Los resultados mostraron cambios leves en el suelo. Las propiedades del suelo como densidad aparente ($P=0,0001$), pH ($P<0,0001$), conductividad eléctrica ($P=0,0001$) y materia orgánica ($P<0,0001$) fueron mayores en los sitios abiertos. Mientras que, la estabilidad estructural ($P=0,0001$) y pH NaF ($P<0,01$) fueron menores en los sitios abiertos, con respecto a los cerrados. Estos resultados, sugieren que las cargas ganaderas actuales están afectando las propiedades físico-químicas del suelo. Sin embargo, la magnitud de los cambios es leve, y los suelos aún bajo cargas puntuales altas, mantienen altos valores de fertilidad físico-química. Las propiedades intrínsecas de los suelos volcánicos alofanizados y su capacidad de resiliencia, serían los responsables de que los cambios en el suelo no sean tan abruptos bajo condiciones variables de carga ganadera.

Palabras clave: carga ganadera; fertilidad; resiliencia.

Abstract

Most of ñire forests in Chubut, Patagonia are used for cattle rearing fields during winter. Grazing livestock take place under ñire forest under silvopastoral management that grows on volcanic soils, which has excellent fertility and high water retention capacity. Grazing management in this region has been developed under non-controlled stocking rate, which directly affects the soil. The objective was to analyze changes on physical-chemical soil properties in ñire forests under silvopastoral use with different cattle stocking rate. In two different ñire forests areas (Carrenleufú and Aldea las Pampas) with intense historical and current livestock use. In these areas we selected two different treatments by considering livestock presence (open areas) and almost no presence livestock presence (closed forest). Additionally, we measured dung frequency as an



indicator of localized stocking rate. In each treatment 3 soil samples were taken at a depth of 0-10 cm, and the following variables were analyzed: bulk density, structural stability, pH in water, pH NaF, electric conductivity and organic matter. The results showed slight changes in soil. Soil properties such as bulk density ($P=0,0001$), pH in water ($P<0,0001$), electrical conductivity ($P=0,0001$) and organic matter ($P<0,0001$) were higher in the open sites. Whereas, structural stability ($P=0,0001$) and pH NaF ($P<0,01$) were lower in open sites, in relation to closed ones. These results suggest that current livestock stocking rate are certainly affecting physical and chemical properties of soil. However, the magnitude of changes is slight, and soils, even under specific higher stocking rates, keep higher physical-chemical fertility. Intrinsic properties of allophanized volcanic soils and their resilience capacity, could explain why changes in soil properties under variable stocking rates are not so abrupt.

Keywords: cattle stocking rate; fertility; resilience.

INTRODUCCIÓN

La ganadería en el mundo ha causado diferentes grados de impactos sobre los servicios ecosistémicos que brindan los bosques. Algunos de los efectos no deseados se producen en el suelo, como por ejemplo, la compactación por pisoteo animal y la alteración del ciclo de nutrientes, este último, debido al aporte de orina y de heces del ganado (Reyes *et al.* 2003; Kiessling *et al.* 2008). Los impactos sobre el suelo pueden llevar a procesos erosivos importantes (Cingolani *et al.* 2008).

En Patagonia Argentina, es muy frecuente utilizar los bosques de ñire (*Nothofagus antarctica* G. Forster) Oerst) como uso silvopastoril en el invierno, principalmente con ganado bovino (Quinteros *et al.* 2010). Los suelos donde se desarrollan estos sistemas silvopastoriles, se caracterizan por ser de origen volcánico, ricos en materia orgánica (La Manna 2005) y tienen propiedades físicas, químicas y mineralógicas distintivas, asociadas a la presencia de minerales no cristalinos, como alófanos e imogolita (McDaniel *et al.* 2012). Los cambios en el suelo debido al uso ganadero dependen de las características intrínsecas del suelo, de su fertilidad inicial, su condición hídrica, y de la carga ganadera (Binkley *et al.* 2003; Álvarez-Yépez *et al.* 2008).

Los productores ganaderos de la región patagónica en zonas de bosque de ñire, han manejado históricamente las cargas ganaderas de forma inadecuada desde la perspectiva productiva (von Müller *et al.* 2013). En este marco, considerando objetivos de conservación para preservar servicios ecosistémicos, las cargas ganaderas superan ampliamente umbrales de tolerancia de ecosistemas boscosos, desencadenando en muchos casos procesos de degradación forestal (Rusch *et al.* 2017). Este uso ganadero, junto con la extracción de madera para leña, ha llevado a la formación de zonas abiertas en los ñirantales. En los sitios muy frecuentados por el ganado, se han producido en el suelo los característicos "empastados", con especies herbáceas exóticas, que no sólo afecta el establecimiento de la regeneración (Quinteros 2017), sino al recurso suelo. Conocer los cambios que se producen en el suelo por la actividad ganadera, es fundamental para saber si esta actividad está produciendo cambios no deseados en este servicio ecosistémico. El objetivo del trabajo fue analizar cómo varían las propiedades físicas y químicas del suelo, frente a diferentes cargas ganaderas localizadas, en dos cuencas con bosque de ñire bajo uso silvopastoril del Oeste del Chubut.



MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en dos cuencas del Oeste de la provincia del Chubut con bosques de ñire: Carrenleufú (43°34'50,69''S; 71°38'45,25''O) y Aldea las Pampas (44°14'52,12''S; 71°29'10,02''O). El clima es del tipo mediterráneo, con precipitaciones más abundantes en el invierno, y los suelos son Andisoles. Los sitios corresponden a bosques de ñire con presencia de ganado bovino histórico y actual. Carrenleufú posee una carga ganadera media mayor que la de Aldea las Pampas (0,33 y 0,08 UG.ha⁻¹.año⁻¹, respectivamente).

En cada cuenca se seleccionaron 3 sitios independientes entre sí. En cada sitio, se instalaron dos parcelas circulares de 8 metros de diámetro, una en un lugar con presencia de ganado bovino (abierto: densidad de 666 árb.ha⁻¹ y un área basal de 21 m².ha⁻¹) y otra con ausencia (cerrado: densidad de 1400 árb.ha⁻¹ y un área basal de 29 m².ha⁻¹). Se midió la frecuencia de deposiciones en cada parcela, siguiendo la metodología descrita por von Müller *et al.* (2012). Se tomaron además, muestras de suelo (por triplicado) a una profundidad de 0-10 cm, y se determinó la densidad aparente por el método del cilindro (Blake & Hartge 1986), estabilidad estructural de acuerdo a la metodología sugerida por Herrick *et al.* (2001), pH en agua, pH NaF 1N a los 2 y 60 minutos (Fieldes & Perrot 1966), conductividad eléctrica y materia orgánica (IRAM-SAGPyA 2008). Las distintas variables fueron analizadas con análisis de la covarianza (ANCOVA), considerando la carga ganadera localizada como covariable y, al sitio y a los tratamientos, como factores fijos dentro del modelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados evidenciaron diferencias entre los tratamientos abierto y cerrado, y para la covariable carga ganadera localizada (tablas 1 y 2).

La densidad aparente fue mayor en los sitios abiertos con respecto a los sitios cerrados ($R^2 = 0,64$; $F = 7,22$; $P = 0,0001$). El pisoteo de animales en los sitios abiertos provoca una compactación del suelo debido a la reducción de los poros, afectando principalmente a los primeros centímetros del suelo. Sin embargo, los valores encontrados de densidad aparente en los sitios con ganadería siguen siendo bajos. Diversos trabajos como Bryant *et al.* (1972), describen que hay una relación lineal directa entre la intensidad de carga ganadera y la compactación del suelo.

La estabilidad estructural fue menor en los sitios abiertos con ganadería ($R^2 = 0,63$; $F = 6,78$; $P = 0,0001$), pero marginalmente significativa la covariable carga ganadera ($R^2 = 0,63$; $F = 3,50$; $P = 0,07$). Esto se debe a que el ganado mediante el pisoteo modifica la estructura de los agregados. Sin embargo, los valores de estabilidad estructural siguen siendo altos, indicando que los agregados son estables.

El pH en agua fue mayor en los sitios abiertos, debido probablemente al aporte de orina y heces por parte del ganado ($R^2 = 0,83$; $F = 19,48$; $P < 0,0001$). Aumentos de pH del suelo fueron reportados también por Rodríguez *et al.* (2010). En otros bosques de ñire en Patagonia, Gargaglione *et al.* (2013) describe valores de pH entre un rango de 5,6 y 6,1, coincidente con los de este estudio.



El pH en NaF (2' y 60') presentaron valores menores en los sitios abiertos ($R^2 = 0,49$; $F = 3,88$; $P = 0,0045$, $R^2 = 0,60$; $F = 5,97$; $P = 0,0003$, respectivamente), sugiriendo que el uso ganadero podría estar alterando la formación de arcillas no cristalinas (como el alófano). De todas maneras, los valores de pH en NaF siguen siendo mayores a 9,2, indicando que hay presencia de arcillas no cristalinas en el suelo.

La conductividad eléctrica fue mayor en los sitios abierto que en los cerrados ($R^2 = 0,64$; $F = 7,17$; $P = 0,0001$), esto también puede deberse al aporte de orina y heces por parte del ganado. Otros autores como Rodríguez *et al.* (2010) obtuvieron las mismas tendencias.

La materia orgánica presentó mayores valores en los sitios abiertos que en los cerrados ($R^2 = 0,84$; $F = 21,35$; $P < 0,0001$), esto podría deberse a que los sitios abiertos se encuentran colonizados por especies forrajeras exóticas, que estarían aportando mayor materia orgánica, y posiblemente más lábil, que la que aportan las leñosas en los sitios cerrados.

Tabla 1. Medias y errores estándar de las propiedades del suelo.

Propiedades (unidades)	Abierto	Cerrado
Densidad aparente (g.cm ³)	0,55 ± 0,05	0,46 ± 0,04
Estabilidad estructural	5,53 ± 0,13	5,92 ± 0,06
pH en agua	5,90 ± 0,14	5,77 ± 0,11
pH NaF 2'	9,28 ± 0,13	9,72 ± 0,17
pH NaF 60'	10,10 ± 0,11	10,42 ± 0,12
CE (μS.cm ⁻¹)	266,81 ± 46,42	120,13 ± 24,98
Materia orgánica (g.kg ⁻¹)	257,57 ± 24,30	221,25 ± 15,22



Tabla 2. Modelos estadísticos para analizar el efecto de la ganadería en los bosques de *Nothofagus antarctica* para las variables respuesta consideradas, con detalle de factores, covariable, pruebas *pos-hoc* y niveles de significancia.

Modelo estadístico	Variable respuesta	Factor 1	Factor 2	Covariable	<i>Pos-hoc</i>
ANCOVA	Densidad aparente	Tratamiento (*)	Sitio (*)	Carga ganadera localizada (*)	Bonferroni
ANCOVA	Estabilidad estructural	Tratamiento (*)	Sitio (*)	Carga ganadera localizada (^{ms})	Bonferroni
ANCOVA	pH	Tratamiento (*)	Sitio (*)	Carga ganadera localizada (*)	Bonferroni
ANCOVA	pH NaF 2'	Tratamiento (^{ns})	Sitio (*)	Carga ganadera localizada (*)	Bonferroni
ANCOVA	pH NaF 60'	Tratamiento (^{ms})	Sitio (*)	Carga ganadera localizada (*)	Bonferroni
ANCOVA	Conductividad eléctrica	Tratamiento (^{ms})	Sitio (*)	Carga ganadera localizada (*)	Bonferroni
ANCOVA	Materia orgánica	Tratamiento (*)	Sitio (*)	Carga ganadera localizada (*)	Bonferroni

^{ms} marginalmente significativo $P \sim 0,05$; * significativa a $P \leq 0,05$; ^{ns} no significativa.

CONCLUSIONES

Estos resultados preliminares, sugieren que las cargas ganaderas actuales estarían afectando las propiedades físicas y químicas del suelo. A pesar de esto, los cambios en dichas propiedades serían leves. La alta fertilidad físico-química y capacidad de resiliencia, que poseen los suelos volcánicos alofanizados de la región, serían los responsables de que los cambios en el suelo no sean tan abruptos, bajo condiciones variables de carga ganadera.



Bibliografía

- Blake, G. R., & Hartge, K. H. 1986. Bulk density. p. 363-375. *Methods of Soil Analysis: Part, 1*.
- Bryant, H. T., Blaser, R. E., & Peterson, J. R. 1972. Effect of Trampling by Cattle on Bluegrass Yield and Soil Compaction of a Meadowville Loam 1. *Agronomy Journal*, 64 (3), 331-334.
- Cingolani, A. M., Noy-Meir, I., Renison, D. D., & Cabido, M. 2008. La ganadería extensiva: ¿es compatible con la conservación de la biodiversidad y de los suelos? *Ecología austral*, 18 (3), 253-271.
- Fieldes, M., & Perrot, K. W. 1966. The nature of allophane in soils. Part 3: rapid field and laboratory test for allophane. *New Zealand Journal of Science* 9: 623-629.
- Gargaglione, V., Peri, P. L., & Rubio, G. 2013. Partición diferencial de nutrientes en árboles de *Nothofagus antarctica* creciendo en un gradiente de calidades de sitio en Patagonia Sur. *Bosque (Valdivia)*, 34 (3), 291-302.
- Herrick, J. E., Whitford, W. G., De Soyza, A. G., Van Zee, J. W., Havstad, K. M., Seybold, C. A., & Walton, M. 2001. Field soil aggregate stability kit for soil quality and rangeland health evaluations. *Catena*, 44 (1), 27-35.
- IRAM-SAGPyA 29571-1. 2008. Calidad Ambiental-Calidad del suelo. Determinación de materia orgánica en suelos. Parte 1, Método de pérdida de masa por calcinación.
- Kiessling, R. J., Galantini, J. A., Iglesias, J. O., & Venanzi, S. 2008. Efecto del pisoteo animal sobre la porosidad del suelo en lotes bajo siembra directa continua. *XXI CACS*.
- La Manna, L. 2005. Caracterización de los suelos bajo bosque de *Austrocedrus chilensis* a través de un gradiente climático y topográfico en Chubut, Argentina. *Bosque (Valdivia)*, 26 (2), 137-153.
- McDaniel, P.A., Lowe D. J., Arnalds, O., & Ping, C. L. 2012. Andisols. In: Huang PM, Li Y, Sumner ME (eds) Handbook of soil sciences, vol 1, 2nd edn., Properties and processes CRC Press (Taylor & Francis), Boca Raton, FL, pp 29-48.
- Quinteros, P., Hansen, N., & Kutschker, A. 2010. Composición y diversidad del sotobosque de ñire (*Nothofagus antarctica*) en función de la estructura del bosque. *Ecología austral*, 20 (3), 225-234.
- Quinteros, C. P. 2014. Grandes herbívoros en bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*): uso espacio-temporal de los recursos y sus efectos sobre la regeneración y el sotobosque. Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, p. 172.
- Reyes, J. J., Vidal, I., González, M. R., González, R. M., & Fonte, D. 2003. Efecto de dos intensidades de pastoreo en el método de pastoreo rotacional con ganado lechero. Balance de nitrógeno, fósforo y potasio en el sistema y sus componentes. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*, 37(3).
- Rodríguez, A., Pulido, M. A., Rey, J. C., Lobo, D., Araque, H., & Rivero, C. 2010. Efecto del pisoteo en sistemas de producción de cerdos a campo sobre propiedades del suelo. *Agronomía tropical*, 60 (2), 119-130.
- Rusch, V., López, D. R., Cavello, L., Rusch, G. M., Garibaldi, L. A., Grosfeld, J., & Peri, P. 2017. Modelo de estados y transiciones de los ñirantales del NO de la Patagonia como herramienta para el uso silvopastoril sustentable. *Ecología austral*, 27 (2), 266-278.
- von Müller, A. R., Cingolani, A. M., Vaieretti, M. V., & 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.
- von Müller, A. R., Lloyd, C. E., Hansen, N., Buduba, C. G., & Ciari, G. 2013. Adecuación de la carga ganadera para asegurar la conservación de la estructura y los servicios ecosistémicos en el bosque andino patagónico. Jornadas II Jornadas Forestales Patagónicas y 2º Congreso Internacional Agroforestal Patagónico. El Calafate, Santa Cruz, Argentina.



DESCOMPOSICIÓN Y LIBERACIÓN DE NUTRIENTES EN RAÍCES FINAS DE ÑIRE BAJO USO SILVOPASTORIL EN PATAGONIA SUR

DECOMPOSITION AND NUTRIENT RELEASE OF ÑIRE FINE ROOTS UNDER SILVOPASTORAL USE IN SOUTHERN PATAGONIA

Gargaglione, Verónica (1,2); Héctor A. Bahamonde (1,2); Pablo L. Peri (1,2,3)

⁽¹⁾ EEA INTA SANTA CRUZ, Río Gallegos, Santa Cruz, Argentina

⁽²⁾ Universidad Nacional de la Patagonia Austral, ICASUR, Río Gallegos, Santa Cruz, Argentina

⁽³⁾ CONICET, CIT Santa Cruz, Argentina contacto: gargaglione.veronica@inta.gob.ar; Casilla de Correo N 332 (9400) Río Gallegos, Santa Cruz, Argentina.

Resumen

La descomposición de raíces finas es un proceso fundamental relacionado al ciclo de carbono y nutrientes en los ecosistemas terrestres. A pesar de su importancia, estos procesos han sido escasamente estudiados en los bosques de Patagonia. El objetivo de este trabajo fue estudiar la descomposición y liberación de nutrientes de raíces finas de ñire (*Nothofagus antarctica*) en dos condiciones de uso: bosque primario (cobertura arbórea de 80-90%, sin intervención) y bosque bajo uso silvopastoril (cobertura arbórea de 50-60%, con pastoreo de ganado). Se pusieron a descomponer en tres estancias al sur de Santa Cruz bolsitas enterradas conteniendo raíces finas (< 2mm), las cuales fueron colectadas a los 60, 160, 290, 380, 475, 670, 735, y 820 días posteriores de descomposición. En cada fecha se analizó % de materia orgánica y concentración de nitrógeno (N), fósforo (P), calcio (Ca) y potasio (K) del material remanente. Se ajustó un modelo de descomposición exponencial negativo para determinar la constante de descomposición (k). No se encontraron diferencias significativas en la tasa de descomposición entre bosque primario y bosque silvopastoril. La tasa de descomposición fue de 0,07 año⁻¹, y al finalizar el ensayo las raíces aún contaban con 77-88% de material sin descomponer. Tampoco se encontraron diferencias significativas en la dinámica de liberación de nutrientes entre las dos condiciones de uso. El N fue inmovilizado en casi todo el período mientras que P y K fueron liberados en una alta proporción desde el inicio. El Ca por su parte presentó un patrón inmovilización-liberación alternado. El presente estudio presenta los primeros datos de descomposición y liberación de nutrientes en bosques de ñire en Patagonia y esta información es clave para el entendimiento del ciclo de nutrientes en estos ecosistemas. Asimismo, el uso silvopastoril del bosque no parece afectar los procesos de descomposición subterráneos.

Palabras clave: carbono, biomasa subterránea, suelo, silvopastoril.

Abstract

*Decomposition of fine roots is a fundamental ecosystem process that relates to carbon (C) and nutrient cycling in terrestrial ecosystems. However this important ecosystem process has been hardly studied in Patagonian forests. The aim of this work was to study root decomposition and nutrient release from fine roots of ñire (*Nothofagus antarctica*) under two use conditions: primary forest (80-90% crown cover, without intervention) and silvopastoral use (50-60% crown cover, with cattle grazing). Bags containing fine roots (< 2mm) were buried, decomposed in situ and collected after 60, 160, 290, 380, 475, 670, 735, y 820 days. On each date, % of organic matter and nitrogen (N), phosphorus (P), calcium (Ca) and potassium (K) concentration were analyzed. A negative exponential decay model was adjusted to determine the decomposition constant (k). No significant differences were found in root decomposition between primary forest and silvopastoral forest, k was around 0.07 year⁻¹ and at the end of the period roots retained 77-88 % of their original mass. Likewise, no significant differences were found in nutrient release according to forest use. N was immobilized almost all the period meanwhile P and K were released from de initial and Ca had and immobilization-release pattern. This study presents the first root decomposition data of ñire forests in*



Patagonia and this kind of information is important to understand carbon and nutrients cycling in these ecosystems. Likewise, silvopastoral use of nire forests would not affect belowground decomposition processes.

Keywords: carbon, belowground biomass, soil, silvopastoral systems.

INTRODUCCIÓN

En Patagonia Sur existe una amplia zona cordillerana que contiene bosques nativos de *Nothofagus antarctica* (ñire), una especie muy distribuida en la región, que se extiende desde los 36° 30' hasta los 56° 00' de latitud Sur y tiene la habilidad de crecer en una amplia gama de calidades de sitio diferentes. En cuanto al uso actual de estos bosques, en general se realiza la extracción de leña en pequeña escala (consumo local de las estancias) y un gran porcentaje de ellos son utilizados bajo la implementación de sistemas silvopastoriles, en donde el ganado (principalmente ovino y bovino) se alimenta del estrato herbáceo que crece en el sotobosque (Peri y Ormaechea, 2013).

Las raíces finas representan un importante aporte al ciclo de nutrientes en el sistema, ya que en muchos casos presentan un alta tasa de recambio, es decir nacen, mueren y se descomponen más rápido que otros componentes, lo cual repercute en el ciclo de muchos nutrientes y en la absorción y liberación de carbono (C) (Jackson et al., 1997; Rao et al., 2001; Son y Hwang, 2003; Larreguy et al., 2012). Asimismo, la producción de raíces finas usualmente excede la producción de los componentes aéreos (Dornbush et al., 2002) por lo que la muerte y descomposición del sistema radicular representa uno de los ingresos más importantes de nutrientes al sistema. Las condiciones ambientales de precipitación y temperatura, como así también la calidad del sustrato a descomponer, pueden influir en las tasas de descomposición (Bontti et al., 2009). En este sentido, no existen antecedentes de estudio de la descomposición de raíces finas de ñire y menos aún en ambientes tan australes como los de Patagonia Sur, caracterizados por temperaturas medias frías y temporadas completas con suelos congelados. Tampoco existen antecedentes que evalúen diferencias en la descomposición entre un bosque primario y un bosque bajo manejo silvopastoril. Estos últimos se caracterizan por tener condiciones microambientales diferentes (Bahamonde et al., 2009) y un sotobosque en general rico en gramíneas que también aporta sustrato aéreo y subterráneo para descomponer. En este sentido, Bahamonde et al. (2012) y Caldentey et al. (2001) estudiando descomposición de hojarasca en distintas densidades arbóreas *N. antarctica* y *N. pumilio*, encontraron que la materia orgánica se descomponía más rápido en bosques bajo uso silvopastoril o abiertos, respectivamente, en comparación a los bosques primarios, aunque se desconoce si existen diferencias en cuanto a la descomposición subterránea. El presente estudio pretende generar información de base que es clave para el entendimiento de los ciclos de carbono y nutrientes en estos sistemas australes, conocimiento que reviste importancia a nivel local y regional en el marco de un manejo sustentable de los ecosistemas naturales. En la actualidad existen pocos estudios respecto a la dinámica, uso y distribución de nutrientes en los diferentes compartimientos aéreos y subterráneos en bosques de *Nothofagus* (Caldentey, 1992; Veblen et al., 1996; Frangi et al., 2004; Frangi et al., 2005, Gargaglione, 2011) y la mayoría de estos estudios se realizaron solamente con la porción aérea. Asimismo, las raíces finas y las micorrizas de algunas especies, al descomponerse, pueden aportar al suelo más de cuatro veces nitrógeno (N) y más de 10 veces de fósforo (P) que el respectivo aporte de esos nutrientes a través de la caída de hojarasca (Bowen, 1984, Frangi et al., 2004). En *N. antarctica* se han observado elevadas concentraciones de



nutrientes en el componente raíces, sobre todo las raíces finas y medias, las cuales representaron para todos los nutrientes (con excepción del N) el destino principal luego de las hojas (Gargaglione, 2013). El hecho de que las raíces presenten concentraciones altas demuestra que ejercen un rol fundamental a nivel de ecosistema mediante su potencial aporte en el ciclo de nutrientes. Es este sentido, y a diferencia de las hojas que en muchas especies caducifolias presentan altas reabsorciones que pueden exceder hasta el 50% (Killingbeck, 1996; Aerts, 2000), en raíces finas de distintos tipos funcionales de plantas no se han encontrado diferencias significativas en la concentración de N, Ca y Mg entre raíces vivas y muertas (Gordon y Jackson, 2000). Incluso para el caso de nutrientes que sí presentaron concentraciones significativamente inferiores (P y K) en raíces muertas, la tasa de reabsorción informada fue del orden del 30 %, mucho inferior a las observadas en hojas (Gordon y Jackson, 2000). Esta capacidad de las raíces de ceder nutrientes es de fundamental importancia en la dinámica de nutrientes del sistema, por lo es necesario realizar estudios de descomposición de este componente para cuantificar y entender mejor esta dinámica. Por todo lo expuesto, el objetivo del presente estudio fue estimar la tasa de descomposición y liberación de nutrientes de raíces finas de árboles de ñire creciendo en un bosque primario (BP) vs. un bosque bajo uso silvopastoril (BSP). La principal hipótesis es que "las condiciones micro ambientales especiales (mayor entrada de luz y detritos provenientes tanto de pastos como de árboles) que presenta un sistema silvopastoril de *N. antarctica*, comparado a un bosque primario, harían que el sistema silvopastoril presente una mayor tasa de descomposición de raíces finas, realizándose todo el proceso en un menor lapso de tiempo".

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios de estudio

Se seleccionaron tres estancias (repeticiones) con bosques de ñire al SO de la provincia de Santa Cruz. En cada estancia se encontraba el bosque en dos situaciones diferentes: rodales de bosque primario sin intervención, con alta cobertura arbórea (80-90%), sin uso con ganado evidente; y bosque maduro, abierto, de baja cobertura arbórea (50-60%) con uso de ganadería ovina o bovina. Las estancias seleccionadas fueron: Cancha Carreras (51° 13' 21" S, 72° 15' 34" O); Morro Chico (51°57' 24"SL; 71°31' 48" WL) y Tres Marías (51° 19' 05 SL''; 72° 10' 47 WL''). La precipitación media anual de toda la zona es de alrededor de 390 mm año⁻¹ y la temperatura media anual es de 4,9°C. Los suelos se caracterizan como molisoles e inceptisoles con textura ligeramente arenosa y pH moderadamente ácido. La vegetación del sotobosque está dominada por gramíneas como *Agrostis capilaris*, *Bromus setifolium*, *Dactylis glomerata*, *Deschampsia flexuosa*, ciperáceas del género *Carex* y, en menor proporción, *Festuca gracillima*.

Mediciones del Suelo

Para caracterizar el suelo se tomaron al azar cinco muestras compuestas por cinco sub-muestras (a 30 cm de profundidad) en cada sitio. Estas fueron secadas al aire y transportadas al laboratorio para determinar: carbono orgánico (C), nitrógeno total (N), contenido de fósforo disponible (P), potasio intercambiable (K), pH y textura.



Mediciones de Descomposición

Tanto en bosque primario como silvopastoril, se excavaron cinco cuadrantes de 20 x 40 cm a 30 cm de profundidad y las raíces de *N. antarctica* (< 2 mm de diámetro) fueron colectadas de su sitio natural. En el laboratorio, las raíces fueron lavadas con agua destilada, secadas al aire hasta peso constante, cortadas a 10 cm de largo y puestas en bolsitas de descomposición de polietileno de 15 x 20 cm de malla de 0,35 mm (5 gramos por bolsita). Cinco sub-muestras fueron pesadas y secadas en estufa a 65 °C para calcular el peso seco inicial del material a incubar y para analizar la concentración inicial de C, N, P, K y Ca.

En noviembre de 2012, las bolsitas de descomposición fueron colocadas en una parcela de 1 m² (8 bolsitas x 3 repeticiones x dos condiciones = 48). Todas fueron enterradas horizontalmente (a 10 cm de profundidad) y cubiertas con el suelo removido. Las muestras fueron luego colectadas a los 60, 160, 290, 380, 465, 660, 735 y 820 días. En cada muestreo, las bolsitas fueron llevadas al laboratorio donde el material fue removido de la bolsa, limpiado para quitar el suelo adherido con pinceles, pesadas en fresco y luego secadas a 60 °C por 48 h para obtener el peso seco. Se determinó materia orgánica por pérdida por ignición (4 h, 500 °C) por lo que los contaminantes inorgánicos (principalmente partículas de suelo) fueron excluidos. Adicionalmente, las muestras en cada fecha fueron analizadas para determinar la concentración de los macronutrientes (N, P, K y Ca). La cantidad absoluta de cada nutriente fue obtenida multiplicando la materia orgánica remanente por la concentración de cada uno.

Análisis de Datos

La tasa de descomposición (*k*) fue calculada del porcentaje de materia orgánica remanente usando el modelo de descomposición propuesto por Olson (1963): $mt/m_0 = \exp(-kt)$, donde *mt* es la masa al tiempo *t*, *m*₀ es la masa inicial, la constante *k* es el coeficiente de descomposición y *t* es el tiempo transcurrido (año). Se realizaron ANOVAs para detectar diferencias significativas entre las constantes de descomposición de acuerdo al uso del bosque (primario o silvopastoril). En caso de encontrar diferencias significativas las medias fueron separadas utilizando el test de Tukey (*p* < 0,05). Para el caso de la dinámica de nutrientes a lo largo del tiempo los datos fueron analizados con ANOVA para medidas repetidas tomado como factor al uso del bosque y sub-factor cada fecha de muestreo.

RESULTADOS

Los análisis de suelo determinaron que tanto el bosque primario como el silvopastoril presentaron suelo de textura arenosa con valores de pH entre 5,8 y 6,3 (Tabla 1). No se encontraron diferencias significativas para la concentración nutrientes y aunque el bosque primario presentó el doble de P que el silvopastoril esta diferencia tampoco fue significativa debido a la alta variabilidad que presentó este último (Tabla 1).

Luego de dos años de descomposición en el terreno, la masa remanente de raíces finas aún sin descomponer fue de 77 y 88 % para bosque primario y bosque silvopastoril, respectivamente. Asimismo, si bien el bosque primario presentó mayor descomposición que el sistema silvopastoril,



estas diferencias no fueron significativas en ninguna de las fechas de muestreo (Figura 1). Tampoco se encontraron diferencias significativas ($p = 0,12$) en la tasa de descomposición (k) de raíces entre bosques primario y silvopastoril. El modelo de Olson ajustó un valor k de alrededor de $0,07 \text{ año}^{-1}$, lo que indicaría 11,2 años para la desaparición del 50 % del material y 85,2 años para lograr el 95%.

Tabla 1. Características del suelo de los tres sitios estudiados en el sur de Santa Cruz. Se estudiaron tres estancias que contenían bosque primario (sin intervención y sin ganadería BP) y bosque con uso silvopastoril (BSP). Entre paréntesis se observa el desvío estándar de la media. Ns: indica que no existieron diferencias significativas.

Sitio	K (meq/100 g)	C (%)	N (%)	C:N	P (ppm)	pH
BP	1,21 (0.29)	7,74 (2.28)	0,55 (0.20)	14,23 (1.45)	43,14 (3.0)	5,89 (0.36)
BSP	1,09 (0.52)	6,57 (4.86)	0,50 (0.38)	13,03 (0.55)	23,24 (25.8)	5,84 (0.14)
Significancia	ns	ns	ns	ns	ns	ns

BP: Bosque Primario; BSP: bosque con uso silvopastoril

Luego de dos años de descomposición en el terreno, la masa remanente de raíces finas aún sin descomponer fue de 77 y 88 % para bosque primario y bosque silvopastoril, respectivamente. Asimismo, si bien el bosque primario presentó mayor descomposición que el sistema silvopastoril, estas diferencias no fueron significativas en ninguna de las fechas de muestreo (Figura 1). Tampoco se encontraron diferencias significativas ($p = 0,12$) en la tasa de descomposición (k) de raíces entre bosques primario y silvopastoril. El modelo de Olson ajustó un valor k de alrededor de $0,07 \text{ año}^{-1}$, lo que indicaría 11,2 años para la desaparición del 50 % del material y 85,2 años para lograr el 95%.

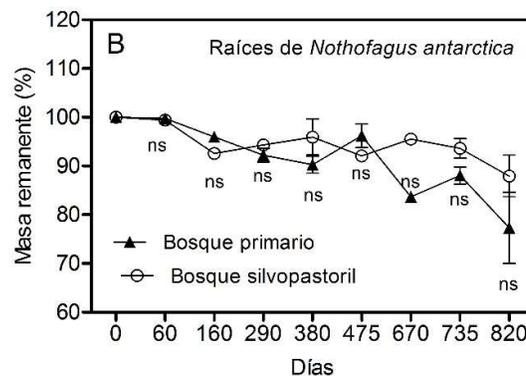


Figura 1. Masa remanente (en %) de raíces finas de ñire (*Nothofagus antarctica*) descomponiendo en un bosque primario (triángulos) y en un bosque bajo uso silvopastoril (círculos) al sur de la provincia de Santa Cruz, Patagonia, Argentina. Las barras verticales muestran el error estándar de la media y ns indica que no existieron diferencias significativas en cada fecha de muestreo.

La liberación de nutrientes de las raíces finas en descomposición no varió significativamente entre bosque primario y bosque silvopastoril, para ningún nutriente estudiado (Figura 2). En el caso



del N, se observó inmovilización durante el primer período de descomposición y una liberación recién a partir de los 820 días. Al final del período de descomposición, la masa remanente aún contenía cerca de un 80% del contenido inicial del N (Figura 2 A). Un patrón diferente fue observado para el caso del P, el cual fue liberado en alta proporción desde el inicio, quedando con un 40-50% del contenido inicial después de 60 días, para luego continuar liberándose con una tasa un poco más desacelerada (Figura 2 B). El patrón seguido por Ca fue de inmovilización al inicio, liberación a los 290 y 380 días y luego otro período de inmovilización desde los 475 días hasta el final (Figura 2 C). Por último, K presentó una alta liberación desde el inicio (60%) y solo un 20-30% del K inicial fue retenido en las raíces al final del período de descomposición (Figura 2 D).

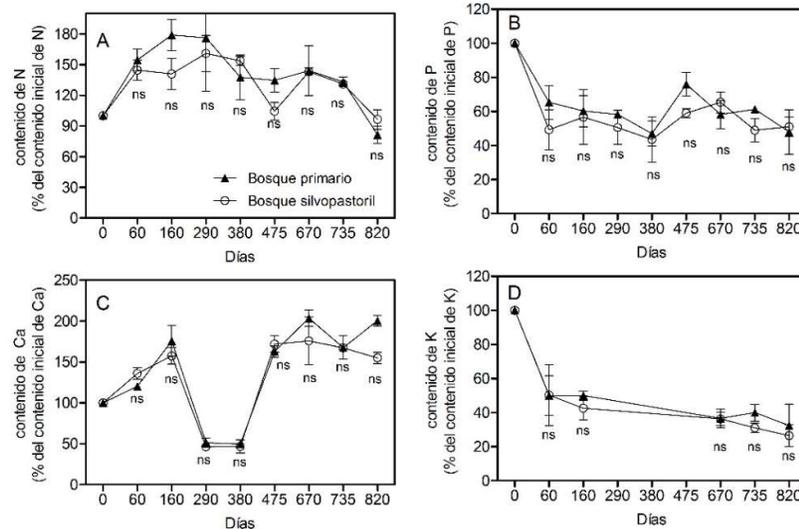


Figura 2. Dinámica de liberación de N, P, Ca y K (A, B, C y D) en raíces de ñire (*Nothofagus antarctica*) en bosques primarios y bajo uso silvopastoril al sur de la provincia de Santa Cruz. Las barras verticales indican el error estándar de la media, ns indica que no hubo diferencias significativas.

DISCUSIÓN

Actualmente no existen estudios previos que hayan evaluado la descomposición de raíces finas de ñire. Los valores encontrados en este estudio (77-88 % de masa remanente al final del período) fueron similares a los informados para raíces finas (< 3 mm) de *Fagus sylvatica* en bosques de Alemania (Scheu y Schauer mann 1994) y para bosques de *Picea abies* al este de Finlandia (Palviainen et al. 2004). Con respecto a la dinámica de liberación de nutrientes, si bien existen algunos estudios de descomposición de hojarasca en especies de *Nothofagus* (Decker y Boerner 2006; Bahamonde et al. 2012; Moretto y Martínez Pastur 2014), la información existente de descomposición de raíces es escasa. En el presente estudio, observamos diferentes patrones de liberación durante el período de descomposición según cada nutriente en particular: N fue inmovilizado mientras que P y K fueron liberados desde el inicio del período de descomposición. Por su parte, Ca presentó un período inicial de inmovilización seguido por liberación y luego de nuevo inmovilización. En este sentido, nuestros resultados son concordantes con Hobbie et al. (2010), quienes encontraron que la mayoría de las



especies de árboles en Polonia presentaban inmovilización inicial de N. Asimismo, Diehl et al. (2003) informaron que el N es el nutriente más limitante en los bosques de *Nothofagus*, con lo cual es de esperarse que los microorganismos lo inmovilicen por ser también limitante para ellos. Con respecto al P, distintos autores han informado ambos patrones en la descomposición de raíces según diferentes especies y sitios: inmovilización y liberación (i.e. Ostertag y Hobbie 1999; Bachecha et al. 2016), con lo cual, el proceso que predomina puede estar relacionado con la calidad del sustrato a descomponer, su presencia en el suelo y/o las características de los microorganismos actuantes. Algo a destacar es los *Nothofagus* presentan asociaciones con ectomicorrizas, (Diehl et al., 2008) las cuales podrían estar ayudando a que este nutriente no sea tan limitante en estos suelos y se promueva su liberación. Para el caso del Ca, nuestros resultados son concordantes con diversos autores que también han informado un patrón de dos fases en la dinámica de este nutriente para detritos aéreos en bosques templados fríos: con una fase de incremento (inmovilización) inicial, seguido por una fase de liberación más tardía (Berg et al. 1987; Laskowski et al., 1995; Osono y Takeda 2004). A pesar de que existen diferencias entre los detritos aéreos y subterráneos, este patrón también se aplicaría para raíces en descomposición de ñire. Por último, K fue el único nutriente que mostró altas tasas de liberación desde el inicio del estudio. Esto es concordante con distintos trabajos que muestran este mismo patrón para diferentes sitios y especies (Laskowski et al. 1995; Osono y Takeda 2004), dado que este nutriente no forma componentes estructurales sino que existe en solución dentro de las células de las plantas, con lo cual, el K es altamente móvil y por lo tanto lixiviado rápidamente desde los detritos en descomposición (Osono y Takeda 2004).

Con respecto al uso del bosque, no se pudo corroborar la hipótesis propuesta que decía que, al igual que lo informado para descomposición de hojarasca por otros autores, "existiría una mayor tasa de descomposición de raíces en el sistema silvopastoril comparado con el bosque primario". Contrariamente, en este estudio se observó que tanto para la descomposición de raíces finas como para la dinámica de liberación de los nutrientes estudiados, no se encontraron diferencias significativas según el bosque sea primario o esté bajo uso silvopastoril. Pareciera que las bajas temperaturas fueron el principal factor determinando la tasa de descomposición de las raíces finas de ñire en los sitios estudiados, ya que los cambios microclimáticos derivados por la apertura del dosel superior (principalmente luz) en los rodales bajo uso silvopastoril no determinaron cambios respecto al bosque sin intervenir. Estos resultados en parte concuerdan con Carrera et al. (2008) quienes informaron que el disturbio del pastoreo afectó la descomposición aérea de gramíneas pero no afectó los procesos de descomposición de raíces en pastizales de Patagonia Norte. Asimismo, estos resultados indicarían que, si bien las variaciones microclimáticas detectadas en los BSP por Bahamonde et al. (2009) y que si afectaron la descomposición de detritos aéreos, no tuvieron influencia en los procesos de descomposición subterránea.

Bibliografía

Aerts, R., Chapin, F. S. 2000. The mineral nutrition of Wild plants revisited: A Re-evaluation of Processes and Patterns. *Advances in Ecological Research*, 30: 1-67.

Bahamonde, H. A., Peri, P.L., Martínez Pastur, G., Lencinas, M. V. 2009. Variaciones microclimáticas en bosques primarios bajo uso silvopastoril de *Nothofagus antarctica* en dos calidades de sitio en Patagonia Sur. *Actas 1º Congreso Nacional Silvopastoril*. Posadas, Misiones, 14-16 de Mayo de 2009.



- Bacheга, L. R., Bouillet, J. P., de Cássia Piccolo, M., Saint-André, L., Bouvet, J. M., Nouvellon, Y., Laclau, J. P. 2016. Decomposition of *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium* leaves and fine roots in tropical conditions did not meet the Home Field Advantage hypothesis. *Forest Ecology and Management*, 359, 33-43.
- Bahamonde, H. A., Peri, P. L., Alvarez, R., Barneix, A., Moeretto, A., Martínez Pastur, G. 2012. Litter decomposition and nutrient dynamics in *Nothofagus antarctica* forests under silvopastoral use in Southern Patagonia. *Agroforestry systems*, 84: 345-360.
- Berg, B., Staaf, H., & Wessen, B. 1987. Decomposition and nutrient release in needle litter from nitrogen-fertilized scots pine (*Pinus sylvestris*) stands. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 2(1-4), 399-415.
- Bontti, E. E., Decant, J. P., Munson, S. M., Gathany, S., Przeslowska, A., Haddix, M. L., Owens, S., Burke, I. C., Parton, W. J., Harmons, M. E. 2009. Litter decomposition in grasslands of central North America (US Great Plains). *Global Change Biology*, 15: 1356-1363.
- Bowen, G.D. 1984. Tree roots and the use of soil nutrients. Pp. 147-179 en: Bowen, G.D., Nambiar, E.K.S. (Eds.), *Nutrition of Plantation Forest*, Academic press, London.
- Caldentey, J. 1992. Acumulación de nutrientes en rodales naturales de lenga (*Nothofagus pumilio*) en Magallanes, Chile. *Ciencias Forestales*, 8: 19-25.
- Caldentey, J., Ibarra, M., Hernández, J., 2001. Litter fluxes and decomposition in *Nothofagus pumilio* forests stands in the region of Magallanes, Chile. *Forest Ecology and Management*, 148: 145-157.
- Decker, K. L., Boerner, R. E. 2006. Mass loss and nutrient release from decomposing evergreen and deciduous *Nothofagus* litters from the Chilean Andes. *Austral ecology*, 31(8), 1005-1015.
- Diehl, P., Mazzarino, M.J., Funes, F., Fontenla, S., Gobbi, M., Ferrari, J. 2003. Nutrient conservation strategies in native Andean - Patagonian forest. *Journal of Vegetation Science*, 14: 63-70.
- Diehl, P., Mazzarino, M. J., Fontenla, S. 2008. Plant limiting nutrients in Andean-Patagonian woody species: Effects of interannual rainfall variation, soil fertility and mycorrhizal infection. *Forest Ecology and Management*, 255: 2973-2980.
- Dornbush, M. E., Isenhardt, T. M., Raich, J. W. 2002. *Quantifying fine root decomposition: an alternative to buried litterbags*. *Ecology*, 83: 2985-2990.
- Frangi, J. L., Barrera, M. D., Puigdefábregas, J., Yapura, P. F., Arambarri, A. M., Richter, L. L., 2004. *Ecología de los bosques de Tierra del Fuego*, en Arturo, M., Frangi, J., Goya, J., (Eds.) *Ecología y Manejo de los Bosques de Argentina*. Editorial de la Universidad Nacional de la Plata.
- Frangi, J.L., Barrera, M.D., Richter, L.L., Lugo, A.E. 2005. Nutrient cycling in *Nothofagus pumilio* forest along an altitudinal gradient in Tierra del Fuego, Argentina. *Forest Ecology and Management*, 217: 80-94.
- Gargaglione, V., Peri P. L., Rubio, G. 2013. Partición diferencial de nutrientes en árboles de *Nothofagus antarctica* creciendo en un gradiente de calidades de sitio en Patagonia Sur. *Bosques* 34 (3): 291-302.
- Gordon, W. S., Jackson, R. B. 2000. Nutrient Concentration in fine roots. *Ecology*, 81 (1): 275-280.
- Hobbie, S. E., Oleksyn, J., Eissenstat, D. M., & Reich, P. B. 2010. Fine root decomposition rates do not mirror those of leaf litter among temperate tree species. *Oecologia*, 162(2), 505-513.
- Jackson, R. B., Mooney, H. A., Schulze, E. D. 1997. A global budget for fine root biomass, surface area, and nutrient contents. *Proceeding of the National Academy of Sciences, USA* 94: 7362-7366.
- Killingbeck, K. T. 1996. Nutrients in senesced leaves: keys to the search for potential resorption proficiency. *Ecology*, 77: 1716-1727.
- Larreguy, C., Carrera, A. L., Bertiller, M. B. 2012. Production and turnover rates of shallow fine roots in rangelands of the Patagonian monte, Argentina. *Ecology Research*, 27: 61-68.
- Laskowski, R., Niklińska, M., Maryański, M. 1995. The dynamics of chemical elements in forest litter. *Ecology*, 1393-1406.
- Moretto, A., Martínez Pastur, G. 2014. Litterfall and leaf decomposition in *Nothofagus pumilio* forests along an altitudinal gradient in Tierra del Fuego, Argentina. *J. FOR. SCI*, 60(12), 500-510.
- Palviainen, M., Finér, L., Kurka, A. M., Mannerkoski, H., Piirainen, S., Starr, M. 2004. Decomposition and nutrient release from logging residues after clear-cutting of mixed boreal forest. *Plant and soil*, 263(1), 53-67.
- Osono, T., Takeda, H. 2004. Potassium, calcium, and magnesium dynamics during litter decomposition in a cool temperate forest. *Journal of Forest Research*, 9(1), 23-31.
- Ostertag, R., Hobbie, S. E. 1999. Early stages of root and leaf decomposition in Hawaiian forests: effects of nutrient availability. *Oecologia*, 121(4), 564-573.



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

Peri P.L., Ormaechea, S. 2013. Relevamiento de los bosques nativos de ñire (*Nothofagus antarctica*) en Santa Cruz: base para su conservación y manejo, 88 pp. Ediciones INTA, Buenos Aires. ISBN 978-987-679-219-6.

Rao, I. M., Plazas, C., Ricaurte, J. 2001. Root turnover and nutrient cycling in native and introduced pastures in tropical savannas. En: Horst W, Schenk, M K, Burkert A, Claassen N, Flessa H, Frommer W. B., Goldbach, H.E., Olf H.W, Römheld V., Sattelmacher B., Schmidhalter U, Schubert S, von Wirén N., Wittenmayer L. (eds). Plant nutrition: food security and sustainability of agro-ecosystems. Springer, New York, pp 976–977.

Scheu, S., Schauer mann, J. 1994. Decomposition of roots and twigs: effects of wood type (beech and ash), diameter, site of exposure and macrofauna exclusion. *Plant and Soil*, 163(1), 13-24.

Son Y, Hwang J. H. 2003. Fine root biomass, production and turnover in a fertilized *Larix leptolepis* plantation in central Korea. *Ecological Research*, 18: 339–346.

Veblen, T.T., Donoso, C., Kitzberger, T., Rebertus, A.J. 1996. Ecology of southern Chilean and Argentinean *Nothofagus* forests. Pp. 293–353 En: Veblen, T., Hill, R., Read, J. (Eds.). *The Ecology and Biogeography of Nothofagus Forests*, Yale University Press, New Haven.



'CONDICIÓN DE REFERENCIA' DE LA VEGETACIÓN NATIVA TIPO 'BOSQUE' Y SU APLICACIÓN EN EL MANEJO SILVOPASTORIL, REGIÓN CHAQUEÑA, ARGENTINA

REFERENCE CONDITION OF THE 'FOREST' TYPE OF NATIVE VEGETATION AND ITS APPLICATION ON SILVOPASTORAL MANAGEMENT, CHACO REGION, ARGENTINA

Kunst, Carlos (1); Sandra Bravo (2); Darío Coria (1); Roxana Ledesma (1); Juana López (1), Gabriela Barraza (1); Marcelo Navall (1); José Godoy (1); Víctor Navarrete (1)

⁽¹⁾ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Agropecuaria Santiago del Estero, Jujuy 850 (G4200CQR) Santiago del Estero ARGENTINA. Email: kunst.carlos@inta.gob.ar

⁽²⁾ Cátedra de Botánica, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero, Belgrano 1950 (S), Santiago del Estero, ARGENTINA.

Resumen

Nuestro objetivo fue describir atributos cuantitativos de la 'condición de referencia' de la vegetación nativa tipo 'bosques' del Chaco y compararla mediante técnicas estadísticas con otras tres comunidades leñosas de la región en diferente condición de uso. La 'referencia' se seleccionó en el Campo Experimental INTA EEA Santiago del Estero, y no posee antecedentes de perturbación antrópica en los últimos 70 años (≈ 1950). Las otras comunidades están ubicadas en campos privados y fueron aprovechadas mediante extracción forestal y ganadería. En el terreno, se empleó el método de T registrándose los siguientes atributos: especies de árboles y arbustos, Dap (cm, árboles) y diámetro de copa (arbustos, cm). Se calculó la composición botánica y densidad de árboles, la riqueza y la diversidad de especies. Se efectuó ordenamiento mediante el método de Bray y Curtis, y se confeccionaron histogramas de Dap (clases = 10 cm) y la referencia presentó una estructura unimodal (curva normal, $p < 0,26$, test de Shapiro-Wilk), con baja frecuencia de individuos con Dap < 20 cm, Dap máximo muestreado 59 cm, dominancia de *Schinopsis lorentzii* y *Aspidosperma quebracho blanco* en el estrato arbóreo y de *Celtis ehrenbergiana* en el arbustivo; en áreas con 500-600 mm de lluvia acompañado por *Acacia gilliesii* y *Capparis atamisquea*, y en áreas con lluvias > 600 mm por *Acacia preaecox*. En las otras comunidades los histogramas de Dap fueron unimodales no normales, o sesgadas hacia los individuos con menor diámetro, aumentó la frecuencia de *A. quebracho blanco*, y el promedio de Dap fue 10-15 cm menor que en la referencia. Se analizaron las implicancias de estos resultados en la restauración y/o rehabilitación mediante sistemas silvopastoriles en establecimientos privados del Chaco.

Palabras clave: condición de referencia, manejo, estructura Dap, bosque, Chaco

Abstract

Our purpose was to describe the quantitative attributes of the 'reference condition' of the 'forest' type of native vegetation of the Chaco, and to compare it using ecological statistical techniques with other three woody communities of the region to assess changes. The reference condition was selected in the INTA EEA Santiago del Estero Experimental Ranch, presenting no anthropic disturbances in the last 70 years, while the other communities were located in private ranches and have been under livestock grazing and timber operations for several years. Field data were gathered using the T-square sampling method and the following attributes were sampled: tree and shrub species, DBH (cm, trees), and canopy diameters (cm, shrubs). In the lab we estimated botanical composition and density of the tree and shrub layers. Samples were ordered using the Bray and Curtis method, and we built DBH histograms (bin = 10 cm) for each community. Species diversity was estimated using richness and the Shannon index. The reference presented an unimodal, normal DBH structure ($p < 0,26$, Shapiro-Wilk test), with low frequency of individuals DBH < 20 cm, maximum DBH sampled



≈ 59 cm, dominance of *Schinopsis lorentzii* and *Aspidosperma quebracho blanco* in the tree layer. In the shrub layer, *Celtis ehrenbergiana* dominate, and is accompanied by *Acacia gilliessi* and *Capparis atamisquea* in areas with 500-600 mm rainfall, while *Acacia praecox* appears in areas with rainfall gtl n the other communities mean DBH was smaller than in the reference. Implications for restoration and rehabilitation of Chaco forests are discussed.

Key words: reference condition, managment, DBH structure, forest, Chaco.

INTRODUCCIÓN

La Ley Nacional 26331 'Presupuestos mínimos de protección ambiental de bosques nativos' (2006) causó a partir de su promulgación y aplicación un profundo impacto sobre la toma de decisiones productivas agronómicas y forestales de los ecosistemas argentinos denominados genéricamente 'bosques'. Este hecho fue especialmente cierto en la región chaqueña, donde se encuentra el 60 % de la vegetación nativa considerada 'bosque nativo' del país. En la práctica, se presentan varios problemas en la aplicación de la citada Ley, entre ellos: (a) más allá de la simple presencia de árboles, no existe para la región chaqueña una descripción cuantitativa de los atributos y/o criterios (ej. composición botánica, diversidad, área basal, etc.) que sirvan para caracterizar un 'bosque nativo' (en adelante 'bosque'), y (b) se hace referencia al carácter del 'bosque', sin definir a este concepto claramente desde un punto de vista técnico-formal. Las características de un 'bosque' tales como composición botánica, estructura, área basal, etc., deben ser establecidas de manera cuantitativa y dentro de rangos aceptables de variabilidad espacial y temporal, para poder diagnosticar, si por ej. un sistema de aprovechamiento 'silvopastoril' produce cambios compatibles con la sustentabilidad del 'bosque'. La descripción cuantitativa y empleo de una 'condición de referencia' (es decir, estado de conservación/producción/servicios ecosistémicos deseados) en el desarrollo y evaluación de prácticas de rehabilitación y restauración de ecosistemas es una información básica para poder *comparar* la referencia con la condición o estado actual y así diagnosticar diferencias entre comunidades. Esta metodología de comparación es usada en muchas disciplinas ligadas a la ecología y manejo de ecosistemas para cuantificar cambios y establecer si los mismos son positivos o negativos para el componente vegetal del ecosistema (Holechek et al., 1989, Stoddart et al., 2006, Keane et al., 2011, Suganuma et al. 2014, Rosenfield y Muller, 2017, Battaglia et al., 2018).

En la región chaqueña existe escasa información sobre datos cuantitativos de composición botánica, área basal y otros atributos de las comunidades leñosas ubicadas en sitios ecológicos altos ('bosques') con el enfoque de comunidad de referencia. La 'Guía de Prácticas Recomendables para Sistemas Silvopastoriles' (Kunst et al., 2015) hace mención de la necesidad de esa información. Bonino y Araujo (2005), Araujo et al., (2007, 2008) y Cid Lendínez (2010, 2013) presentan datos estructurales y silviculturales de 'bosques' del Chaco en su porción árida y semiárida, pero comparan cambios dinámicos en la comunidad estudiada consigo misma a través del tiempo. El presente trabajo tiene como objetivo aportar una descripción cuantitativa sobre la 'condición de referencia' del 'bosque' de la región chaqueña. Se estudiaron la composición específica y estructura de clases diamétricas un 'bosque' con escasa perturbación antrópica. Luego, se efectuaron comparaciones de estas características entre la referencia con otras comunidades de 'bosque' ubicadas en distintos sectores de Santiago del Estero. Posteriormente, se analizaron las implicancias de esos cambios en el manejo de sistemas silvopastoriles y con los requisitos exigidos por las leyes nacionales y provinciales.



MATERIAL Y MÉTODOS

Selección y muestreo de comunidades. Las características de clima y suelos se presentan en la Tabla 1. **(A) Referencia.** El criterio utilizado para su selección fue el concepto de 'condición con disturbio antrópico mínimo', que enfatiza los cambios antropogénicos de una comunidad (Stoddart et al., 2006). Se tuvo en cuenta además la fisiografía local a escala cartográfica < 1:50.000 y abundancia de ciertas especies (Bucher 1982, Morello y Saravia Toledo 1959, Adámoli et al., 1972, Kunst et al., 2006). En base a imágenes remotas y experiencia personal, se seleccionaron 4 isletas en el Campo Experimental 'F. Cantos' que presentaban un '*bosque*' típico de sitios ecológicos altos y en los que no se había realizado aprovechamiento forestal y muy poco pastoreo en los últimos 70 años (Fig. 1). La forma del '*bosque*' es alargada, con eje central sentido NO-SE. A fin de delimitar con mayor precisión las isletas de leñosas se realizó una clasificación no supervisada de una imagen Sentinel 2A tomada el 21/5/2017, path row 20JLQ, para crear 5 agrupamientos espectrales (clusters). Estos fueron asociadas mediante 'verdad de tierra' a las siguientes clases: suelo desnudo, abra o sabana, arbustales y bosques. **(B) Otras comunidades.** Para seleccionar las mismas se tuvieron en cuenta Planes de Producción y Subsidios para Bosque Nativo presentados por establecimientos privados, denominados 'Af', 'Es' y 'Pu', respectivamente. Además de las características enunciadas anteriormente, se efectuó fotolectura y fotointerpretación de imágenes remotas para delimitar las comunidades leñosas, utilizándose en este trabajo las transectas ubicadas dentro de lo posible en áreas localmente 'altas' debido a que los límites entre sitios ecológicos no se distinguían con claridad.

Tabla 1. Características de clima y suelos de las comunidades de leñosas estudiadas. Información extraída de Angueira et al. (2007). MO = Materia orgánica, CE: Conductividad eléctrica 0-15 cm.

Establecimiento	Precipitación (mm)	Subunidad Geomorfológica	Grupo/Serie de Suelos	Textura	MO (%)	CE (dS*m ⁻¹)
Referencia	560	Bajada distal de sierra de Guasayán	La María	Franca	2-3	< 1
Es	540	Paleollanura del río Salado	Torrifluventes típicos	Franco-arenosa	2,5-3	1-3
Af	700	Llanura anegable	Haplustoles énticos y salortídicos	Limoso	3-6	0,5-1,5
Pu	750	Planicie residual del río Salado	Haplustoles típicos	Franco-arcillosa	2,9	--

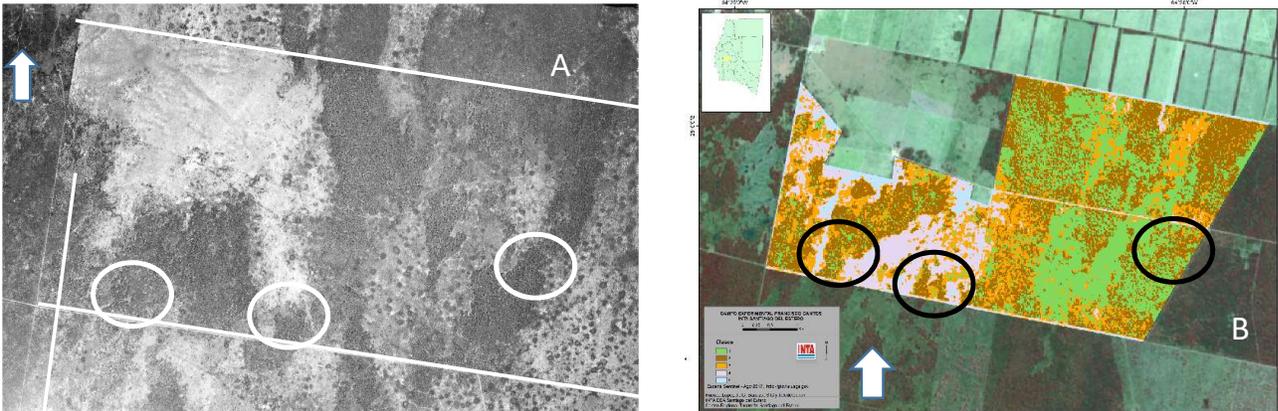


Figura 1. Comunidad de referencia de 'bosque' en el Campo Experimental 'La María', INTA EEA Santiago del Estero. A. Foto aérea Instituto Geográfico Militar, aprox. 1968, escala original 1: 20.000. B. Imagen satelital Sentinel, año 2017. En círculos, áreas muestreadas. Líneas continuas blancas indican perímetro del establecimiento

Trabajo de campo. En todos los casos se utilizó el método de T (Borges Silva et al., 2017), con número de estaciones ≥ 10 por transecta, 20 m entre estaciones, largo de transecta = 200 m, > 2 transectas por comunidad leñosa. En cada estación de muestreo se registraron: (a) distancias x e y (m) para árboles y arbustos; (b) Dap (cm) para árboles a 1,3 m del suelo; (b) diámetros de copa (m) para especies arbustivas; (c) presencia de herbáceas y cobertura de mantillo en forma visual en un $\frac{1}{4}$ m² centrado en cada estación de muestreo. No se fijó un umbral mínimo para el Dap: todos los individuos a partir de 0,5 cm de diámetro fueron registrados. Si la altura de los individuos < 1,3 m, se registró el diámetro de la corona (Dac). El carácter de árbol de cada especie se extrajo de bibliografía sobre botánica sistemática.

Laboratorio. Se calculó la densidad*ha⁻¹ de árboles y arbustos, área basal (m²*ha⁻¹) de árboles, y composición botánica de ambos estratos (%) de acuerdo con las fórmulas de Krebs (1999) y Bonham (1989). Se graficó mediante un histograma la estructura de Dap/Dac de todas especies de árboles por establecimiento utilizando intervalos de clase de 10 cm, de acuerdo con lo sugerido por la Dirección de Bosques y Fauna de Santiago del Estero (DBF, comunicación personal). Se evaluó el patrón de distribución de árboles mediante el test de Hines (Krebs 1999). En cada caso, las transectas fueron consideradas como repeticiones, por lo tanto, estiman la variabilidad natural de los 'bosques'. La lista de atributos para caracterizar la referencia se adaptó de Diamond (1998), Wirth et al. (2009) y Hanberry et al. (2018).

Análisis estadísticos. Se realizó un ordenamiento de las comunidades por el método de Bray y Curtis en 3 ejes, empleando el índice de similitud de Sorensen (McCune y Grace, 2002). Este análisis permite establecer diferencias ('distancias') entre comunidades en el espacio definidos por los atributos utilizados para describirlas (Ludwig y Reynolds 1988). Los atributos considerados fueron densidad total promedio de árboles y arbustos, composición botánica (frecuencia de especies por estrato ~ abundancia) y número de individuos por intervalo de Dap/Dac. Especies con frecuencia < 5 % no fueron incluidas. Los datos se relativizaron antes del análisis en función del promedio y la



desviación standard. Los grupos para el ordenamiento de comunidades estuvieron compuestos por las transectas dentro de cada comunidad. La significancia de la similitud de atributos entre las mismas se evaluó mediante los análisis MRPP y ANOSIM (McCune y Grace, 2002). Para reconocer con mayor precisión las especies asociadas a cada estado se empleó el método 'Indicator Species Analysis, ISA, McCune y Grace, 2002). Los histogramas de Dap de la referencia y de las comunidades de establecimientos privados fueron comparadas con distribuciones normal, Weibull y 'J' invertida, que matemáticamente es una función exponencial negativa (Rubin et al., 2006). La bondad de ajuste a una distribución teórica fue evaluada mediante los tests de Kolmogorov-Smirnoff (KS) y/o Shapiro-Wilf (W_n , SAS Studio, 2018). Para este análisis los datos de Dap provienen de todas las transectas por comunidad. La igualdad entre las distribuciones de Dap se evaluó mediante el test de χ^2 . Se calculó la riqueza y el índice de diversidad de Shannon, empleando frecuencia de especies de árboles y arbustos (Hammer et al., 2001). Para cálculos matemáticos y estadísticos se emplearon los paquetes SAS (SAS Studio, 2018), PAST versión 3.20 (2018, Hammer et al., 2001) y PCORD 5 (McCune y Grace, 2002). Se empleó un $\alpha = 0,05$ para los análisis estadísticos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La clasificación no supervisada de la imagen remota del Campo Experimental generó 5 unidades: los 'bosques' se distinguen por su color oscuro (Fig. 1). En el resto de los establecimientos los 'bosques' se distinguieron principalmente por su color oscuro y la ubicación topográfica local. En las 4 ubicaciones se evaluaron un total 624 árboles y arbustos en cada estrato de distintas especies y tamaños

Ordenamiento. El eje 1 explicó el 47 %, el eje 2 el 12,45 % y el 3 un 11,08 %; lo que representa el 70 % de la variación total en los datos. La referencia y las tres comunidades leñosas evaluadas se identifican claramente en el gráfico (Fig. 2). La hipótesis que las 4 comunidades leñosas poseen la misma 'composición' de atributos fue rechazada por los test MRPP ($T = -8.04$, $p < \delta = 0,000$) y ANOSIM ($p < 0,0001$). Las variables que explican estas diferencias se asocian al primer eje de manera negativa, y son la abundancia de *Schinopsis lorentzii* (Griseb.) Engl. (quecol) y la frecuencia de individuos Dap = 40,1-50 cm (Fig. 2). En base a los antecedentes de campo e información calificada, el eje 1 se identificó como un gradiente de clima, suelos y uso de la vegetación leñosa, teniendo en cuenta que la precipitación y la extracción de madera aumentan hacia la derecha. El eje 2 se asoció al incremento en la frecuencia de individuos con Dap = 0-10 cm Clase1, Fig. 2), y al aumento de salinidad en el suelo (presencia de *Mimozyanthus carinatus* (Griseb.) Burkart, lata, Fig. 2).

Distribución diamétrica. El histograma de Dap (\approx estructura) es una representación muy potente para describir un stand de árboles (Pond y Froese, 2015) y se utiliza como sustituto de la tabla de vida de una comunidad arbórea para evaluar su dinámica y sustentabilidad, a pesar de los riesgos que implica interpretar una tabla de vida estática (Bailey y Dell, 1972, Johnson et al., 1994, Siipilehto y Siitonen, 2004, Rubin et al., 2006). La hipótesis de igualdad en la distribución de Dap entre comunidades fue rechazada ($\chi^2 = 42,6$, $p = 0,00005$). En la referencia el histograma se ajustó a una función normal (Fig. 3; $W = 0,98$; $p < W = 0,26$, test de Shapiro-Wilk). En las otras comunidades, la hipótesis de normalidad fue rechazada en todos los casos. Visualmente, se observa unimodalidad, especialmente en Af. La distribución diamétrica no se ajustó a una 'J' invertida en ningún caso,



aunque la distribución de Dap en las estancias Pu y Es están sesgadas hacia los Dap más pequeños (Fig. 3). El Dap promedio en la referencia (≈ 36 cm) es mayor que en las otras comunidades (entre 23 - 17 cm, respectivamente). Esta diferencia sugiere que la referencia sería mucho más 'vieja' que las otras 3 comunidades, que parecen ser de más reciente establecimiento, y de acuerdo a informaciones de los propietarios, han estado sujetas a perturbaciones en el pasado. Un postulado silvicultural básico es que la presencia de una gran proporción de juveniles en relación con adultos es evidencia de una comunidad sustentable (Souza, 2007). Este hecho se manifiesta si el histograma de Dap es 'J' invertida, con un sesgo hacia los individuos jóvenes, circunstancia que se interpreta como que existe reproducción y establecimiento de nuevos ejemplares. Por otra parte, si la distribución de Dap se ajusta a curva normal, se interpreta que no existe 'ingreso' de individuos jóvenes ($\text{Dap} < 10$ cm) a la comunidad. Este hecho puede atribuirse a distintas razones: competencia por luz y espacio, falta de reclutamiento a partir de semillas y/o establecimiento, ausencia de perturbaciones que disminuyan la competencia y faciliten el crecimiento de otros, etc. Sin embargo, este hecho puede ser producto de que los individuos con $\text{Dap} > 25$ cm han sido aprovechados. Existe muy poca información publicada sobre la estructura de Dap de las comunidades leñosas chaqueñas y de las funciones matemáticas que podrían utilizarse para modelarlas. Cid Lendínez (2010) informó que la estructura de un bosque chaqueño con *S. lorentzii* y *Aspidosperma quebracho blanco* Schltldl. como especies dominantes, dentro de la misma área de estudio donde seleccionó la referencia, estuvo representada por una curva unimodal en 1956 y que 30 años después pasó a una estructura de 'J' invertida luego de un aprovechamiento forestal. Se debe tener en cuenta que Cid Lendínez (2010) utilizó un intervalo de clase = 5 cm para representar la estructura. De manera similar, Bonino y Araujo (2006) informaron que la estructura de un bosque primario dominado por *A. quebracho blanco* en el Chaco árido presentó una forma unimodal asimétrica cuando está sin aprovechamiento, pasando a ser 'J' invertida cuando el 'bosque' se aprovecha. A nivel internacional, existe una controversia sobre que función matemática mejor representa la estructura de las comunidades leñosas tipo 'bosque' (Kerr y O'Hara 2000, Westphal, 2006, Pond y Friese 2015).

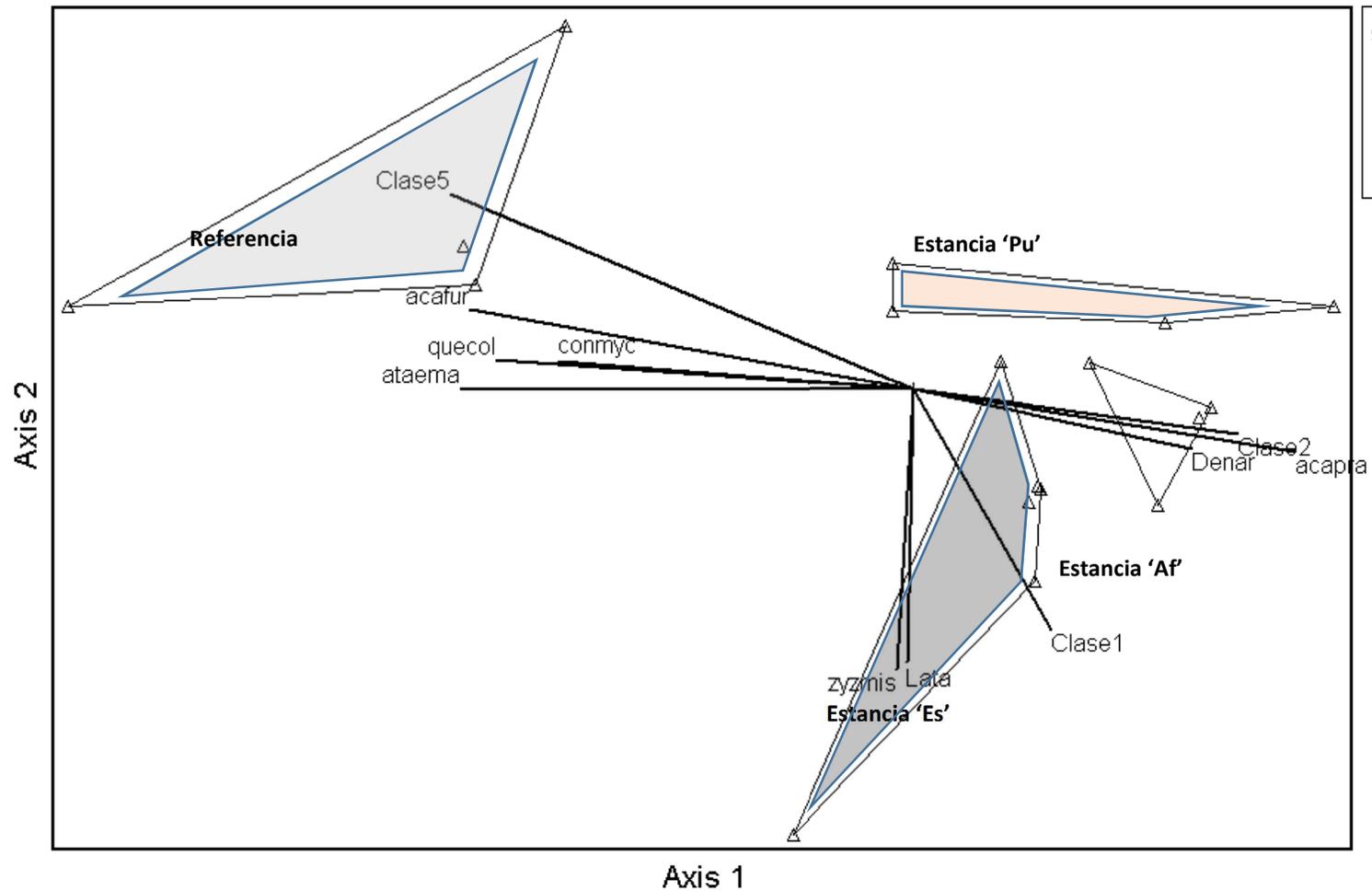


Figura 2. Ordenamiento de comunidades leñosas en el espacio de atributos, método de Bray y Curtis (McCune y Grace, 2002, Ludwig y Reynolds, 1988). Hacia la izquierda se ubica la referencia y hacia la derecha las comunidades de 'bosque' en establecimientos privados. Las rectas indican atributos con correlaciones $\geq 40\%$ con relación a los ejes (coeficiente de Kendall).

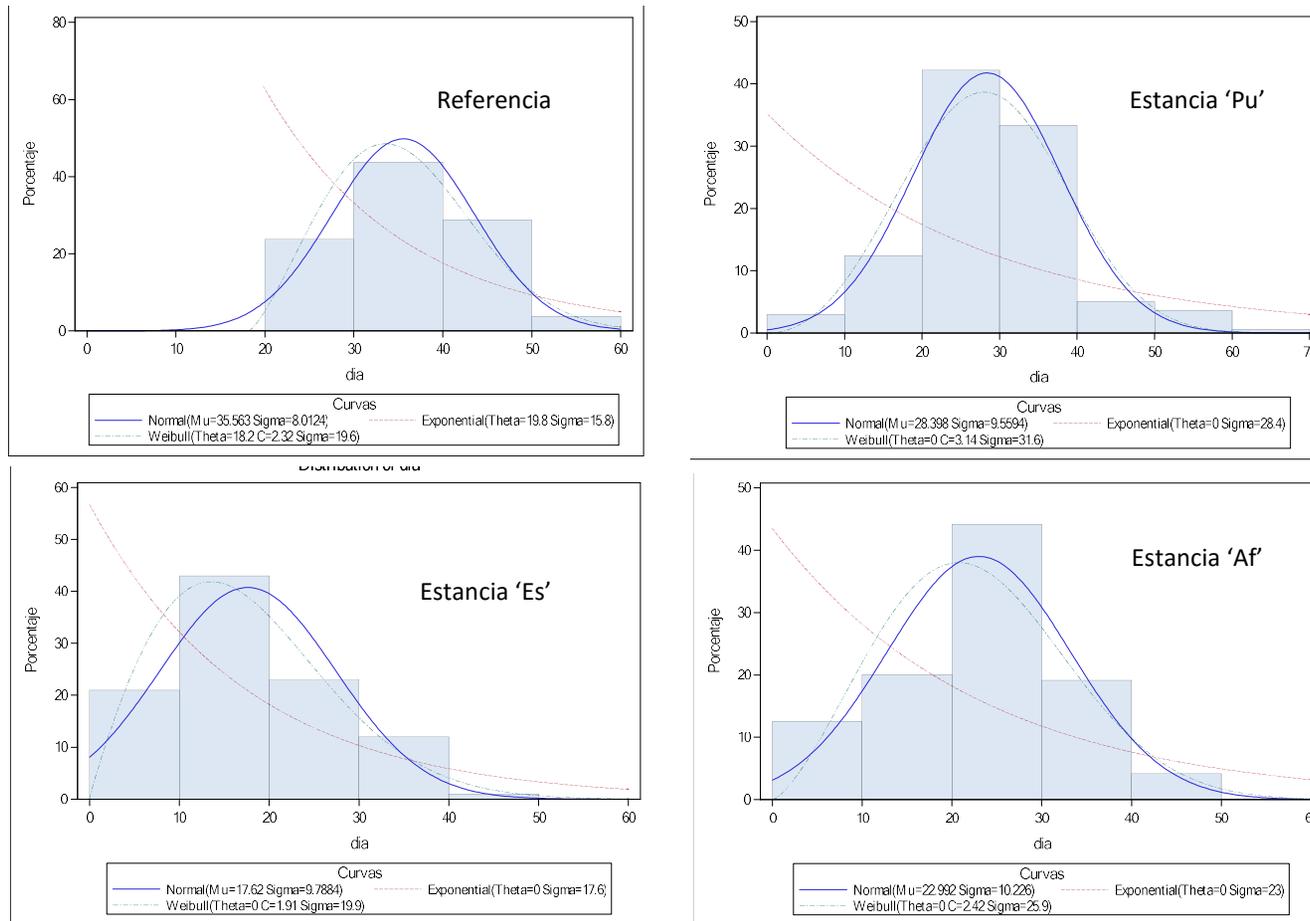


Figura 3. Distribuciones diamétricas de comunidades de 'bosque' evaluadas en el Campo Experimental y establecimientos privados, y funciones que ajustan a las mismas.



Composición botánica. Las especies indicadoras de la referencia (Tabla 2), según el análisis ISA fueron *S. lorentzii* ($p = 0,0016$, frecuencia $> 50\%$), *Acacia gilliesi* ($p = 0,0020$) y *C. atamisquea*. ($p = 0,005$). En las otras comunidades, más aprovechadas, *A. quebracho blanco* es indicadora ($p = 0,10$), con frecuencias $> 30\%$, acompañada de *A. praecox* ($p = 0,02$) y *Schinus spp* ($p = 0,03$). La presencia de *S. lorentzii* y *A. quebracho blanco* es utilizada para identificar comunidades vegetales nativas tipo 'bosque de dos quebrachos' chaqueño desde antaño (Morello y Saravia Toledo 1959, Cabrera 1994, Tálamo et al. 2010). En la referencia se destaca la ausencia de *P. nigra* y la escasa frecuencia de *Z. mistol*. Aunque se los considera como especies pertenecientes al 'piso medio' de los 'bosques' (Araujo et al., 2007, Cid Lendínez 2010), estas especies han sido consideradas como elementos no originales en el 'bosque' porque son producto de la introducción de la ganadería caprina y bovina debido a sus frutos comestibles (Morello y Saravia Toledo 1959). *C. ehrenbergiana* es una arbustiva dominante y muy abundante, pero sin valor indicador ($p = 0,19$), seguida de *A. gilliesi* en la referencia, con 500-600 mm de precipitación, mientras con precipitación > 600 mm, aumenta la abundancia de *A. praecox*. El incremento de *A. quebracho blanco* ha sido observado en 'bosques' (Cid Lendínez 2010) y podría deberse a distintas causas: abundante producción de semillas, resistencia al pastoreo, presencia de suelos desnudo (hecho que facilita la germinación de la especie, Kunst observación personal). El estrato medio de las comunidades leñosas se ve enriquecido en áreas con mayor precipitación con *P. kuntzei* (itín), y donde se incrementa la sal o el pH básico en el suelo se observa la presencia de *P. ruscifolia* (vinal). La información publicada sobre composición botánica del 'bosque' en la bibliografía local proviene de trabajos de inventario y estudios de crecimiento realizados en el mismo Campo Experimental, donde se recolectaron los datos del presente trabajo (Araujo et al. 2007, 2008; Cid-Lendínez et al., 2013). Las comunidades estudiadas en estos dos últimos casos se diferencian de la referencia por la mayor abundancia de *P. nigra*, *Z. mistol* y otras especies arbustivas, siendo la comunidad es calificada como 'bosque en regeneración' (Araujo et al. 2007, 2008; Cid-Lendínez et al., 2013). La diferencia en composición botánica podría resultar de la mayor modificación antrópica sufrida por este último, o que las comunidades están ubicadas en sitios ecológicos diferentes. Mientras que Araujo et al. (2007, 2009) y Cid-Lendínez (2010, 2013) trabajaron en el 'Valle fluvial actual' (Kunst et al. 1987), la referencia está ubicada en la 'Bajada Distal de la Sierra de Guasayán' (Angueira et al., 2007). **Densidad de árboles y arbustos.** La densidad total promedio de árboles en la referencia se estimó en aprox. 80 individuos*ha⁻¹. En las otras comunidades, la densidad promedio (290 individuos*ha⁻¹) casi triplica la referencia. Cid Lendínez (2010) y Araujo et al., (2007 y 2008) informaron densidades mucho mayores en 'bosques' del mismo Campo Experimental, observándose además un aumento de los individuos jóvenes (Dap ≤ 25 cm). Las diferencias pueden ser causadas por distintas razones: disminución de la frecuencia de fuego en ecosistemas donde este era un factor natural, como en el Chaco, generando el fenómeno denominado 'densificación' (Hanberry y Abrams 2018), distintos sitios ecológicos y protocolos/ métodos de muestreo (ej. inclusión de especies arbustivas en el estrato arbóreo).



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

Tabla 2. Atributos cuantitativos de 'bosques' en la región chaqueña occidental.

Atributo		Comunidades							
		Referencia		Es		Af		Pu	
		Rango	Promedio	Rango	Promedio	Rango	Promedio	Rango	Promedio
Estructura	Densidad árboles(individuos*ha ⁻¹)	45-127	80	55-308	160	428-207	300	224-419	293
	Distribución espacial de individuos (test de Hines)	Agregada		Agregada		Agregada		Agregada	
	Área basal m ² *ha ⁻¹ (promedio)	8		4		14		8	
	Porcentaje Área basal en Dap ≤ 25 cm	14		65		56		65	
	Número de Clases de Dap presentes (intervalo clase 10 cm)	6		5		5		5	
	Dap máximo muestreado (cm)	59		48		48		49	
	Densidad de arbustos (plantas*ha ⁻¹)	1130-12000	5000	1700-3900	2636	1100-21000	8942	5300-8600	6626
Composición botánica (Frecuencia especies > 5%)	Árboles:								
	<i>Schinopsis lorentzii</i> (Griseb) Engl.	50-80	66,25	15-62	35	0-30	15	5-30	19
	<i>Aspidosperma quebracho blanco</i> Schltdl	20-40	31,25	20-70	46	46-90	72	40-80	64
	<i>Ziziphus mistol</i> Griseb.	0-5	2,5	2-40	8	0	0	0	0
	<i>Prosopis nigra</i> (Griseb.) Hieron. var. <i>nigra</i>	0	0	0	0	0	0	5-20	10
	<i>Prosopis kuntzei</i> Harms.	0	0	0	0	0	0	7,5-10	9
	Arbustos:								
	<i>Acacia gilliesii</i> Burkart	5-30	20	0	0	0	0	0	0
	<i>Celtis ehrenbergiana</i> (Klotzsch) Liebm.	0-50	34	17-36	29	40-50	43	25-75	52
	<i>Acacia praecox</i> Griseb.	0	0	10-35	20	0-30	13	20-37	29
<i>Atamisquea emarginata</i> Miers ex Hook. & Arn.	10-40	24	0-25	4	0-10	2.5	0	0	



Área basal. En la referencia se estimó $8 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ en promedio (Tabla 1), magnitud que se encuentra dentro el rango informado por Cid Lendínez et al., (2013) para la zona de estudio. Individuos con $\text{Dap} \leq 25 \text{ cm}$ explicaron solo un 14 % del área basal de la referencia, mientras que en las otras 3 comunidades más del 50 %. Este resultado coincide con el hecho que el mayor Dap promedio se observa en la referencia.

Patrón de distribución. En todos los casos el test de Hines rechazó la hipótesis de que los árboles en la referencia y en las establecimientos estuvieran distribuidas al azar.

Regeneración. La referencia presentó frecuencia casi nula de individuos jóvenes ($\text{Dap} \leq 10 \text{ cm}$). En las otras tres comunidades la frecuencia de dicha clase aumenta, pero solo en la estancia 'Es' la estructura adoptó una forma de 'J' invertida. El incremento de individuos jóvenes en comunidades en detrimento de los de mayor tamaño es un hecho informado en distintos ecosistemas (ej. Fulé et al. 1997) y puede ser causado por distintas razones (ej. aprovechamiento).

Diversidad y riqueza de especies leñosas. El número máximo de especies leñosas observadas en las distintas comunidades fue 9 y el mínimo 4. El índice de Shannon varió entre 1,526 y 1,799. Estas magnitudes son similares a las informadas por Giménez et al., (2011). No se observó diferencia significativa en la magnitud de este índice entre comunidades (test de F, $p < 0,001$). El impacto nulo de diversas formas de aprovechamiento en la diversidad de la flora leñosa del Chaco ha sido informado por Tálamo et al., (2010). La magnitud del índice de Shannon es menor que el informado por Kunst et al., (2012) para sitios ecológicos altos del Chaco, pero se debe tener en cuenta que en el presente estudio solo tuvo en cuenta la diversidad de leñosas.

CONCLUSIONES E IMPLICANCIAS PARA EL MANEJO.

Este es el primer trabajo que se describe un '*bosque*' de la región chaqueña con el enfoque de comunidad de referencia, contra la cual se podrían comparar otros '*bosques*' y evaluar su 'grado de naturalidad' y efectos de prácticas agronómicas de manera cuantitativa. De acuerdo con lo observado en la referencia empleada en este estudio, para que una comunidad leñosa en la región chaqueña sea considerada '*bosque de dos quebrachos*' (*sensu* Cabrera, 1994), la misma debería poseer las siguientes características y magnitudes de los atributos estudiados:

- Sectores localmente altos del paisaje, formados por la divagación de la escorrentía de agua de lluvia y los ríos, y con textura de suelo mediana a gruesa. Material originario variado. Forma alargada, en sentido NE-SO, debido a la pendiente natural y los vientos mas frecuentes, que causan propagación de fuegos en ese sentido.
- El '*bosque*' es una comunidad mixta (más de una especie), irregular en tamaño (Dap) y disetánea (distintas edades).
- Dominancia de *S. lorentzii*, con una frecuencia promedio $\geq 50 \%$ aprox. Es decir, de cada 100 individuos censados, 50 deberían pertenecer a esta especie. La frecuencia de *A. quebracho-blanco* varía entre 30-40 %.



- En el estrato arbustivo, *C. ehrenbergiana* es el arbusto dominante. *A. gilliessi* y *C. atamisquea* son frecuentes en los sectores más áridos, mientras que *A. praecox* es la especie acompañante en sectores más lluviosos.
- La riqueza y diversidad de especies arbóreas es baja con respecto a otras comunidades: especies de árboles de gran altura y gran tamaño (Dap) solo 2, *S. lorentzii* y *A. quebracho blanco*.

La evidencia recogida de este y de los trabajos citados sugiere que el 'bosque' sin perturbaciones antrópicas presentaría una estructura de Dap unimodal, (ej. normal, función Weibull). De acuerdo con la propuesta de uso de. (a) sistema 'Plenter' para manejo de los bosques de Santiago del Estero (Grulke 1993), y (b) distribución 'J' invertida como objetivo (Brassiollo 1993, 2007, DBF, comunicación personal), la 'unimodalidad' sugiere que la comunidad de referencia no sería sustentable debido a la ausencia de regeneración. En el presente estudio, la distribución 'J' invertida se observó en comunidades perturbadas en el pasado (estancias Pu y Es). Este resultado coincide con lo informado en la bibliografía sobre distribución de Dap en otros ecosistemas (Kerr y O'Hara, 2000, Gove et al., 2008). Los resultados obtenidos deben analizarse con cuidado debido a que la forma del histograma de Dap depende del intervalo empleado para estratificación ('clases'), de las superficies muestreadas, especies (ej.: especies de gran altura pueden presentar una estructura de curva normal), escala de delimitación cartográfica (ej. parcela versus paisaje) y estrategia de muestreo (Felfili, 1997 Taubert et al., 2013, Pond y Froese, 2015). Los protocolos para producir histogramas de Dap para 'bosques' deberían enunciarse expresamente para reducir incertidumbre en las conclusiones obtenidas (Pond y Froese, 2015). Otro aspecto a tener en cuenta es la composición botánica, un atributo empleado para identificar sitios ecológicos (Kunst et al. 2006). El aumento de la frecuencia de *A. quebracho blanco* sugiere un alejamiento con respecto a la referencia que podría atribuirse a disturbios como el sobrepastoreo y la ausencia de fuego, de acuerdo a lo indicado por el análisis multivariado. Pero, por otra parte, esta especie posee una gran capacidad de dispersión en áreas abiertas, debido a las características de sus semillas, y es muy resistente al fuego, siendo muy frecuente en sabanas muy degradadas (Kunst et al. 2018). Ello podría indicar que los muestreos fueron realizados en sitios ecológicos de media loma y bajo, con vegetación de parque y sabana, respectivamente, y que se estaría comparando comunidades de referencia no apropiadas. Todos estos hechos indican que los resultados deben ser considerados preliminares y considerados con precaución debido a que los datos de la referencia provienen de una sola ubicación, con características particulares de clima, suelo e historia de uso.

El manejo de la vegetación nativa tipo 'bosque' de la región chaqueña presenta dos enfoques (Kunst et al., 2015): (a) restauración y (b) rehabilitación. El primero significa 'devolver un bosque degradado a su estado original, restableciendo estructura, productividad y diversidad de especies originales (Ruiz Jaen et al., 2005). Ello implica generar un tipo de vegetación similar en sus aspectos cuantitativos a la original ¿Cómo 'encarar' la restauración? La práctica sugerida es 'clausurar' y/o eliminar perturbaciones (Ríos, 2017). Los resultados de este estudio sugieren que con el tiempo, se generaría una comunidad no sustentable de acuerdo con la distribución de Dap observada. En el segundo caso, rehabilitación, el objetivo es productivo e implica manejo en establecimientos privados. De acuerdo con el contexto actual, ello significa manejar la comunidad leñosa para mejorar el hábitat de la ganadería de cría. Un 'sistema' silvopastoril en la región chaqueña requiere de una perturbación para: (a) sembrar pastos, y (b) facilitar accesibilidad mediante el control de



leñosas, especialmente arbustivas (Kunst et al. 2008). Esa perturbación es generalmente mecánica y causa cambios. Los aspectos más importantes del 'bosque' susceptibles de ser cambiados cuantitativamente por prácticas asociadas a la ganadería (ej. perturbaciones mecánicas) son la 'regeneración' de individuos de especies forestales, el número de estratos y la diversidad vegetal, entre otras. En forma contradictoria a lo previsto, la comparación entre comunidades leñosas perturbadas en el pasado y la referencia no sugieren que las mismas no sean sustentables, ya que su estructura sugiere presencia de individuos jóvenes. Estos resultados indicarían que la referencia necesita una perturbación para generar 'espacio' y disminuir competencia que debería manejarse apropiadamente. La cuestión de fondo es la intensidad, severidad y frecuencia de las perturbaciones (Kunst et al. 2008).

Agradecimientos

Este trabajo forma parte del PICTO 0066 "Regímenes de perturbación de bosques nativos y otras comunidades vegetales del Chaco occidental" presentado a la Convocatoria PICTO 2014 Manejo Sustentable de los Bosques Nativos. Se agradece a los Ings. Agrs. Carlos M. E. Kunst (h) y Miguel Nellem por facilitar los datos de campo.

Bibliografía

- Adámoli, J., Neumann, R., Colina, A., Morello, J. 1972. El Chaco aluvional salteño. INTA, Revista de Investigaciones Agropecuarias Serie 3, 9: 165-237.
- Angueira, M., Prieto, D., López, J., Barraza, G. 2007. SIGSE-2. Sistema de información geográfico de Santiago del Estero. INTA EEA Santiago del Estero.
- Araujo, P., Galíndez, M., Iturre, M. 2007. Crecimiento de las especies principales de un bosque en regeneración del Chaco Santiagueño. Quebracho 14: 36-46.
- Araujo, P., Iturre, M., Acosta, V., Renolfi, R. 2008. Estructura el bosque de La María, EEA INTA Santiago del Estero. Quebracho 16: 15-19.
- Bailey, R., Dell, R. 1973. Quantifying diameter distributions with the Weibull function. Forest Science 19: 97- 104.
- Battaglia, M., Gannon, B., Brown, P., Fornwalta, P., Chengb, A., Huckabya, L., 2018. Changes in forest structure since 1860 in ponderosa pine dominated forests in the Colorado and Wyoming Front Range, USA. Forest Ecology and Management 422: 147-160
- Bonham, C. 1989. Measurements for terrestrial vegetation. J. Wiley and Sons, NY.
- Bonino, E., Araujo, P. 2005. Structural differences between a primary and secondary forest in the Argentine Dry Chaco and management implications. Forest Ecology and Management 206: 407-412.
- Borges Silva, L., Alves, M., Bento Elias R., Silva, L. 2017. Comparison of T-square, Point Centered Quarter, and N-Tree sampling methods in *Pittosporum undulatum* invaded woodlands. Hindawi International Journal of Forest Research 2017. Article ID 2818132.
- Brassiollo, M., Araujo, P., Díaz Lannes, F., Bonelli, L. 2007. Guía de prácticas sustentables para las áreas forestales de la provincia de Santiago del Estero "Manejo Forestal Anexo III. Santiago del Estero, Ley Provincial 6841.
- Brassiollo, M., Renolfi, R., Gräfe, W., Fumagalli, A. 1993. Manejo silvopastoril en el Chaco semiárido. Quebracho 1: 15-28.
- Bucher, E. 1982. Chaco and Caatinga. South American arid savannas, woodlands and thickets. p. 48-79. En: B. Huntley y B. Walker (eds): Ecology of tropical savannas. Ecol. Studies Vol. 42. Springer Verlag, Berlín.
- Cabrera, A. 1994. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería, Tomo II, fascículo 1, Ed. Acme, Buenos Aires, 1era reimpresión.
- Cid Lendínez, D. 2010. Estudio para la determinación de modelos de crecimiento de especies forestales en un bosque del Chaco semiárido, Argentina. Proyecto de fin de carrera. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal. Universidad Politécnica de Madrid.



- Cid Lendínez, D., Iturre, D.; Araujo, P. González García, C. 2013. Crecimiento del área basal en parcelas permanentes de inventario forestal continuo. *Quebracho* 21: 115-120.
- Diamond, D. 1998. An Old-Growth definition for southwestern subtropical upland forests. General Technical Report SRS 21. Southern Research Station, US Department of Agriculture, Forest Service.
- Felfili, J. 1997. Diameter and height distributions in a gallery forest tree community and some its main species in central Brasil over a six year period (1985-1991). *Revista brasil. Bot. Sao Paulo* 20: 155-162.
- Fulé, P., Covington, W., Moore, M. 1997. Determining reference conditions for ecosystem management of southwestern Ponderosa pine forests. *Ecological Applications* 7: 895-908.
- Giménez, A., Hernández, P., Figueroa, M., Barrionuevo. 2011. Diversidad del estrato arbóreo en los bosques del Chaco semiárido. *Quebracho* 19: 24-37.
- Gove, G., Ducey, M., Leak, W., Zhang, L. 2008. Rotated sigmoid structures in managed uneven-aged northern hardwood stands: a look at the Burr TypeIII distribution. *Forestry* doi:10.1093/forestry/cpm025
- Grülke, M. 1993. Propuesta de manejo silvopastoril en el Chaco Salteño, *Quebracho* 2: 5-13.
- Hammer, Ø., Harper, D., Ryan, P. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 99p
- Hanberry, B., Abrams, M. 2018. Recognizing loss of open forest ecosystems by tree densification and land use intensification in the Midwestern USA- Regional Environmental Change. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1299-5>.
- Hanberry, B., Coursey, K., Kush, J. 2018. Structure and Composition of Historical Longleaf Pine Ecosystems in Mississippi, USA. *Human Ecology* <https://doi.org/10.1007/s10745-018-9982-1>
- Holechek, J., Pieper, R., Herbel, C. 1989. Range management: Principles and practices. Prentice Hall, NJ, USA. 501 p.
- Johnson, E., Miyanishi, K., Kleb, H. 1994. The hazards of interpretation of static age structures as shown by stand reconstructions in a *Pinus contorta-Picea engelmannii* forest. *Journal of Ecology* 82: 923-931.
- Keane, R., Holsinger, L., Parsons, R. 2011- Evaluating indices that measure departure of current landscape composition from historical conditions. Res. Pap. RMRS-RP 83, Fort Collins, CO. US Department of Agriculture, Forest Service.
- Kerr, G., O'Hara, K. 2000. Uneven-aged silviculture: common myths explored. *Quarterly Journal of Forestry*
- Krebs, C. 1999. *Ecological methodology*. Addison Wesley Longman, Inc. xii+620 pp.
- Kunst C., F. Dalla Tea, H. Pérez y R. Renolfi. 1987. Vegetación natural y oferta de biomasa herbácea del sitio "Valle fluvial actual del Río Dulce", región chaqueña occidental, Sgo del Estero. *Rev. Arg. Prod. Anim.* 7: 163-179.
- Kunst C., Ledesma R., Bravo S., Albanesi A. Godoy J. 2012. Rolados y diversidad botánica I: ¿sitio ecológico, tiempo o perturbación? *Actas 2do Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles*, 377-382, ISBN 978-987-679-123-6.
- Kunst C., Ledesma R., Navall M. 2008. Rolado Selectivo de Baja Intensidad (RBI) INTA EEA Santiago del Estero. *Boletín* 57 ISBN 978 987 521 329 6
- Kunst, C., Coria D., Ledesma R. Bravo, S., Godoy J. 2018. Indicadores de ocurrencia de fuego en sitios ecológicos del Chaco occidental, p. 12. En: Resúmenes y charlas, IV Congreso del Mercosur sobre Manejo de Pastizales Naturales, Chamental, La Rioja, Chamental - La Rioja (Argentina) . 15, 16 y 17 de mayo de 2018.
- Kunst, C., Monti, E., Perez, H., Godoy J. 2006. Assessment of rangelands of southwestern Santiago del Estero for management and research. *Journal of Environmental Management* 80: 248-265.
- Kunst, C., Navall, J., Coria, R., [y otros]. 2015. Guía de prácticas recomendables para Sistemas Silvopastoriles. Convenio INTA y Provincia de Santiago del Estero.
- Ludwig, J., Reynolds, J. 1988, *Statistical Ecology. A primer on methods and computing*. J. Wiley and Sons, NY.
- McCune B., Grace J. 2002. *Analysis of ecological communities*. MJM Software Design, Oregon, USA.
- Morello, J., Saravia Toledo, C. 1959. El bosque chaqueño I y II. *Rev. Agronómica del Noroeste Argentino* 3: 5-81/209-258.
- Pond, N., Froese, R. 2015. Interpreting Stand Structure through Diameter Distributions. *Forest Science* 61: 429-437.
- Ríos, N. 2017. El dilema de los bosques ¿Cuáles son los mejores sistemas productivos? En: Giménez, A. y J. Moglia (Ed) *LOS BOSQUES ACTUALES DEL CHACO SEMIÁRIDO ARGENTINO. ECOANATOMÍA Y BIODIVERSIDAD. UNA MIRADA PROPOSITIVA* p.185-206. Fac. de Ciencias Forestales. Universidad Nacional de Santiago del Estero. ISBN: 978-987-4078-12-4.



- Rosenfield, M., Muller, S. 2017. Predicting restored communities based on reference ecosystems using a trait-based approach. *Forest Ecology and Management* 391: 176–183.
- Rubin, B., Manion, P., Faber-Langendoen, D. 2006. Diameter distributions and structural sustainability in forests. *Forest Ecology and Management* 222: 427-438.
- Ruiz Jaen M., Mitchell Aide. T. 2005. Vegetation structure, species diversity and ecosystem processes as measures of restoration success. *Forest Ecology and Management* 218: 159-173.
- Sipiilehto, J., Siitonen, J. 2004. Degree of previous cutting in explaining the differences in diameter distributions between mature managed and natural Norway spruce forests. *Silva Fennica* 38: 425–435.
- Souza, A. 2007. Ecological interpretation of multiple population size structures in trees: the case of *Araucaria angustifolia* in South America. *Austral Ecology* 32: 524-533.
- Stoddart, J. Larsen D., Hawkins, C., Johnson, R., Norris, R. 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecological Applications* 16: 1267-1276.
- Suganuma, M., Assis, G., Durigan, G. 2014. Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic Fores. *Community Ecology* 15: 27-36.
- Tálaro, A., López de Casenave, J., Caziani, S. 2010. Components of woody plant diversity in semi-arid Chaco forests with heterogeneous land use and disturbance histories. *Journal of Arid Environments* 85: 79-85.
- Taubert, F., Hartig, F., Dobner, H., Huth, A. 2013. On the challenge of fitting tree size distributions in ecology. *PLOSone* 8: 1-8.
- Westphal, C., Tremer, N., Oheimb, G. von, Hansen, J., Gadow, K., Härdtle, W. 2006. Is the reverse J-shaped diameter distribution universally applicable in European virgin beech forests? *Forest Ecology and Management* 223: 75-83.
- Wirth, C., Messier, C., Bergeron, Y., Frank, D., Fankhänel, A. 2009. Old-growth forest definitions: a pragmatic view. Cap. 2, pag. 11-33. En: C. Wirth et al. (eds., *Old-Growth Forests*, Ecological Studies 207, 11DOI: 10.1007/978-3-540-92706-8_2, # Springer-Verlag Berlin Heidelberg.



COMUNIDADES DE ARTRÓPODOS ASOCIADOS A SISTEMAS SILVOPASTORILES Y FORESTALES EN EL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ

COMMUNITIES OF ARTHROPODS ASSOCIATED TO SILVOPASTORAL AND FOREST SYSTEMS IN THE LOWER DELTA ISLANDS OF THE PARANÁ RIVER

Pérez, Noelia (1); Pamela Krug (1,2); Analia Nanni (1,2); Rubén D. Quintana (1,2)

⁽¹⁾ Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (3iA), Universidad Nacional de Gral. San Martín (UNSAM), Buenos Aires, Argentina.

⁽²⁾ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Buenos Aires, Argentina.

Dirección de contacto: noenoe85@yahoo.com.ar.

Resumen

El cambio en el uso del suelo ha conducido a la modificación en la composición de las comunidades de flora y fauna, constituyendo una de las principales causas de pérdida de biodiversidad. Los humedales proveen un importante hábitat para los organismos y se encuentran entre los sistemas más amenazados por las actividades humanas. En Argentina, el Bajo Delta del Río Paraná es un macromosaico de humedales de alto valor ecológico. El objetivo de este trabajo es comparar la composición y estructura de las comunidades de artrópodos asociadas a las principales actividades productivas de la región (forestal y silvopastoril) y su variabilidad a lo largo del año. Se trabajó en forestaciones de *Populus deltoides* seleccionando 3 rodales jóvenes y 3 adultos con y sin manejo silvopastoril (N=12). En cada rodal se colocaron 6 trampas pitfall que fueron recolectadas cada mes y medio (2012-2013) y los individuos identificados hasta en nivel de género o familia. Se estimó la abundancia, riqueza, diversidad y equitatividad de las familias de artrópodos y se compararon mediante GLM. Por otro lado, se realizó un PCA que explicó con los dos primeros ejes el 36,5% de la variabilidad total. La presencia de ganado favoreció a ciertas familias, ya sea por el aprovechamiento de las heces o por las prácticas asociadas al manejo silvopastoril. Sin embargo, la riqueza fue mayor en general en las forestaciones sin ganado, por lo que es importante la presencia de ambos tipos de actividades productivas para la conservación de la biodiversidad de artrópodos en la región.

Palabras clave: usos de la tierra; biodiversidad; humedales

Abstract

*Change in land use modifies composition of flora and fauna communities and it constitutes one of the main causes of biodiversity loss. Wetlands provide critical habitat for flora and fauna, and they are one of the most threatened ecosystems. In Argentina, the Lower Paraná River Delta is a macromosaic of wetlands of high ecological value. The aim of this work is to compare the composition and structure of the arthropod communities associated with the main productive activities of the region (forest and silvopastoral) and their annual variability. We worked on afforestation of *Populus deltoides*. We selected 3 young and 3 adults stands with and without silvopastoral management (N = 12). In each stand, 6 pitfall were placed and they were collected every month and a half (2012-2013). The individuals were identified up to gender or family level. The abundance, richness, diversity and equitability of the arthropod families were estimated and compared using GLM. On the other hand, a PCA was carried out that explained 36,5% of the total variability with the first and second axes. The presence of cattle favored certain families, either by the use of feces or by practices associated with silvopastoral management. However, richness was higher in afforestation without livestock. Thus the presence of both types of productive activities is important for the conservation of arthropod biodiversity in the region.*

Keywords: land use; biodiversity; wetlands.



INTRODUCCIÓN

Un sistema silvopastoril es un tipo de manejo de suelos sostenible, el cual incrementa el potencial del mismo combinando la producción de animales y árboles (forestales, frutales, etc.) en forma simultánea o secuenciada en el tiempo, sobre la misma unidad de tierra (Esquivel et al., 2004).

En el Bajo Delta Insular del río Paraná se comenzó a incorporar el ganado vacuno como una forma de controlar los riesgos de los incendios accidentales por consumo de biomasa forrajera combustible del sotobosque a través del pastoreo (Quintana y Bó, 2011). Esto dio lugar a la incorporación de un manejo silvopastoril en la región que adquirió mayor importancia en los últimos años. Dicha producción se concentra dentro del llamado "Núcleo Forestal", cuya principal actividad son las forestaciones de Salicáceas (Fracassi et al. 2013). Se destaca en esta zona la modalidad de pastoreo con rotaciones temporales entre rodales (Quintana et al., 2014).

Las modificaciones en el medio como producto de estas actividades generan cambios en las condiciones ambientales de los ecosistemas (Acciares et al. 2006; Sica et al. 2016). Estos procesos confrontan a los organismos que en ellos habitan con un amplio rango de nuevas condiciones, donde la respuesta de los mismos depende tanto de las características intrínsecas de cada taxón como del tipo e intensidad del cambio producido (Dickman y Doncaster, 1987; Balcom y Yahner, 1996).

En la región de estudio se realizaron trabajos comunitarios de varios taxones como aves, mamíferos y plantas (Magnano, 2011; Fracassi, 2012; Sica, 2016) demostrando que cada comunidad puede reaccionar de distintas maneras frente a los cambios de uso del suelo (Toigo et al. 2013). Para los artrópodos, en particular, existen pocos trabajos, realizados principalmente sobre las comunidades de carábidos y afóridos (Orden Coleoptera) (Nanni et al., 2014 y Nanni, 2017). En este contexto, el objetivo del presente trabajo es comparar la composición y estructura de las comunidades de artrópodos asociadas a las principales actividades productivas de la región (forestal y silvopastoril), y su variabilidad a lo largo del año.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El Bajo Delta conforma la porción terminal de la región "Delta del Río Paraná", la cual se extiende a lo largo de los 300 km finales de la Cuenca del Río Paraná integrado principalmente por los territorios isleños de los partidos bonaerenses de Campana y San Fernando. La región se ubica entre las latitudes 32° 05' S y 58° 30' O, al sur de la ciudad de Diamante (Entre Ríos) y 34° 29' S y 60° 48' O en las cercanías de la ciudad de Buenos Aires (Malvárez, 1999; Kandus et al., 2006). El trabajo se llevó a cabo en forestaciones de álamo de distintas edades, pertenecientes a la empresa Papel Prensa, y en forestaciones de álamo silvopastoriles de distintas edades pertenecientes a la familia Gómez. En ambos casos la especie forestal plantada fue *Populus deltoides*.

Los muestreos fueron realizados durante un año, desde agosto del año 2012 hasta agosto del año 2013 inclusive, y separados cada mes y medio, contabilizando un total de 8 muestreos. Dentro de los dos usos productivos seleccionados (forestal y silvopastoril), se consideraron los siguientes tipos de ambientes: Forestación de álamo adulta sin ganado (AA), Forestación de álamo joven sin



ganado (AJ), Forestación de álamo adulta con ganado bovino (AAG), Forestación de álamo joven con ganado bovino (AJG). En cada uno de ellos se seleccionaron 3 rodales con el mismo manejo interno para evitar la posible variabilidad entre los mismos (N=12). Para la categoría forestación de álamo adulta sin ganado se consideraron rodales de 11 años de edad, con una distancia de plantación entre árboles de 4 x 2 m. Durante el tiempo que duró este estudio no fueron sometidos a ningún tipo de manejo de malezas. En la forestación joven sin ganado se consideraron rodales de 5 años de edad, con una distancia de plantación de 4 x 2 m, habiéndose producido una sola vez durante el período de muestreo acciones de desmalezado mediante aplastamiento con rolo. En la forestación adulta con ganado, los rodales considerados tuvieron una edad de entre 11 y 12 años, con una distancia de plantación de 6 x 6 m. Las prácticas de manejo llevadas a cabo durante el período de muestreo incluían la eliminación de especies herbáceas invasoras (malezas) utilizando guadañas, raleo, remoción del suelo con rastrillo y rolo. A su vez, se realizaban podas de formación para el crecimiento adecuado de los árboles. En la forestación joven con ganado los rodales considerados tuvieron una edad entre 5 y 6 años, con una distancia de plantación entre árboles de 6 x 6 m. Durante el período de muestreo tuvieron lugar tres eventos de desmalezado mediante el aplastamiento con rolo y remoción del suelo con rastrillo.

Diseño de muestreo

En los ambientes pertenecientes a los usos productivos descritos se llevó a cabo la captura de los artrópodos de suelo mediante trampas de caída o "pitfall" (Woodcock, 2005). Se utilizaron como trampas recipientes de plástico de 9 cm de diámetro y 10 cm de alto. En su interior se colocaron 400 ml de alcohol 96% para el mantenimiento de los individuos colectados, y glicerina para evitar que el alcohol se evapore por completo y permitir la preservación del material aun cuando las trampas se encontraron en condiciones de anegamiento (Scampini et al, 2000). Las trampas fueron enterradas a unos 2 cm por debajo del nivel del suelo, y sobre ellas se colocó un plato plástico con el fin de evitar la entrada de agua de lluvia dentro de la misma. En cada rodal se establecieron 6 trampas formando dos triángulos con el fin de incluir todas las direcciones posibles de desplazamiento de los artrópodos. Un total de 18 trampas (6 trampas por rodal en tres rodales de cada tipo) fueron colocadas en cada tipo de ambiente. Estos triángulos se ubicaron a aproximadamente 100 m de los límites de cada rodal, a fin de minimizar el efecto de borde (Bolger et al., 2000). Las trampas se dispusieron separadas por una distancia de 50 m entre sí, a fin de asegurar que cada muestra sea independiente. El material biológico colectado durante cada muestreo fue guardado en bolsas herméticas con alcohol 96% para facilitar su transporte y prevenir su descomposición. En el laboratorio se identificaron todos los individuos hasta el nivel de género o familia utilizando las claves taxonómicas disponibles en la bibliografía. Para la aplicación de las pruebas estadísticas se trabajó a nivel de familias y se consideraron conjuntamente todos los individuos colectados en las 6 trampas de cada rodal. Este planteo se llevó a cabo bajo la premisa de que al ser trampas de caída-muerte, el individuo colectado en una de ellas no tiene probabilidad de caer en otra, generando así muestras independientes.

Análisis estadístico

Se estimó estacionalmente la diversidad y equitatividad de familias para cada rodal durante el año de muestreo. Para ello, se utilizó el índice de Shannon-Wiener y el de Pielou respectivamente; también se registró la riqueza observada. Para comparar los valores de ambos índices y la riqueza



observada entre ambientes y entre estaciones, se utilizó un modelo lineal general (GLM) (previa verificación del supuesto de normalidad). En caso de no cumplirse con el supuesto de homocedasticidad, se modeló la varianza con la función VarIdent por uso o estación según fuera necesario.

Con el fin de caracterizar los ambientes en función a la composición y abundancia de familias presentes, se removieron aquellas consideradas raras (aparecieron solo una vez a lo largo del muestreo) y se realizó un análisis de componentes principales (PCA) con corrección de Hellinger. La matriz se realizó con la abundancia de cada familia encontrada en las capturas de las trampas para las tres réplicas (rodales) por ambiente en las 4 estaciones muestreadas (N = 48). Para este trabajo en particular se tomaron en cuenta sólo los individuos adultos. Se descartaron del análisis las familias del orden Collembola y Hemiptera por contar con datos incompletos o sesgados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se identificaron un total de 8.785 individuos hasta nivel de género o familia. Se registraron un total de 62 familias (Tabla 1).

Tabla 1. Familias de artrópodos. Se indican con un asterisco las familias que no fueron consideradas en los análisis estadísticos.

Acrónimo	Familia	Acrónimo	Familia	Acrónimo	Familia
F1	Aphodiidae	F22	Stratiomyidae	F43	Ctenidae
F2	Carabidae	F23	Tipulidae	F44	Gnaphoridae
F3	Cerambycidae	F24	Blattellidae	F45	Hahniidae
F4	Chrysomelidae	F25	Apidae	F46	Lycosidae
F5	Coccinellidae	F26	Braconidae	F47	Salticidae
F6	Curculionidae	F27	Chalcidoidea	F48	Scytodidae
F7	Elateridae	F28	Formicidae	F49	Theridiidae
F8	Passalidae	F29	Ichneumonidae	F50	Thomisidae
F9	Nitidulidae	F30	Scelionidae	F51	Trachelidae
F10	Scarabaeidae	F31	Aphididae *	F52	Tetragnathidae
F11	Staphylinidae	F32	Cicadellidae *	F53	Gonyleptidae
F12	Trogidae	F33	Pentatomidae *	F54	Neopilionidae



F13	Asilidae	F34	Tingidae *	F55	Talitridae
F14	Blephariceridae	F35	Gelechiidae	F56	Armadillidiidae
F15	Chironomicidae	F36	Saturniidae	F57	Philosciidae
F16	Culicidae	F37	Hemerobiidae	F58	Porcellionidae
F17	Curtonotidae	F38	Acrididae	F59	Entomobryidae *
F18	Micropezidae	F39	Gryllidae	F60	Poduridae *
F19	Muscidae	F40	Gryllotalpidae	F61	Sminthuridae
F20	Phoridae	F41	Amaurobriidae/Amphinectidae	F62	Cryptopidae
F21	Sciaridae	F42	Araneidae		

Al analizar la diversidad, se observó que la interacción entre el tipo de ambiente y la estación fue significativa ($F_9=3,77$, $p=0,0025$), siendo las forestaciones adultas con ganado en invierno las que presentaron los menores valores (Figura 1).

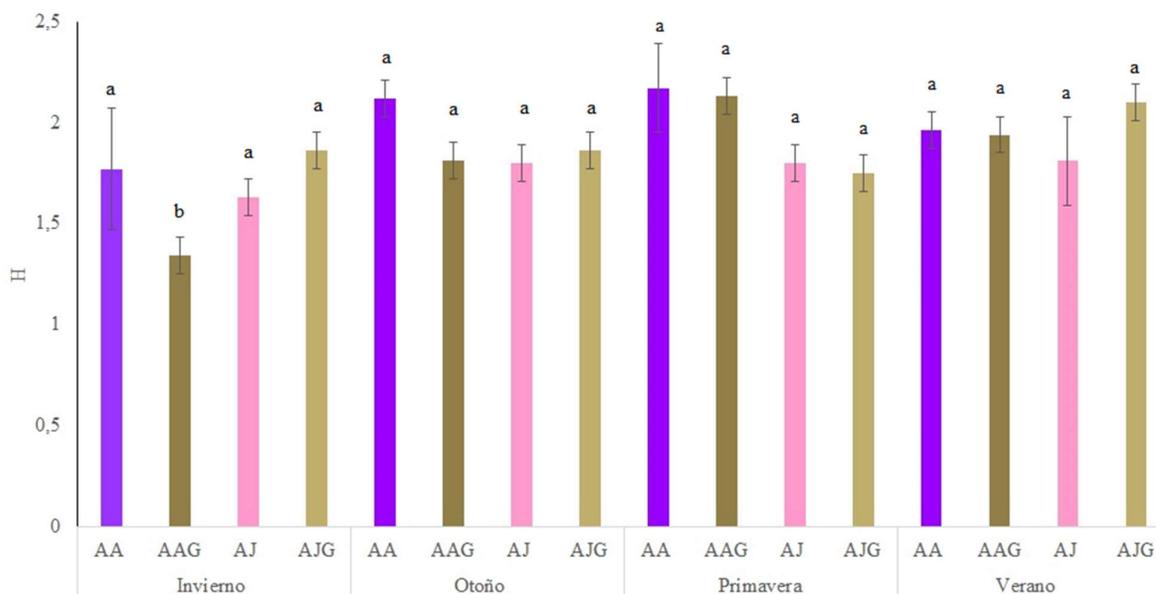


Figura 1. Diversidad de Shannon-Wiener (H) para los distintos tipos de ambiente según la estación. Letras distintas indican diferencias significativas ($p<0,05$). Coloreado según tipo de ambiente (AA: forestación adulta sin ganado, violeta; AJ: forestación joven sin ganado, rosa; AAG: forestación adulta con ganado, marrón oscuro; AJG: forestación joven con ganado, marrón claro).

El análisis de la riqueza también mostró una interacción significativa entre ambas variables ($F_9=3,62$, $p=0,033$), señalando que las forestaciones con ganadería tuvieron, en general, valores



medios de riqueza menores que las forestaciones sin presencia de ganado, sin distinción de edades, con excepción de la forestación adulta con ganadería que presentó los valores más altos de esta variable durante la primavera (Figura 2).

La equitatividad, por su parte, no mostró diferencias significativas entre tipos de ambiente o estaciones (Figura 3). Sólo se observa una tendencia general de la forestación adulta sin ganado, que presenta las medias más altas a lo largo de todo el año; y la forestación adulta con ganado durante el invierno, que muestra la media más baja de todos los usos y estaciones.

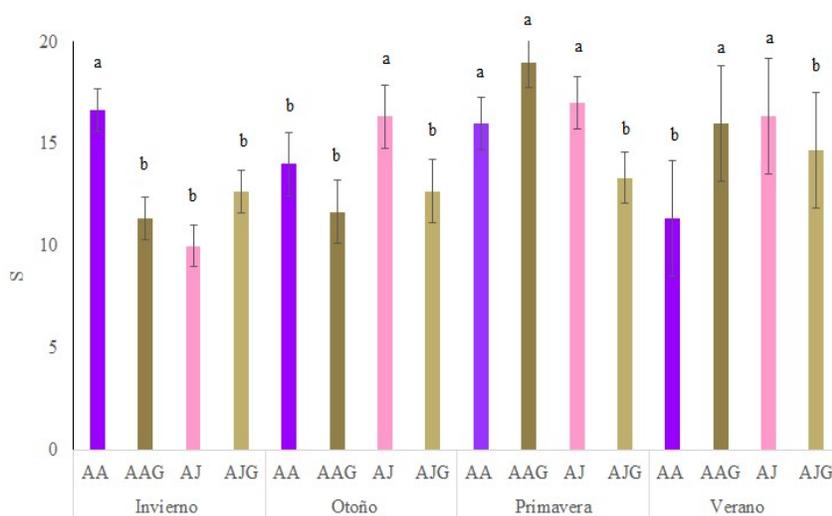


Figura 2. Riqueza (S) para los distintos tipos de ambientes según la estación. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$). Coloreado según tipo de ambiente (AA: forestación adulta sin ganado, violeta; AJ: forestación joven sin ganado, rosa; AAG: forestación adulta con ganado, marrón oscuro; AJG: forestación joven con ganado, marrón claro).

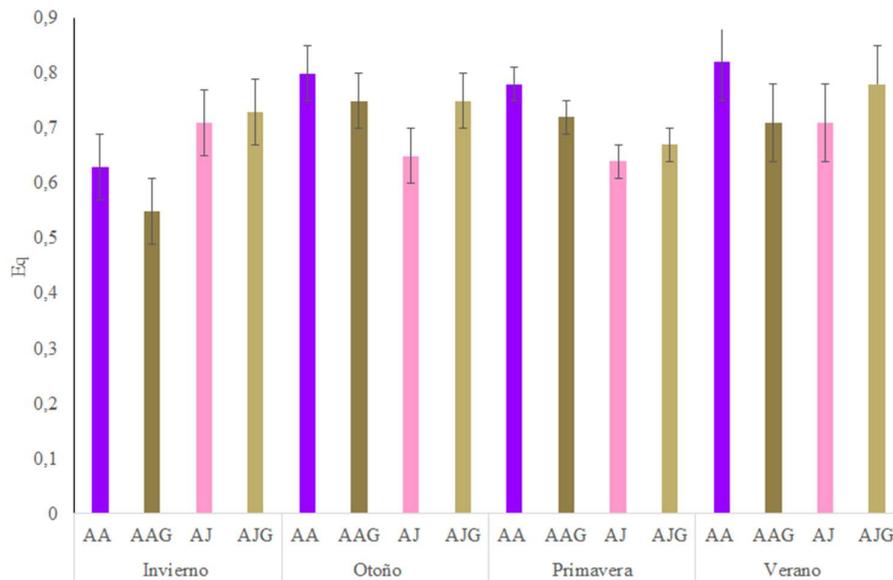


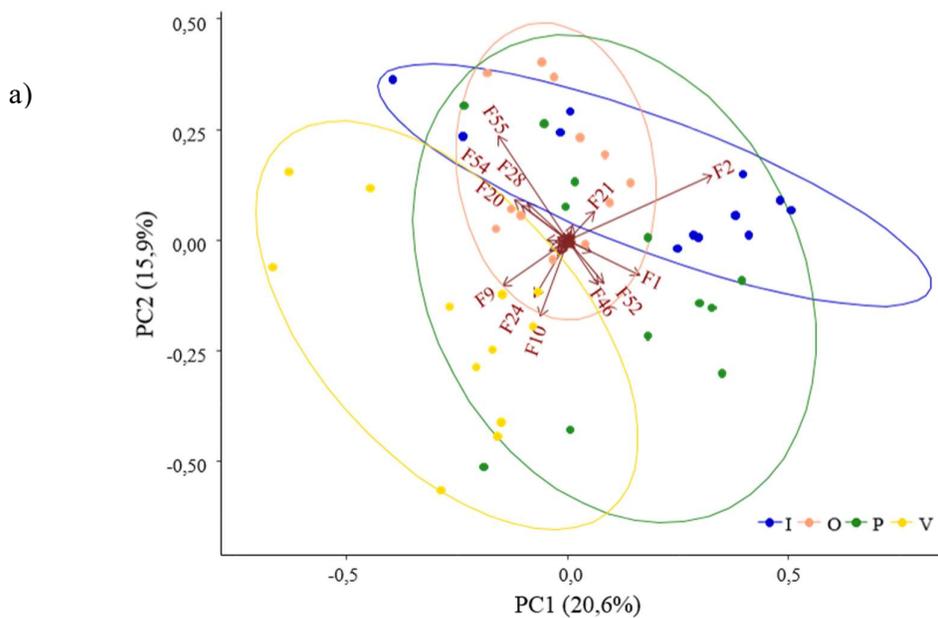
Figura 3. Equitatividad de Pielou (Eq) en los distintos tipos de ambiente. Coloreado según tipo de ambiente (AA: forestación adulta sin ganado, violeta; AJ: forestación joven sin ganado, rosa; AAG: forestación adulta con ganado, marrón oscuro; AJG: forestación joven con ganado, marrón claro).

En cuanto al análisis de la composición de las familias presentes en cada lugar, el PCA explicó un 36,5% de la variabilidad total, y mostró un ordenamiento de las muestras principalmente debido a la estacionalidad. Hacia los valores negativos del componente principal 1 (CP1), se ubican las muestras correspondientes al verano; y hacia los valores positivos del eje, se encuentran la mayor parte de las muestras pertenecientes al invierno. Del mismo modo, el componente principal 2 (CP2) ubica hacia los valores positivos del eje las muestras correspondientes al otoño (Figura 4a). Por otro lado, al analizar lo que ocurre con los usos, se observa que la forestación adulta sin ganado muestra una diferenciación entre estaciones cálidas (verano y primavera) con alta abundancia de Nitidulidae (F9) y la ausencia de Talitridae (F55), y estaciones frías (invierno y otoño) con alta abundancia de Talitridae y Neopilionidae (F54). La forestación joven sin ganado, por su parte, posee una mayor dispersión entre las muestras, siendo las de primavera y otoño las más parecidas entre sí, y diferentes del verano y del invierno. En invierno se caracteriza por alta abundancia de Carabidae (F2), en verano por la ausencia de esta familia y alta abundancia de Nitidulidae (F9), y en otoño y primavera presentan alta abundancia de Talitridae. Por otro lado, las forestaciones con ganado (adultas y jóvenes), presentan un comportamiento similar entre ellas a lo largo de las estaciones. En invierno se caracterizan por alta abundancia de Carabidae, en otoño se destaca la alta abundancia de Sciaridae (F21), en primavera presenta alta abundancia de Lycosidae (F46), Tetragnathidae (F52) y Aphodiidae (F1), y en verano se observa alta abundancia de Scarabaeidae (F10), Blattellidae (F24) y Formicidae (F28) (Figura 4b).

Los patrones de abundancia de algunas familias a lo largo del año denotan la importancia de determinados rodales en la conservación de determinadas especies de artrópodos. Carabidae, por ejemplo, desaparece de las forestaciones sin ganado en verano, y sólo se mantiene en bajas abundancias en las forestaciones con ganado. Esto probablemente esté asociado a la presencia de



heces que pueden ofrecer un refugio para las especies de esta familia con requerimientos específicos de humedad facilitando la regulación de la temperatura corporal en las épocas más cálidas (Nanni, 2017). Algo similar ocurre en el caso de Blattellidae que permanece en alta abundancia en las forestaciones con ganado durante el verano (Bell et al., 2007). Por otro lado, la presencia de otras familias como Aphodiidae y Scarabaeidae en las forestaciones con ganado no reflejan una relación estacional sino que su presencia se puede atribuir a su dieta detritívora y su asociación directa con las heces (Cabrero-Sañudo y Lobo, 2003). Lycosidae, por su parte, es una familia de arañas cazadoras que utilizan grietas como refugios (Grismado, 2007), y pueden verse favorecidas por las prácticas que se realizan en las forestaciones con ganado (sobre todo las jóvenes) donde se remueve el suelo para el control de malezas no comestibles para el ganado, generando múltiples huecos y grietas.



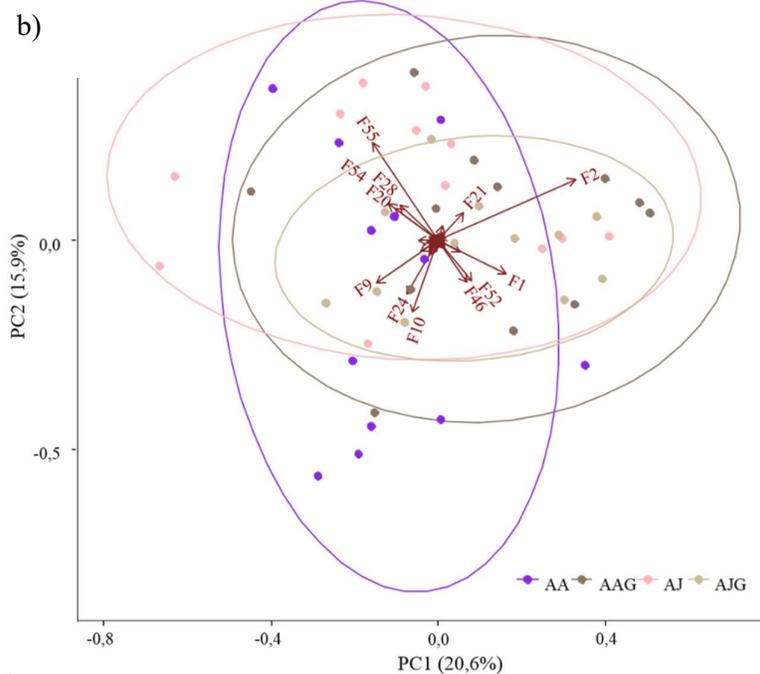


Figura 4. Análisis de componentes principales. Se muestran las familias más relevantes (flechas) F1: Aphodiidae; F2: Carabidae; F9: Nitidulidae; F10: Scarabaeidae; F20: Phoridae; F21: Sciaridae; F24: Blattellidae; F28: Formicidae; F46: Lycosidae; F52: Tetragnathidae; F54: Neopilionidae; F55: Talitridae. Las elipses representan el 90% de los datos. a) Coloreado según estación (I: invierno, azul; O: otoño, naranja; P: primavera, verde; V: verano, amarillo), b) Coloreado según tipo de ambiente (AA: forestación adulta sin ganado, violeta; AJ: forestación joven sin ganado, rosa; AAG: forestación adulta con ganado, marrón oscuro; AJG: forestación joven con ganado, marrón claro).

Si bien la equitatividad no presentó diferencias ni entre tipos de ambientes ni entre estaciones, es probablemente la baja equitatividad media en las forestaciones adultas con ganado en invierno lo que influye sobre la baja diversidad de estos ambientes. Esta baja equitatividad se debe a la alta abundancia de la familia Carabidae, en comparación a las bajas abundancias registradas para las otras familias encontradas para este tipo de ambiente en invierno

CONCLUSIONES

Podemos concluir que existen efectos de la presencia de ganado sobre algunas familias de artrópodos, como por ejemplo sucede con el caso de la familia Aphodiidae y Blattellidae, que se ven favorecidas por la presencia de heces del ganado, los cuales pueden actuar como refugios permitiendo que las especies sobrelleven los meses de mayor temperatura.

Otras familias pueden verse favorecidas no por la presencia de ganado en sí, sino que por las prácticas asociadas a dicha producción. La remoción del suelo con rastrillo en las forestaciones



jóvenes con ganado genera cuevas y grietas que pueden ser utilizadas por especies cazadoras, como sucede con las arañas de la familia Lycosidae.

Cabe destacar que aunque varias familias se ven favorecidas por la producción silvopastoril, la mayor riqueza se registró, en general, en las forestaciones sin ganado, por lo que mantener un mosaico de ambas producciones favorecería la conservación de la biodiversidad de artrópodos en la región.

Trabajos futuros podrían contemplar variables ambientales (como la humedad del suelo, la materia orgánica, cobertura de estrato herbáceo, etc) para determinar cuáles son las variables que están afectando a estas familias.

Bibliografía

- Acciaries, H. A., y Zuluaga, M. S., 2006. Effect of plant row spacing and herbicide use on weed aboveground biomass and corn grain yield. *Planta Daninha*, 24(2), 287-293.
- Bell, W.J., Roth, L.M. y Nalepa, C.A. 2007. *Cockroaches: Ecology, Behavior, and Natural History*. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, Maryland. 230p.
- Bolger, D. T., Suarez, A. V., Crooks, K. V., Morrison, S. A. y Case, J. T., 2000. Arthropods in urban habit fragments in Southern California: area, age, and edge effects. *Ecological Applications* 4: 1230-1248.
- Cabrero-Sañudo F. J. y Lobo, J. M., 2003. Reconocimiento de los factores determinantes de la riqueza de especies: El caso de los Aphodiinae (Coleoptera, Scarabaeoidea, Aphodiidae) en la península ibérica. *Graellsia*, 59(2-3): 155-177.
- Dickman, C.R. y Doncaster, C.P., 1989. The ecology of small mammals in urban habitats. II. Demography and dispersal. *Journal of Animal Ecology*, 58, 119-127.
- Esquivel, J., Fassola, H. E., Lacorte, S. M., Colcombet, L., Crechi, E., Pachas, N., y Keller, A. 2004. Sistemas Silvopastoriles-Una sólida alternativa de sustentabilidad social, económica y ambiental. *Actas 11as Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales-FCF, UNAM-INTA: EEA Montecarlo*.
- Fracassi, N. G., Quintana, R., Pereira, J., Mujica, G. y Landó, R., 2013. Protocolo de estrategias de conservación de la biodiversidad en bosques plantados de salicáceas del Bajo Delta del Paraná. En: INTA (ed. INTA Delta del Paraná). Buenos Aires, Argentina.
- Fracassi, N., 2012. Diversidad de mamíferos y aves en pajonales y forestaciones de salicáceas del Bajo Delta del río Paraná. Magister de la Universidad de Buenos Aires, Área Recursos Naturales, Facultad de Agronomía.
- Grismado, C., 2007. Comunidades de arañas de la Reserva Natural Otamendi, Provincia de Buenos Aires. Riqueza específica y Diversidad. Departamento de Ciencias Biológicas, Universidad CAECE.
- Kandus, P., Quintana, R. D., Bó, R. F., 2006. Patrones de paisaje y Biodiversidad del Bajo Delta del Río Paraná. Mapa de ambientes, 1ed edn. Pablo Casamajor, Buenos Aires, Argentina.
- Magnano, A. L., 2010. Patrón espacial y temporal de la comunidad de aves en diferentes usos de la tierra del Bajo Delta del Río Paraná. Tesis de Licenciatura. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.
- Malvárez, A. I., 1999. El Delta del río Paraná como mosaico de humedales. En: Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica. A. I. Malvárez (Ed.), Oficina Regional de Ciencia y Técnica para América Latina y el Caribe, Montevideo, Uruguay, pp. 35-54.
- Nanni, A., Cicchino, A., y Quintana, R., 2014. Las forestaciones de Salicáceas del Bajo Delta del Río Paraná como hábitat para artrópodos del suelo. Análisis de las comunidades de Carábidos y Afóidos (Insecta, Coleoptera). Libro de Actas, Jornadas de las Salicáceas. ISSN: 1850-3543.
- Nanni, A., 2017. Análisis de las comunidades de Carabidae y Afodiidae (Insecta, Coleoptera) bajo diferentes usos del suelo en el Bajo Delta del río Paraná. Tesis Doctoral de la Universidad de Buenos Aires en el área de Ciencias Biológicas.
- Quintana, R. D., y Bó, R. F., 2011. ¿Por qué el Delta del Paraná es una región única dentro del territorio de la Argentina? En: RD Quintana, V Villar, E Astrada, P Saccone, S Malzof ed. El Patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular del Río Paraná. Bases para su conservación y uso sostenible, 317: 43-53.



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

Quintana, R. D., Bó, R., Astrada, E., y Reeves, C., 2014. Lineamientos para una ganadería ambientalmente sustentable en el Delta del Paraná. 1ª Edición. Fundación Humedales/Wetlands International, Buenos Aires, pp. 116.

Scampini, E. M., Cicchino, A. C., y Osterrieth, M. L., 2000. La carabidofauna edáfica asociada a los suelos bajos anegadizos próximos a la desembocadura del Arroyo de los Padres, Partido de General Pueyrredón, Buenos Aires. Resultados preliminares. Trabajos XVII Congreso argentino de la Ciencia del Suelo (Mar del Plata, 11-14 de abril 2000) II (44), pp. 4.

Sica, Y., 2016. Cambios en el uso del suelo y sus efectos a diferentes escalas espaciales y temporales sobre la diversidad de aves en el Bajo Delta del río Paraná. Tesis Doctoral de la Universidad de Buenos Aires en el área de Ciencias Biológicas.

Sica, Y. V., Quintana, R. D., Radeloff, V. C., y Gavier-Pizarro, G. I., 2016. Wetland loss due to land use change in the Lower Paraná River Delta, Argentina. *Science of the Total Environment*, 568, 967-978.

Toigo, M., Paillet, Y., Noblecourt, T., Soldati, F., Gosselin, F., y Dauffy-Richard, E., 2013. Does forest management abandonment matter more than habitat characteristics for ground beetles?. *Biological conservation*, 157, 215-224.

Woodcock, B.A., 2005. Pitfall trapping in ecological studies. En: Leather S. (ed.), *Insect Sampling in Forest Ecosystems*, Blackwell, Oxford, pp. 37–57.



SISTEMAS SILVOPASTORILES EN LA REGIÓN CHAQUEÑA: IMPACTO EN LAS GLOMALINAS DEL SUELO

SILVOPASTORAL SYSTEMS IN CHACO REGION: IMPACT ON SOIL GLOMALIN

Silberman, Juan (1); Anriquez Analía (1); Kunst Carlos (2); Domínguez Núñez José (3); Arias Susana (1); Grasso Daniel (4); Albanesi Ada (1)

⁽¹⁾ Fac. de Agronomía, Universidad Nacional de Santiago del Estero, Santiago del Estero, Argentina

⁽²⁾ INTA EEA Santiago del Estero, Santiago del Estero, Argentina

⁽³⁾ Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España

⁽⁴⁾ Instituto de Suelos CNIA Castelar, Hurlingham, Argentina

Dirección de contacto: juan.silberman@gmail.com; Av. Belgrano (S), 1912 (4200) Santiago del Estero, Argentina

Resumen

El objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto del uso silvopastoril en el contenido de glomalinas y su relación con el carbono orgánico del suelo. Se realizó un experimento factorial con tres factores: sitio (semiárido y subhúmedo), uso del suelo (bosque testigo, silvopastoriles de uno y cinco años habilitados mediante rolado de baja intensidad) y cobertura arbórea (*Schinopsis lorentzii*, *Aspidosperma quebracho blanco* y *Ziziphus mistol*), con diseño completamente aleatorizado con tres repeticiones. Se determinó el contenido de glomalina usando el método de Bradford. Los datos se analizaron mediante un modelo lineal mixto. Los sistemas silvopastoriles de Santiago del Estero producen cambios en el contenido de glomalinas del suelo sólo en el sitio semiárido, donde el carbono orgánico del suelo es menor. Sin embargo estos cambios son reversibles. En cambio, en el sitio subhúmedo se mantiene prácticamente invariable en contenido de glomalinas del suelo. El sitio semiárido, donde el carbono orgánico es menor, presenta mayor contenido de glomalina lo que se traduciría en un mecanismo de protección muy importante del carbono orgánico del suelo.

Palabras clave: Rolado; micorrizas arbusculares; *Schinopsis lorentzii*, *Aspidosperma quebracho blanco*; *Ziziphus mistol*.

Abstract

Our goal was to evaluate the impact of the use of silvopastoral on soil glomalin and its relationship with the soil organic carbon. A factorial experiment was carried out with three factors: Site (semi-arid and sub-humid), Land use (control forest, one- and five-year-old silvopastoralists enabled by Low Intensity roller chopping) and Tree coverage (*Schinopsis lorentzii*, *Aspidosperma quebracho blanco* and *Ziziphus mistol*), with a completely randomized design with three repetitions. Soil glomalin was determined using the Bradford method. The data is addressed by a mixed linear model. The silvopastoral systems of Santiago del Estero produce changes in the glomalin content of the soil only in the semiarid site, where soil organic carbon is lower. However, these changes are reversible. On the other hand, in the subhumid site it remains practically unchanged in soil glomalin. The semi-arid site, where the organic carbon is lower, has a higher glomalin content that can be translated into a very important protection mechanism for soil organic carbon.

Key words: Roller -chopping; Arbuscular Mycorrhizal Fungi; *Schinopsis lorentzii*, *Aspidosperma quebracho blanco*; *Ziziphus mistol*.



INTRODUCCIÓN

El uso intensivo de la tierra ha convertido grandes áreas del Chaco en matorrales de arbustos densos y bosques secundarios comúnmente llamados fachinales, cuya aptitud para la producción ganadera y maderera es baja. La biomasa herbácea en pie es insignificante debido a la densidad baja y/o pequeño tamaño de las plantas. La alta densidad de plantas leñosas y sus tallos espinosos disminuyen la accesibilidad de forraje y obstaculizan los movimientos del ganado y del personal. Como consecuencia de ello, la capacidad de carga de estos sistemas es baja, lo que repercute negativamente en la productividad ganadera. Estos problemas son compartidos con otras regiones áridas y subhúmedas del mundo, creando situaciones complejas de manejar (Kunst et al., 2014a). En la Región Chaqueña, la conversión de bosques secundarios improductivos desde una óptica agronómica, a sistema silvopastoril se produce mediante rolado selectivo de baja intensidad (RBI). Esta práctica consiste en el pasaje de un cilindro metálico que aplasta el arbustal dejando en pie los árboles y el residuo leñoso sobre el suelo. Los sistemas silvopastoriles habilitados mediante rolado de baja intensidad (Kunst et al., 2016) son promovidos como una alternativa para mejorar la sostenibilidad de las prácticas agropecuarias por los beneficios múltiples que tendría la inclusión de árboles en los agroecosistemas (Peri et al., 2018). El rolado y siembra de pasturas de la especie *Panicum maximum* Jacq. incrementa de un 300 a 600 % la oferta de forraje con un rendimiento promedio de 3.500 – 11.500 kg MS ha⁻¹ (Kunst et al., 2014b); a la vez que preserva diversidad de leñosas (Rejžek et al., 2017). Además mejora la ganancia de peso atribuida al bienestar animal generado por la sombra de los árboles (Navas Panadero, 2010; De Araujo Marques et al., 2011). Sin embargo la información existente respecto del impacto de estos sistemas en la calidad del suelo es escasa y limitada a determinadas regiones lo que dificulta la generalización de las conclusiones. Un componente clave en calidad del suelo son los hongos formadores de micorrizas arbusculares ya que producen glicoproteínas conocidas como proteínas del suelo relacionadas a las glomalinas. Estas glicoproteínas son generalmente fraccionadas en glomalina total y fácilmente extraíble. Es conocido que las glomalinas podrían incrementar la estabilidad del carbono orgánico del suelo y su función adhesiva podría promover la formación de agregados y por lo tanto mejorar la calidad del suelo. Sin embargo la variación composicional durante el cambio de usos del suelo ha sido raramente estudiada hasta el momento, aunque estos datos son importantes para una comprensión funcional de los hongos micorrícicos arbusculares en el mantenimiento del suelo (Wang *et al.*, 2015). Diversos autores a nivel mundial informaron el beneficio de los sistemas integrados (leñosas + herbáceas) sobre los hongos micorrícicos arbusculares (Pande y Tarafdar, 2004; Carvalho *et al.*, 2010; Anriquez *et al.*, 2016; Gupta y Dagar, 2016). En este contexto es esperable que los sistemas silvopastoriles de la región Chaqueña mejoren los beneficios de los hongos micorrícicos a través de una mayor producción de glomalinas. El objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto del uso silvopastoril en el contenido de glomalinas y su relación con el carbono orgánico del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó un experimento factorial con tres factores: sitio (dos niveles), uso del suelo (tres niveles) y cobertura arbórea (tres niveles- sólo para el semiárido), con diseño completamente aleatorizado con tres repeticiones. Cada unidad experimental (parcela) midió 10000 m². La superficie de cada ensayo fue de 90000 m² (9 parcelas). Las parcelas experimentales fueron



ubicadas en posiciones topográficas altas, donde existieron mayormente los bosques primarios de dos quebrachos (Kunst *et al.*, 2016). La toma de muestras se realizó con barreno a una profundidad de 0- 0,15 m. En cada unidad experimental se realizaron cinco puntos de muestreo a lo largo de una transecta de 100 m aproximadamente. En cada punto de muestreo se tomó una submuestra de suelo (para formar una muestra compuesta de cinco submuestras) bajo la cobertura de las diferentes especies arbóreas y a su vez bajo la canopia de *Panicum maximum cv. Gattonpanic*. Las muestras de suelo fueron recolectadas, trasladadas al laboratorio y tamizadas por 2 mm.

Factores

- Sitio
 - semiárido: localizado en EEA INTA Santiago del Estero (28° 3' S. y 64° 15' O), clima semiárido con 550 mm de precipitación anual promedio, suelo Haplustol éntico, la vegetación natural corresponde a un bosque secundario lignificado con dominancia de quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho blanco*), quebracho colorado (*Schinopsis lorentzii*) y mistol (*Ziziphus mistol*) en el estrato arbóreo.
 - Subhúmedo: localizado en el Campo Jagüel Pampa, Dpto. Juan F. Ibarra (27° 56' 45'' S y 62° 18' 40'' O) clima subhúmedo con 750 mm de precipitación anual promedio, suelo Haplustol éntico, la vegetación natural corresponde a un bosque secundario lignificado con dominancia de quebracho blanco en el estrato arbóreo.
- Estación: invierno (agosto de 2012) y verano (marzo de 2013).
- Uso del suelo
 - Testigo: Bosque nativo secundario con 1600 y 1350 leñosas ha⁻¹ para el ensayo semiárido y subhúmedo respectivamente y producción de forraje herbáceo natural menor a 1.000 kg ha⁻¹. Las herbáceas más frecuentes son *Trichloris crinita* Lag. Parodi, *Setaria leiantha* Hack, *Gouinia* sp. y *Justicia* sp (Silberman, 2016)
 - SP1. Sistemas silvopastoril de un año implementado mediante RBI (rolado selectivo de baja intensidad). Dos pasadas de rolo en 45° y siembra de *Panicum maximum cv Gattonpanic* (5 kg ha⁻¹) en la época estival, con un pastoreo controlado por año (0,5 UG ha⁻¹).
 - SP5. Sistemas silvopastoril de cinco años implementado mediante RBI (rolado selectivo de baja intensidad). Dos pasadas de rolo en 45° y siembra de *Panicum maximum cv Gattonpanic* (5 kg ha⁻¹) en la época estival, con un pastoreo controlado por año (0,5 UG ha⁻¹).
- Coberturas: sólo para el sitio semiárido ya que en el sitio subhúmedo la densidad de quebracho colorado y blanco fue menor a un individuo por hectárea
 - Qc. Suelo bajo la cobertura de quebracho colorado
 - Qb. Suelo bajo la cobertura de quebracho blanco.
 - M. suelo bajo la cobertura de mistol

Determinación de glomalinas

Se realizó la extracción en varios pasajes con citrato de sodio y centrifugación. La determinación de la proteína se realizó por el método de Bradford (1976), el mismo está basado en el cambio de



color del colorante azul brillante de coomasie G-250 en respuesta a diferentes concentraciones de proteínas. Este compuesto interacciona con aminoácidos básicos (especialmente arginina) y aromáticos. Esta unión del colorante con las proteínas provoca un cambio en el máximo de absorción del colorante desde 465 a 595 nm. Por lo tanto, este método se basa en la propiedad del azul brillante de coomasie G-250 de presentarse en dos formas con colores diferentes, rojo y azul. La forma roja se convierte en azul cuando el colorante se une a la proteína.

Se mezclaron en vortex 1g de muestra seca al aire tamizada por 2 mm con 8 mL de citrato de sodio 20 mM (pH=7). Se llevó a autoclave 30 min. a 121°C y posteriormente se centrifugó a 5000 xg durante 15 min. Se removió el sobrenadante que contiene la glomalina fácilmente extraíble (GFE) y se almacenó a 4°C. El suelo remanente se mezcló con 8 mL de citrato de sodio 50mM (pH=8) se llevó a autoclave 60 min. a 121°C. Se centrifugó a 5000xg durante 10 min. Se repitió la extracción cuatro veces para extraer la glomalina total (GT).

Cuantificación: en un tubo de 2 mL se mezclaron 200 µL del extracto que contiene las glomalinas y 200 µL de NaOH 1 N. Se colocaron los tubos en agua caliente ebulviendo, durante cinco minutos. Una vez enfriado se agregaron 400 µL de HCl 0,5 N y 200 µL del reactivo de Bradford. Se realizaron las lecturas de absorbancia en espectrofotómetro a 595 nm. Los resultados se expresaron en mg de glomalina g⁻¹ de suelo seco (Wright & Upadhyaya, 1996).

Los datos de carbono orgánico total fueron previamente publicados en Silberman *et al.* (2017).

Análisis estadístico

Se reconoce que el factor tiempo tiene potencialidades de introducir variabilidad entre las observaciones realizadas en diferentes momentos sobre la misma unidad experimental. Es por ello que se llevó a cabo el análisis mediante el procedimiento de medidas repetidas en el tiempo, ya que en cada sitio se realizaron muestreos en las mismas unidades experimentales en diferentes dos momentos diferentes.

En una primera instancia se analizaron las variables respuesta mediante un modelo lineal mixto, donde el valor esperado (parte fija del modelo) estuvo conformada por los efectos sitio, uso del suelo, estación y las interacciones. En una segunda instancia el valor esperado (parte fija del modelo) estuvo conformada por los factores uso del suelo, cobertura, estación y la interacciones. En ambas situaciones se contemplaron las correlaciones temporales entre observaciones que provienen de una misma unidad experimental mediante un ajuste de correlación autorregresivo de orden 1 (seleccionado en base a los criterios de Akaike AIC y Bayesiano BIC) para los términos del error experimental. Se realizó el test de LSD Fischer (α 0,05) para pruebas de diferencia de medias. Cuando el p asociado a la interacción triple o doble es significativo, indicando que los factores estudiados (sitio, uso del suelo y estación) no actúan independientemente, los resultados se explicaron por la interacción. En caso contrario, los resultados se explicaron por los efectos principales. Se utilizó el software Infostat 2012v (Di Rienzo *et al.*, 2012).



RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Glomalina total (GT)

Los valores medios de glomalina total (GT) oscilaron entre 1,8 y 2,3 mg glomalina g⁻¹suelo (Fig. 1 a) y estuvieron afectados por la interacción sitio*uso del suelo. En el sitio semiárido se observó un efecto significativo de los sistemas silvopastoriles sobre GT. Un año posterior a la conversión del bosque en sistema silvopastoril, disminuyó el contenido de GT y luego se restableció a los cinco años. Contrariamente, en el sitio subhúmedo los valores de GT no estuvieron influenciados por el uso del suelo ni la estacionalidad. Estos resultados sugieren que la respuesta del suelo ante un mismo disturbio es dependiente de las características edafoclimáticas (Silberman et al., 2017).

En todos los casos, los valores de GT fueron mayores en el semiárido que en el subhúmedo. Esto sugiere que el suelo y el clima serían factores importantes en la distribución espacial de hongos micorrícicos en coincidencia con Chaudary et al. (2014).

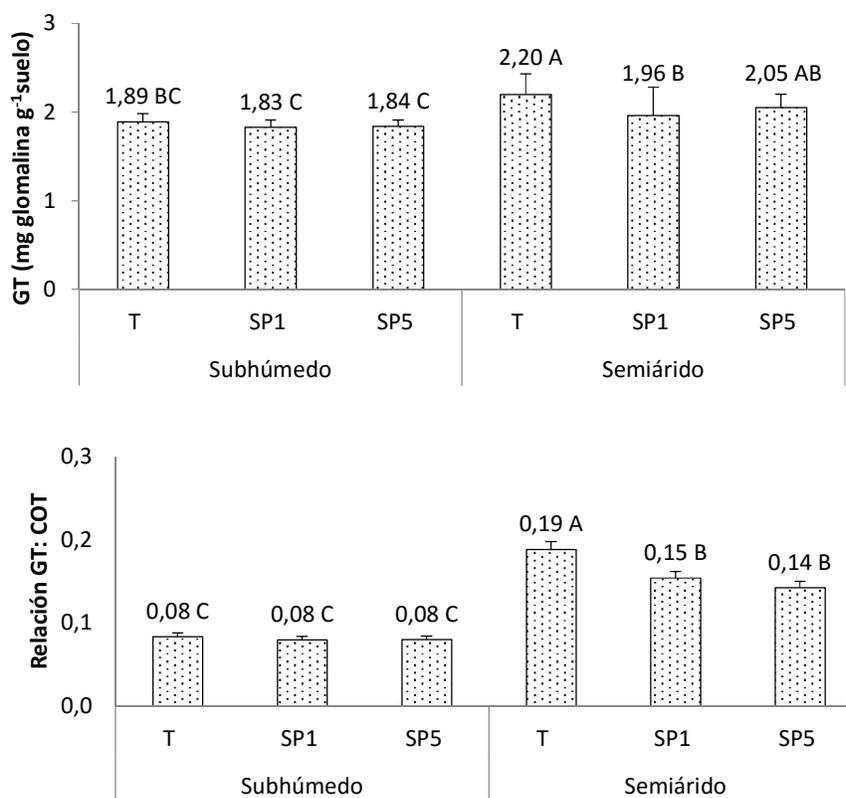


Figura 1. a) Valores promedio de glomalina total (GT) y b) relación glomalinas: COT (carbono orgánico total) para los diferentes sitios y usos del suelo. Referencias: (T) bosque nativo; (SP1) sistema silvopastoril de 1 año y (SP5) sistema silvopastoril de 5 años. Medias con letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).



La relación GT:COT fue significativamente mayor en el semiárido (menor COT) que en el subhúmedo (mayor COT) (Fig. 1 b) en coincidencia con Spohn & Giani (2011) que reportaron que cuanto menor es el COT, mayor es la relación glomalina: COT. Estos resultados sugieren que las glomalinas serían un mecanismo de protección del carbono del suelo (Rilliget *al.*, 2003; Rillig, 2004; Wuet *al.*, 2014) más importante en el semiárido ya que presentó una mayor relación GT: COT (Fig. 1 b).

En el semiárido, los valores de GT fueron mayores bajo la cobertura de mistol (Fig. 2) en todos los tratamientos, aunque en SP1 fueron estadísticamente significativos. Esto podría deberse a que esta especie aporta residuos al suelo con mayor contenido de proteína bruta, mucílagos, almidón y azúcares que los quebrachos (Colares & Arambarri, 2008) de fácil utilización como fuente de carbono y energía para los hongos micorrícicos.

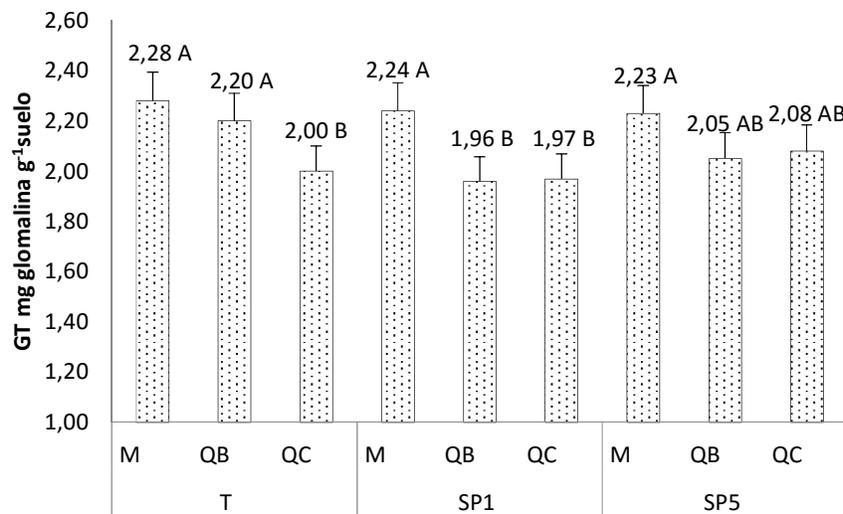


Figura 2. Valores promedio de glomalina total (GT) para los diferentes usos del suelo y coberturas para el sitio semiárido. Referencias: (T) bosque nativo; (SP1) sistema silvopastoril de 1 año y (SP5) sistema silvopastoril de 5 años. Qc, suelo bajo la cobertura de quebracho colorado; Qb, suelo bajo la cobertura de quebracho blanco y M, suelo bajo la cobertura de mistol. Medias con letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Glomalinas fácilmente extraíble (GFE)

Los valores medios de glomalina fácilmente extraíble GFE (Fig. 3) oscilaron entre 0,23 y 0,44 mg glomalina g⁻¹suelo. El efecto de la transformación de bosques a sistemas silvopastoriles sobre la GFE en cada sitio manifestó una tendencia similar a GT. Los valores medios de GFE representaron un 15% respecto de GT para el sitio subhúmedo y 20% para el semiárido. Estos resultados sugieren que el ambiente con mayor precipitaciones y mayor COT tiene menor contenido de glomalinas pero más recalcitrantes. Adicionalmente, los resultados no evidenciaron un patrón de GFE asociado a las diferentes coberturas en el sitio semiárido (Fig. 4).

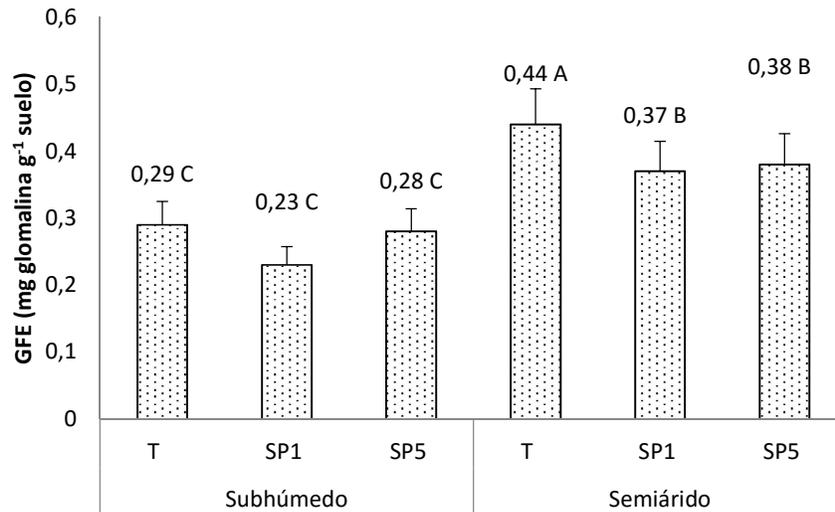


Figura 3. Valores promedio de glomalina fácilmente extraíble (GFE) para los diferentes sitios y usos del suelo. Referencias: (T) bosque nativo; (SP1) sistema silvopastoril de 1 año y (SP5) sistema silvopastoril de 5 años. Medias con letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

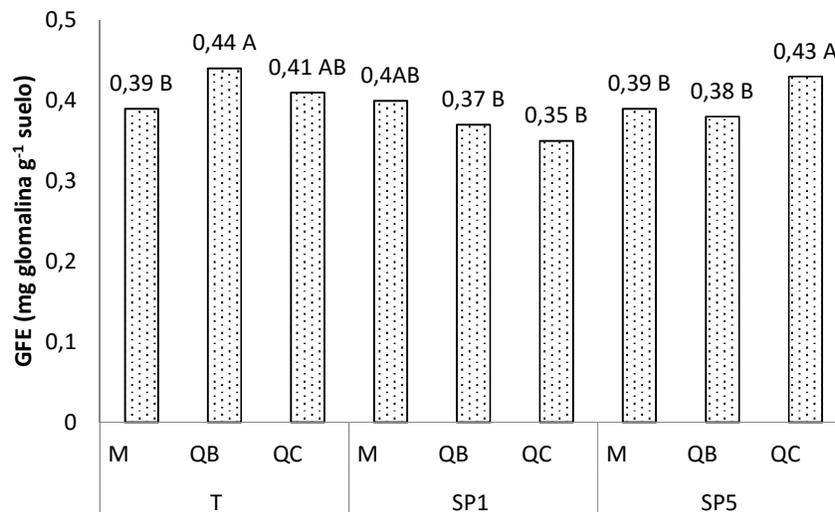


Figura 4. Valores promedio de glomalina fácilmente extraíble (GFE) para los diferentes usos del suelo y coberturas para el sitio semiárido. Referencias: (T) bosque nativo; (SP1) sistema silvopastoril de 1 año y (SP5) sistema silvopastoril de 5 años. Qc, suelo bajo la cobertura de quebracho colorado; Qb, suelo bajo la cobertura de quebracho blanco y M, suelo bajo la cobertura de mistol. Medias con letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).



CONCLUSIONES

Los sistemas silvopastoriles de Santiago del Estero (región Chaqueña Argentina) producen cambios en el contenido de glomalinas del suelo sólo en el sitio semiárido, donde el carbono orgánico del suelo es menor. Sin embargo estos cambios son reversibles, es decir que luego de un año disminuye el contenido de glomalinas respecto del bosque testigo y a los cinco años se restablece. En cambio, en el sitio subhúmedo se mantiene prácticamente invariable en contenido de glomalinas del suelo.

El sitio semiárido, donde el carbono orgánico es menor, presenta mayor contenido de glomalinas lo que se traduciría en un mecanismo de protección muy importante del carbono orgánico del suelo.

Bibliografía

Anriquez, A. L., Arias, S., Silberman, J. E., Domínguez Núñez, J. A., Kunst, C. G., & Albanesi, A. S. (2016). Sistema Silvopastoril con diferentes coberturas arbóreas habilitado por rolado de baja intensidad: Impacto en glomalinas y fracciones de carbono del suelo. *Ciencia del suelo*, 34(1), 33-41.

Bradford, M. M. (1976). A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical biochemistry*, 72(1-2), 248-254.

Carvalho, A. M. X., Castro Tavares, R., Cardoso, I. M., & Kuyper, T. W. (2010). Mycorrhizal associations in agroforestry systems. *Soil biology and agriculture in the tropics*, 185-208.

Chaudhary, V. B., O'Dell, T. E., Rillig, M. C., & Johnson, N. C. (2014). Multiscale patterns of arbuscular mycorrhizal fungal abundance and diversity in semiarid shrublands. *Fungal Ecology*, 12, 32-43.

Colares, M. N., & Arambarri, A. M. (2008). *Ziziphus mistol* (Rhamnaceae): morfo-anatomía y arquitectura foliar. *Lat. Am. J. Pharm*, 27(4), 568-77.

de Araujo Marques, J., Leite, L. C., & Romero, D. C. M. (2011). Bienestar animal en sistemas silvopastoriles. *Revista Colombiana de Ciencia Animal*, 4(1).

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M., & Robledo, C. W. (2013). *InfoStat*, versión 2012. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Gupta, S. R., & Dagar, J. C. (2016). Tree Plantations in Saline Environments: Ecosystem Services, Carbon Sequestration and Climate Change Mitigation. In *Agroforestry for the Management of Waterlogged Saline Soils and Poor-Quality Waters* (pp. 181-195). Springer, New Delhi.

Kunst, C., Bravo, S., Ledesma, R., Navall, M., Anriquez, A., Coria, D., ... & Albanesi, A. (2014a). Ecology and Management of the Dry Forests and Savannas of the western Chaco region, Argentina. *Dry forest*, 132-163.

Kunst, C., Ledesma, R., Castañares, M., Cornacchione, M., Van Meer, H., & Godoy, J. (2014b). Yield and growth features of *Panicum maximum* (Jacq.) var *Trichoglume* cv *Petrie* (Green Panic) under woody cover, Chaco region, Argentina. *Agroforestry systems*, 88(1), 157-171.

Kunst, C., Navall, M., Ledesma, R., Silberman, J., Anriquez, A., Coria, D., & Nuñez, J. A. D. (2016). Silvopastoral Systems in the Western Chaco Region, Argentina. In *Silvopastoral Systems in Southern South America* (pp. 63-87). Springer, Cham.

Panadero, A. N. (2010). Importancia de los sistemas silvopastoriles en la reducción del estrés calórico en sistemas de producción ganadera tropical. *Revista de medicina veterinaria*, (19), 113-122.

Pande, M., & Tarafdar, J. C. (2004). Arbuscular mycorrhizal fungal diversity in neem-based agroforestry systems in Rajasthan. *Applied Soil Ecology*, 26(3), 233-241.

Peri, P. L., Banegas, N., Gasparri, I., Carranza, C. H., Rossner, B., Pastur, G. M., ... & Powel, P. (2017). Carbon sequestration in temperate silvopastoral systems, Argentina. In *Integrating Landscapes: Agroforestry for Biodiversity Conservation and Food Sovereignty* (pp. 453-478). Springer, Cham.



Rejžek, M., Coria, R. D., Kunst, C., Svatek, M., Kvasnica, J., Navall, M., ... & Matula, R. (2017). To chop or not to chop? Tackling shrub encroachment by roller-chopping preserves woody plant diversity and composition in a dry subtropical forest. *Forest Ecology and Management*, 402, 29-36.

Rillig, M. C. (2004). Arbuscular mycorrhizae, glomalin, and soil aggregation. *Canadian Journal of Soil Science*, 84(4), 355-363.

Rillig, M. C., Maestre, F. T., & Lamit, L. J. (2003). Microsite differences in fungal hyphal length, glomalin, and soil aggregate stability in semiarid Mediterranean steppes. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(9), 1257-1260.

Silberman, J. 2016. Diversidad microbiana y material orgánica del suelo en sistemas silvopastoriles de la Región Chaqueña. Tesis doctoral. Universidad Nacional de La Plata, Buenos Aires, Argentina. 192p.

Silberman, J., Albanesi, A., Anriquez, A., Dominguez Nuñez J., Kunst C., & Grasso, D. 2017. Rol de los sistemas silvopastoriles de Chaco en la conservación de la materia orgánica y la biodiversidad del suelo. En: Albanesi et al. (Eds). *APORTES DE LA FAYA (UNSE) PARA EL DESARROLLO AGROPECUARIO Y AGROINDUSTRIAL DEL NOA*. Tomo 2: CADENA DE VALOR EN SISTEMAS PECUARIOS. FAYa UNSE. Págs: 101-123. ISBN: 978-987-1676-65-1

Spohn, M., & Gianì, L. (2011). Impacts of land use change on soil aggregation and aggregate stabilizing compounds as dependent on time. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(5), 1081-1088.

Wang, Q., Wang, W., He, X., Zhang, W., Song, K., & Han, S. (2015). Role and variation of the amount and composition of glomalin in soil properties in farmland and adjacent plantations with reference to a primary forest in North-Eastern China. *PLoS one*, 10(10), e0139623.

Wright, S. F., & Upadhyaya, A. (1996). Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil science*, 161(9), 575-586.

Wu, Q. S., Cao, M. Q., Zou, Y. N., & He, X. H. (2014). Direct and indirect effects of glomalin, mycorrhizal hyphae, and roots on aggregate stability in rhizosphere of trifoliate orange. *Scientific reports*, 4, 5823.



LÍNEA de BASE PARA EL MONITOREO DE MANEJO SILVOPASTORIL CON SEPARACIÓN DE AMBIENTES

BASELINE TO MONITORING SILVOPASTORAL MANAGEMENT USING VEGETATION TYPE SEPARATION

Soler, Rosina M. (1); Pablo L. Peri (2)

⁽¹⁾ Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC-CONICET), Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina.

⁽²⁾ UNPA-INTA-CONICET, Río Gallegos, Santa Cruz, Argentina.

Dirección de contacto e-mail: rosinas@cadic-conicet.gob.ar; 200 Houssay, (9410) Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina

Resumen

Una línea de base constituye un punto de referencia con el cual comparar y detectar cambios en el tiempo según el manejo que se haga del área de interés. La implementación de nuevos esquemas productivos (ej., manejo silvopastoril intensivo o MSI) deben incluir una línea de base y posterior monitoreo a fin de evaluar la sustentabilidad del sistema. Este trabajo evalúa la situación inicial de la regeneración de ñire y la composición botánica en diferentes ambientes bajo manejo en Ea. San Pablo, previo a la implementación de un MSI. Se establecieron 32 estaciones de muestreo en bosques de ñire, capados (bosques quemados para generar pasturas), bordes bosque-pastizal y pastizales. Se realizaron 64 parcelas de regeneración y 128 relevamientos de plantas. La mayor densidad de plántulas se registró en los bordes bosque-pastizal (3288 ind.ha⁻¹) e interior de bosque (1048 ind.ha⁻¹), que además tuvieron la mayor altura. En los capados la regeneración fue escasa (75 ind.ha⁻¹), con forma arbustiva. El daño por herbivoría fue alto (75-100%) y no difirió entre ambientes. Para la vegetación, los bosques presentaron la mayor cobertura de helechos, los pastizales la mayor cobertura de pastos, seguido por los capados y los bordes. Del total de las especies registradas (92), el 15% fueron indicadoras y el 20% detectoras: 6 especies indicadoras y 7 detectoras en los bosques de ñire; 4 indicadoras y 3 detectoras en los capados; 3 indicadoras y 5 detectoras en el pastizal; y sólo 1 indicadora y 1 detectora el borde bosque-pastizal. Se recomienda monitorear la regeneración y analizar la evolución de las especies indicadoras de cada tipo de ambiente, para identificar evidencias de degradación (disminución de abundancia o pérdida de especies indicadoras) o de cambios ambientales a través de las especies detectoras.

Palabras claves: especies indicadoras; manejo intensivo; ñire; regeneración arbórea; Tierra del Fuego.

Abstract

A baseline monitoring is a reference point with which compare and detect future changes according to the management proposed. The implementation of new productive schemes (eg., intensive silvopastoral management or MSI) must necessarily include a baseline and subsequent monitoring in order to evaluate the sustainability of the system. This work evaluated the initial situation of tree (ñire) regeneration and the botanical composition in different representative habitats in San Pablo ranch, prior to the implementation of MSI. A total of 32 sampling stations were established in ñire forests, "capados" (burned forests for pastures), forest-grassland edges and grasslands. 64 regeneration plots and 128 vegetation plots were surveyed. The highest sapling density was recorded at forest-grassland edge (3288 ind.ha⁻¹) and ñire forest (1048 ind.ha⁻¹), which also had the highest sapling height. Tree regeneration was scarce in capados (75 ind.ha⁻¹), with a shrubby form. Herbivory was high (75-100%) and it did not differ between habitats. Ñire forests had the highest ferns cover, the grasslands the largest pasture cover, followed by capados and edges. Of the total registered species (92), 15% were indicators and 20% were detectors: 6 indicator species and 7 detectors in ñire forests; 4 indicators and 3 detectors in capados; 3 indicators and 5 detectors in the pasture; and only 1



indicator and 1 detector forest-grassland edge. We recommend to monitor tree regeneration and to analyze the evolution of indicator species of each habitat, to identify evidence of degradation (decrease in abundance or loss of indicator species) or of environmental changes through detector species.

Keywords: *indicator species; intensive management; ñire; tree regeneration; Tierra del Fuego.*

INTRODUCCIÓN

La línea de base (LB) es un estudio o relevamiento que permite determinar el estado "cero" de un ecosistema previo a la aplicación de un manejo determinado, incluyendo su rango de variación natural (Thompson et al., 2013). Los datos obtenidos de un estudio de línea de base constituyen un punto de referencia con el cual comparar y así poder detectar cambios a lo largo del tiempo según el manejo o uso que se haga en el área de interés.

En un estudio de línea de base la regeneración natural de ecosistemas forestales, los árboles jóvenes constituyen una fase temprana y frágil dentro del ciclo de vida (Jordano et al., 2008; Soler et al., 2013) y serán las que definan la capacidad de continuidad del bosque en tiempo y espacio. Consecuentemente, representan un indicador de manejo conservativo (Newton, 2007). En el caso de la biodiversidad, el principal objetivo es estimar principalmente la riqueza de especies y sus abundancias (absolutas o relativas), es decir, la diversidad de especies. En particular, las comunidades de plantas se conciben como tipos de vegetación reconocidos a través de su composición florística. La composición completa de especies de la comunidad expresa mejor sus relaciones interespecíficas y con el ambiente que cualquier otra característica (Alcaraz Ariza, 2013). Entre las especies que componen una comunidad, algunas son mejores indicadores de las interrelaciones que otras y para clasificaciones prácticas se utilizan dichas especies puesto que son más efectivas como indicadores (Lencinas et al., 2008; 2011; Alcaraz Ariza, 2013).

Tanto la regeneración como el uso de especies indicadoras de hábitat, son algunos de los criterios e indicadores (C&I) recomendados para el monitoreo MBGI a escala predial en Patagonia (Carranza et al., 2016). El manejo ganadero en Patagonia Sur se realiza mayormente en forma extensiva (veranadas/invernadas o pastoreo continuo) donde los animales pastorean en extensos cuadros de más de 800 ha (Chayer y Gianfrancesco, 2007), seleccionando libremente los diferentes ambientes disponibles lo cual conlleva a un sobreuso de ciertas áreas y la subutilización de otras (Bailey et al., 1998; Ormaechea et al., 2018). Para evitar áreas concentradas de sobrepastoreo y optimizar el uso de todo el campo, se ha propuesto la implementación de un manejo intensivo que integre la evaluación de pastizales, la separación de ambientes y un pastoreo rotativo con potreros más chicos y movimiento de animales más frecuente (Peri et al., 2016). Frente a este cambio de esquema de manejo, y sobre todo considerando la intensificación que se propone, es necesario realizar un estudio de línea de base y monitoreo posterior, para llevar a cabo muestreos estratégicos con base científica en los sitios destinados al manejo productivo.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la situación inicial de la regeneración del bosque de ñire y la composición botánica de los diferentes ambientes representativos del paisaje afectado al manejo en Ea. San Pablo, previo a la implementación de un manejo silvopastoril intensivo (MSI). De esta manera, se buscó establecer la línea base para los monitoreos a futuro que permitirán comparar la



evolución temporal de la vegetación, detectar especies de diagnóstico y signos de degradación ambiental (regeneración, especies invasoras) en los campos bajo manejo.

MATERIALES Y MÉTODOS

En 2014 la Estancia San Pablo comenzó con la implementación del uso estratégicos de alambrados tendientes a un MSI con separación de ambientes, para la protección de los bosques nativos en dos campos: "El Aserradero" (840 ha) y "El Muerto" (1600 ha). Ambos campos están conformados por diferentes unidades o comunidades vegetales (Fig. 1), que incluyen bosques de ñire (*Nothofagus antarctica*) y lenga (*N. pumilio*), bosques capados de ñire y lenga (bosques que fueron quemados intencionalmente en la década del '30 con el objetivo de aumentar la superficie de pasturas), pastizales (clasificados en cortos, buenos, mejorados, implantados), vegas (regulares, buenas, muy buenas), juncuales y turbales.

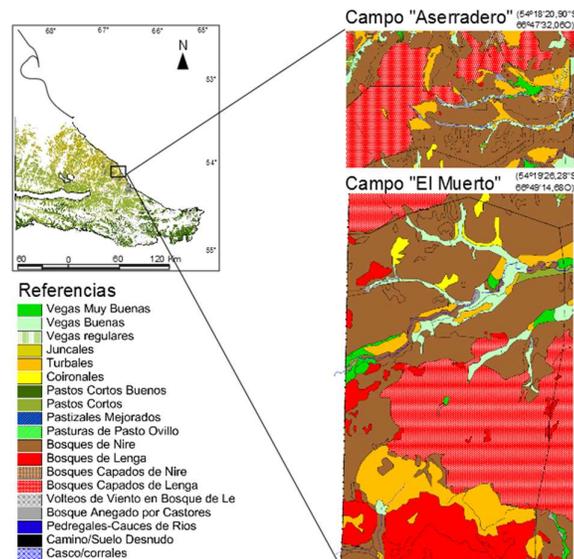


Figura 1. Imagen con las coberturas de los distintos tipos de ambientes en campos El Muerto y Aserradero.

Para la presente LB y los posteriores monitoreos, se propuso diferenciar y trabajar sobre 4 unidades de vegetación o tipos de ambientes: 1) bosque de ñire: interior de bosque de ñire maduro, distanciado al menos 100 m de cualquier límite con otros ambientes; 2) bordes bosque-pastizal: zona estrecha de contacto entre ambientes abiertos de pastizal y bosques de ñire, generalmente con una estructura joven de bosque; 3) capado de lenga: tierras forestales que fueron transformadas en la década del '30 para aumentar la superficie de pasturas, a través del anillado de árboles y posterior quemas relativamente controladas; 4) pastizal húmedo y zonas de borde bosque (ñire)-pastizal. No se consideraron los bosques de lenga, ya que sólo quedan pequeños remanentes en la matriz de capados y la estancia prevé su exclusión. Se establecieron ocho estaciones de muestreo para cada tipo de ambiente (total = 32 sitios o estaciones de muestreo) donde se llevaron



a cabo los relevamientos para la LB. En la Tabla 1 se indican las principales características de los ambientes considerados.

Tabla 1. las principales características de los ambientes monitoreados en Ea. San Pablo, Tierra del Fuego.

Campo	Tipo	Altitud (m.s.n.m.)	Orientación	CC (%)	AB (m ² .ha ⁻¹)	HD (m)
Muerto	Bosque	82,5	N - O	65,8	59,5	11,4
	Borde	52,0	N - S	43,4	25,3	8,1
	Capado	124,2	NE - SO	-	-	-
	Pastizal	53,0	N - SE	-	-	-
Aserradero	Bosque	88,3	N	61,9	56,9	11,5
	Borde	65,3	N - O	29,7	30,5	6,2
	Capado	102,3	SE - SO	-	-	-
	Pastizal	58,0	N - NE	-	-	-

Regeneración del bosque: en cada estación de muestreo correspondiente a bosque, borde bosque-pastizal y capado se evaluó la densidad de regeneración pre-instalada, considerando aquellos individuos de entre 0,3 y 1,5 m de altura. No se detectó regeneración de lenga, por lo cual siempre se refiere a regeneración de ñire, pero es necesario considerar la posible ocurrencia de lenga en los futuros monitoreos. Se establecieron 4 parcelas en faja de 2x5 m sobre las que se cuantificó la cantidad de plántulas de ñire. En aquellos sitios donde no fue posible encontrar una plántula dentro de los 5 m, se consideró un largo variable de faja a fin de incluir al menos 1 plántula de regeneración. A cada individuo se midió su altura, el diámetro al cuello (DAC) y la presencia de daño por ramoneo. Por otro lado, en cada una de las estaciones de muestreo se identificaron y marcaron 10 renovales para monitorear el daño por ramoneo. Se midió la altura de cada renewal, la altura del ramoneo y la intensidad del daño estimada visualmente en una escala de 0 a 3. Para el análisis de los datos se consideraron como factores de clasificación: i) el tipo de ambiente, y ii) el campo bajo manejo, por ser unidades de manejo independientes, con distintas proporciones de ambiente que pueden influir en el uso animal y la respuesta de la regeneración. Las variables respuesta analizadas fueron la densidad de regeneración (individuos.ha⁻¹), el DAC (cm) y la altura de individuos (cm), así como el porcentaje de ramoneo. Estos datos se analizaron con ANOVAs bifactoriales (campo y tipo de ambiente) y posterior test de Tukey ($p < 0,05$) para la comparación de medias.



Diversidad vegetal: en cada estación de muestreo se utilizaron 4 cuadrantes de 2x2 m para determinar la composición de la vegetación (suelo desnudo, ramas o troncos, rocas, vegetación, etc.). En total se relevaron 128 parcelas (2 campos × 4 unidades vegetales × 4 réplicas × 4 subparcelas). Una vez reconocidos los principales componentes del sotobosque en cada parcela, se determinó la riqueza (número de especies presentes) y abundancia (porcentaje de cobertura) de especies vegetales (hierbas, pastos, helechos) según la escala combinada de Braun-Blanquet (1979). En caso de no reconocer alguna de las especies presentes, se colectaron ejemplares de las mismas para su posterior identificación taxonómica en el Herbario de Tierra del Fuego del CADIC (CONICET) en Ushuaia. Posteriormente, el conjunto de especies identificadas se clasificó según su taxonomía en pastos (monocotiledóneas), hierbas (dicotiledóneas) y helechos (pteridófitas), y según su origen (nativas o exóticas). Para el análisis de los datos se consideraron como factores de clasificación: i) el tipo de ambiente, y ii) el campo bajo manejo, por ser unidades de manejo independientes, con distintas proporciones de ambiente que pueden influir en el uso animal y la respuesta de la vegetación. Se evaluó la cobertura (% por parcela) de cada componente del sotobosque (suelo desnudo, residuos leñosos, vegetación) y de cada grupo vegetal (pastos, hierbas, helechos) mediante ANOVAs bifactoriales (campo y tipo de ambiente) y posterior test de Tukey ($p < 0,05$) para la comparación de las medias. Luego, para evaluar la similitud o la diferencia de la composición vegetal entre ambientes se realizó un análisis de correspondencia canónica (DCA). Para identificar especies de diagnóstico ambiental se calculó el valor del indicador ecológico de cada especie (IndVal) por el método de Dufrené y Legendre (1997) que incluye la prueba de Monte Carlo ($p < 0,05$) para evaluar la significancia. Este método se basa en el grado de especificidad del hábitat de la especie, es decir, la exclusividad a un hábitat determinado y la fidelidad o la frecuencia de ocurrencia dentro de un mismo hábitat, expresada con un valor porcentual. Las especies con un IndVal > 50 ($p < 0,05$) son consideradas como indicadores para un sitio dado, mientras que aquellas con una IndVal < 50 y > 25 ($p < 0,05$) son consideradas como especies detectoras. Se utilizó el programa InfoStat para los análisis paramétricos y el programa PcOrd para los análisis multivariados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Estado de la regeneración

Las densidades de plantas de ñire en los sitios analizados fueron abundantes en ambos campos. Sin embargo, dentro del bosque de ñire se observó una diferencia marcada entre ambos campos (Fig. 2). La densidad de regeneración dentro del bosque maduro varió entre 1200-3000 individuos.ha⁻¹ para el campo "Aserradero", siendo mucho más elevada que dentro del campo "El Muerto" la cual varió entre 150-1000 individuos.ha⁻¹. A pesar de esto, las diferencias no fueron significativas (Tabla 2).

Por otro lado, la densidad de regeneración en las zonas de borde y en el bosque fue mayor que en los capados, y a su vez mayor dentro del campo "Aserradero" que dentro de "El Muerto" (Fig. 2, Tabla 2). Algunos de los bordes bosque-pastizal presentan una situación de avance del bosque hacia el pastizal, con arbolitos jóvenes de alturas variables, aunque con una fuerte presión de ramoneo evidenciado por la forma arbustiva tal como se refiere Echevarría et al. (2014). Otros, sin embargo, presentan una situación más estable, donde no se observa una dinámica actual de bosque joven. En



ambos campos se observaron las dos situaciones. La densidad de regeneración en la zona de borde varió entre 2000-5000 individuos.ha⁻¹ para el campo "Aserradero", mientras que en el campo "El Muerto" varió entre 1600-5700 individuos.ha⁻¹ (Fig. 2).

Tabla 2. Análisis de la varianza para la densidad, diámetro y altura de plantas de ñire en los distintos ambientes monitoreados en Ea. San Pablo, Tierra del Fuego.

		Densidad (individuos.ha ⁻¹)	DAC (cm)	Altura (cm)
Campo	Muerto	1450	1,82	65,86
	Aserradero	2421	1,97	69,49
<i>F (p)</i>		<i>0,80 (0,380)</i>	<i>0,28 (0,606)</i>	<i>0,06 (0,791)</i>
Ambiente	Capado	75 <i>a</i>	1,93 <i>ab</i>	36,50
	Borde	3288 <i>b</i>	2,44 <i>b</i>	70,62
	Bosque	1048 <i>b</i>	1,34 <i>a</i>	72,53
<i>F (p)</i>		<i>28,98 (<0,001)</i>	<i>6,94 (<0,001)</i>	<i>2,72 (0,105)</i>
<i>Campo × Ambiente</i>		<i>0,41 (0,661)</i>	<i>0,02 (0,980)</i>	<i>0,507 (0,614)</i>

En los capados la regeneración fue casi ausente o muy escasa por sectores. En ambos campos, la regeneración en los capados varió entre 0-100 individuos.ha⁻¹. Esta información es importante para valorar la continuidad del estrato arbóreo mediante la estimación de la cantidad de regeneración instalada. Todos los valores encontrados son menores que los reportados previamente para Tierra del Fuego (Soler et al., 2013; Peri et al., 2016) y Santa Cruz (Bahamonde et al., 2011, 2013; Peri et al., 2016). Sin embargo, estos trabajos se refieren a regeneración inicial de plántulas ≤10 años de edad y <30 cm de altura, mientras que los valores del presente estudio se refieren a edades más avanzadas que ya han sobrepasado las primeras limitantes. Incluso Peri et al. (2006), afirman que con 19.500 individuos.ha⁻¹ estaría por debajo del mínimo necesario para asegurar la continuidad del bosque teniendo en cuenta que aún las plántulas estarán sometidas a futura presión del ganado. Basado en el modelo estructural-funcional de Estados y Transiciones generado para los ñirantales de Patagonia Sur, Peri et al. (2017) sugieren realizar un manejo sustentable silvopastoril para bosques maduros (fase de Envejecimiento) con intervención silvicultural en el Estados II, lo cual representa para la regeneración establecida (>1,3 m de altura y >5 cm de DAP) valores de 9.800 a 15.000 individuos.ha⁻¹. Al menos en este estudio, la densidad registrada en los capados refleja un



límite indeseable, pero la discusión de los umbrales de regeneración debería ajustarse a las particularidades ambientales, calidad de sitio, historia de uso, etc. de cada campo bajo manejo.

En cuanto a la altura de la regeneración, no se observaron diferencias entre ambos campos (Tabla 2). Al comparar las plantas muestreadas en los distintos ambientes, se observó que la altura también fue menor en los capados, que en el bosque propiamente dicho y las zonas de borde. En los capados, la altura varió entre 25-60 cm con un promedio de 36 cm, mientras que en el bosque varió entre 60-93 cm con un promedio de 72 cm, y en las zonas de borde varió entre 34-102 cm con un promedio de 70 cm. A pesar de esto, los análisis estadísticos indican que las diferencias no son significativas (Tabla 2), debido a la variabilidad entre plantas muestreadas. En cuanto al diámetro a la altura del cuello, no se observaron diferencias entre ambos campos (Tabla 3).

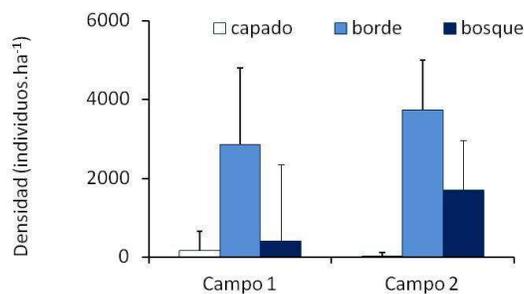


Figura 2. Densidad de plantas de ñire en ambientes de bosque, borde bosque-pastizal y capado en Ea. San Pablo, Tierra del Fuego. Las barras indican desvío estándar.

Al comparar los distintos ambientes, se observó que las plantas de ñire creciendo en los bordes bosque-pastizal tuvieron el mayor diámetro (Tabla 3), el cual varió entre 1,80-3,40 cm con un promedio de 2,44 cm; mientras que en los capados varió entre 1,80-2,70 cm con un promedio de 2,20 cm, y en el bosque varió entre 0,80-1,73 cm con un promedio de 1,30 cm. En general, dentro del bosque puro de ñire se observaron plantas altas y de tallos más delgados, mientras que las plantas creciendo en los bordes presentan un tallo más grueso, aunque de altura similar a las del bosque, con sólo algunas excepciones (campo "Aserradero") donde la regeneración midió más de 1 m. Por el contrario, la regeneración en los capados, además de ser muy escasa, presentó la menor altura y un DAC grueso, lo cual refleja una morfología de los arbolitos más achaparrada y arbustiva. En el caso de los capados específicamente, la recuperación del bosque se observa sobre algunas laderas con menor exposición al viento, siempre cercana a los bordes de bosques o árboles aislados en pie. Ya que este trabajo sólo analizó la regeneración menor de 1,5 m de altura, no es posible concluir sobre el escape a la herbivoría, pero sería deseable que la altura promedio aumente con el tiempo en las plantas medidas y marcadas, a la vez que se instalan nuevos individuos.

Se registró una mayor cantidad de plantas ramoneadas en las zonas de borde, que en el bosque y que en los capados ($F=26,24$; $p<0,001$) (Fig. 3A). Sin embargo, al expresarlo como la proporción de plantas ramoneadas las diferencias no fueron estadísticamente significativas ($F=0,46$; $p=0,641$). En los capados el 100% de las plantas de ñire fueron dañadas por ramoneo, mientras que en los bosques y bordes el porcentaje de daño fue del 75-80% (Fig. 3B).

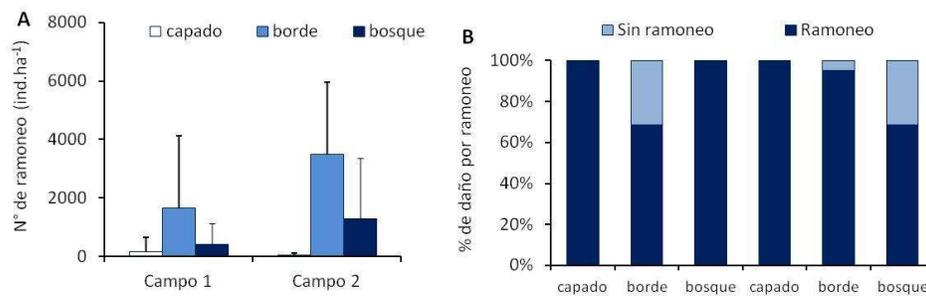


Figura 3. Daño por ramoneo expresado como número (A) y proporción de plantas ramoneadas (B) en los distintos ambientes monitoreados en Ea. San Pablo, Tierra del Fuego.

Echevarría et al. (2014) y Von Müller y Hansen (2016) destacan el efecto negativo de la presión del ramoneo sobre el crecimiento apical y lateral. Sin embargo, el presente trabajo sólo analizó la presencia o no de daño por ramoneo sin estimar la intensidad de éste. Es recomendable que a futuro se incorpore dicha medida para evaluar la magnitud de daño en diferentes ambientes.

Composición del sotobosque y comunidades vegetales en los diferentes ambientes

El sotobosque estuvo mayormente representado por cobertura vegetal (86-98%), pero también se registraron residuos leñosos de troncos y ramas (1-20%) y suelo desnudo o cubierto de hojarasca (2-7%). Dichas coberturas fueron similares entre los dos campos relevados ($F=1,15$; $p=0,293$). En cuanto a los grupos de plantas que conforman la vegetación, el tipo de ambiente tuvo un efecto significativo éstos (Tabla 3). Los bosques de ñire presentaron la mayor cobertura de helechos, mientras que los pastizales presentaron la mayor cobertura de pastos (monocotiledóneas), seguido por los capados y las zonas de borde. La cobertura de hierbas (dicotiledóneas) fue similar entre los ambientes (Tabla 3). Las coberturas entre los campos fueron similares, excepto para los pastos ya que el campo "Aserradero" presentó mayor cobertura que "El Muerto".

En cuanto a la composición específica, se registraron 92 especies vegetales en total: 37 especies en el bosque de ñire, 52 especies en los capados y 62 especies tanto para pastizales como para los bordes bosque-pastizal. El análisis DCA basado en la cobertura de especies de plantas agrupó los sitios de bosque en un extremo y los pastizales en el otro extremo del eje 1 (Fig. 4). Muy cercano al grupo del bosque se ubicó el grupo de capados y los bordes, esto debido a que se registraron 7 especies comunes para bosque-capado-borde. Este resultado es llamativo, ya que los capados son considerados bosques degradados y que fueron generados para incrementar la superficie de pasturas (Collado, 2001) por lo cual su fisonomía es más similar a un pastizal que a un bosque. Sin embargo, podría haber elementos de la vegetación (ej., residuos en el suelo, abundancia de helechos como *Blechnum penna-marina*) que guardan similitud con los bosques originales. Asimismo, el grupo de pastizales se ubicó cercano al grupo de los bordes, debido a que se registraron 10 especies comunes para capado-borde-pastizal. En relación a especies exclusivas de cada ambiente, los pastizales tuvieron la mayor cantidad (16 especies), luego los bordes bosque-pastizal (7), los capados (5), mientras que en los bosques de ñire se registraron sólo 3 especies exclusivas.



Tabla 3. Análisis de la varianza para el porcentaje de cobertura de pastos (monocotiledóneas), hierbas (dicotiledóneas) y helechos, de acuerdo a diferentes ambientes y campos en Ea. San Pablo.

		Pastos	Hierbas	Helechos
Campo	Muerto	59,42 a	30,61	6,87
	Aserradero	68,28 b	24,84	9,96
<i>F (p)</i>		4,90 (0,036)	2,13 (0,156)	1,23 (0,277)
Ambiente	Pastizal	77,63 b	22,30	0,07 a
	Capado	64,48 ab	25,43	12,20 bc
	Borde	62,37 ab	29,73	2,08 ab
	Bosque	50,94 a	33,45	19,33 c
<i>F (p)</i>		7,47 (0,001)	1,53 (0,232)	10,48 (<0,001)
<i>Campo × Ambiente</i>		1,64 (0,206)	0,76 (0,527)	0,86 (0,470)

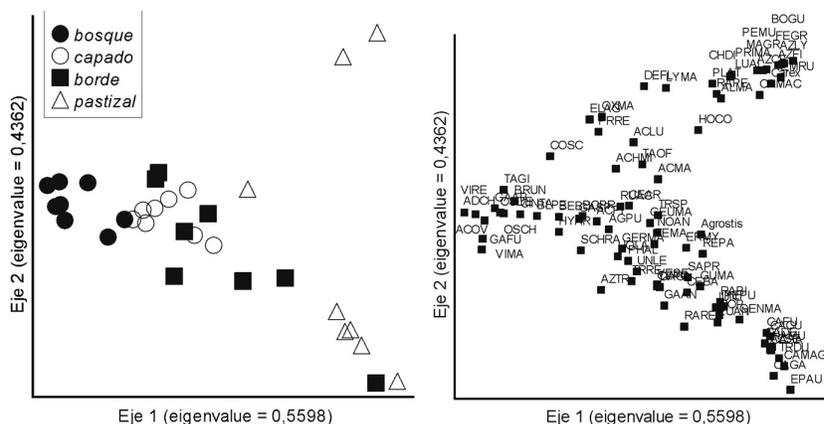


Figura 4. Análisis de correspondencias canónica (DCA) basado en la cobertura de especies de plantas en los distintos ambientes en Ea. San Pablo, Tierra del Fuego. A) agrupamiento de sitios, B) distribución de especies.

De acuerdo al análisis de especies indicadoras, el bosque de ñire tuvo 6 especies indicadoras y 7 especies detectoras (Tabla 4), el capado 4 indicadoras y 3 detectoras, el pastizal presentó solo 3 indicadoras y 5 detectoras, mientras que el borde bosque-pastizal tuvo sólo una indicadora y una detectora. Esto significa que, del total de las especies consideradas en este estudio, el 15% fueron indicadoras y el 20% detectoras para alguno de los ambientes estudiados. Este resultado señala que casi un tercio de las especies tienen el potencial para indicar cambios ambientales que puedan surgir



como consecuencia de la implementación del manejo intensivo. El mayor número de especies indicadoras ocurrió en el bosque de ñire, es decir con más especies típicas y todas nativas, las cuales podrían ser sensibles a la intensificación del manejo. Por otra parte, las especies detectoras proveen información de más de un hábitat y pueden dar nociones de la dirección de los cambios en la calidad del hábitat (ej., grado de conservación o grado de perturbación) (Carbone et al., 2017). Es interesante notar que los capados tuvieron sus propias especies indicadoras, la mayoría nativas y una sola exótica. Esto quizás reafirma la idea de que los capados representan una unidad vegetacional diferente a la de los bosques que alguna vez fueron, pero también diferente de los pastizales naturales que hay en la zona de estudio.

CONCLUSIÓN

A través de este estudio se estableció la línea base que permitirá en futuros monitoreos analizar la evolución temporal de la regeneración natural y vegetación, después de la aplicación de un manejo silvopastoril intensivo en Tierra del Fuego. Se recomienda mantener el mismo diseño de muestreo a fin de lograr una comparación más precisa, reducir la variabilidad y los errores de muestreo. La regeneración en la zona de capados es la más comprometida por la presión de ramoneo, pero los bordes bosque-pastizal, a pesar de su elevada densidad de plántulas, también podría verse comprometido con la intensificación del uso al ser éste un ambiente de contacto. Si bien aún no están claros los umbrales de regeneración para los bosques de ñire en Patagonia, la densidad registrada está por debajo del mínimo establecido en trabajos previos. Por otro lado, se recomienda analizar la evolución de las especies indicadoras de cada tipo de ambiente, para identificar evidencias de degradación (disminución de abundancia o pérdida de especies indicadoras) o de cambios ambientales a través de las especies detectoras.

Tabla 4. Análisis de especies indicadoras (IndVal y probabilidad entre paréntesis) de especies de plantas vasculares indicadoras (IndVal > 50 y $p < 0,05$) y detectoras (IndVal entre 25-50 y $p < 0,05$) para cada tipo de ambiente en Ea. San Pablo.

Especie	Bosque	Capado	Borde	Pastizal
<i>Acaena ovalifolia</i>	94,8 (<0,001)			
<i>Adenocaulon chilense</i>	62,5 (<0,001)			
<i>Galium aparine</i>	38,2 (0,032)			
<i>Galium fuegianum</i>	50,0 (0,008)			
<i>Osmorhiza chilensis</i>	85,6 (<0,001)			
<i>Osmorhiza depauperata</i>	75,4 (<0,001)			
<i>Pratia repens</i>	43,2 (0,049)			
<i>Schizeilema ranunculus</i>	45,1 (0,001)			
<i>Taraxacum gilliesii</i>	72,3 (<0,001)			
<i>Bromus unioloides</i>	70,6 (<0,001)			



<i>Deschampsia flexuosa</i>	42,9 (0,036)	
<i>Phleum alpinum</i>	46,7 (0,019)	
<i>Poa pratensis</i>	44,2 (0,014)	
<i>Acaena pinnatifida</i>	99,4 (<0,001)	
<i>Cerastium arvense</i>	66,4 (<0,001)	
<i>Rumex acetosella</i>	78,2 (<0,001)	
<i>Agropyron pubiflorum</i>	41,4 (0,015)	
<i>Trisetum spicatum</i>	54,5 (<0,001)	
<i>Uncinia lechleriana</i>	46,7 (0,010)	
<i>Blechnum penna-marina</i>	46,3 (0,023)	
<i>Nothofagus antarctica</i>		61,1 (0,026)
<i>Alopecurus magellanica</i>		37,5 (0,042)
<i>Empetrum rubrum</i>		37,5 (0,043)
<i>Gentianella magellanica</i>		47,0 (0,027)
<i>Nanodea muscosa</i>		50,0 (0,008)
<i>Pernettya pumila</i>		48,7 (0,015)
<i>Carex curta</i>		56,1 (0,002)
<i>Carex fuscula</i>		60,0 (0,003)
<i>Carex macloviana</i>		58,2 (0,003)
<i>Carex sp.</i>		50,0 (0,007)

Bibliografía

- Alcaraz Ariza, F.J., 2013. El método fitosociológico, Geobotánica, Tema 11. Universidad de Murcia, España, p16.
- Bahamonde, H.A., Peri, P.L., Monelos, L.H., Martínez Pastur, G., 2011. Ecological aspects of regeneration from seeds of *Nothofagus antarctica* native forest in Southern Patagonia, Argentina. *Bosque* 32: 20-29.
- Bahamonde, H.A., Peri, P.L., Monelos, L.H., Martínez Pastur, G., 2013. Seed regeneration in native forests of *Nothofagus antarctica* under silvopastoral use in Southern Patagonia. *Bosque* 34: 89-101.
- Bailey, D.W., Dumont, B., Wallis De Vries, M.F., 1998. Utilization of heterogeneous grasslands by domestic herbivores: theory to management. *Annales de Zootechnie* 47: 321-333.
- Braun-Blanquet, J., 1979. Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales, Blume Ediciones, Madrid, 820 p.
- Carbone, L.M., Aguirre-Acosta, N., Tavella, J., Aguilar, R., 2017. Cambios florísticos inducidos por la frecuencia de fuego en el Chaco Serrano. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 52: 753-778.
- Carranza, C., Daniele, G., Cabello, M.J., Peri, P.L., 2016. Informe de Indicadores para el monitoreo a escala predial en el marco del Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI) en Patagonia. Informe Técnico, p. 19.
- Chayer, R., Gianfrancesco, A., 2007. Relevamiento de la producción bovina de carne en la provincia de Tierra del Fuego. Informe Técnico Consultores Pampeanos Asociados (CONPAS), Buenos Aires, p 24.



- Collado, L., (2001). Los bosques de Tierra del Fuego: Análisis de su estratificación mediante imágenes satelitales para el inventario forestal de la provincia. *Multequina*, 10: 01-15.
- Dufrène, M., Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monograph* 67: 345-366.
- Echevarría, D.C., von Müller, A.R., Hansen, N.E., Bava, J.O., 2014. Efecto del ramoneo bovino en renovales de *Nothofagus antarctica* en Chubut, Argentina, en relación con la carga ganadera y la altura de las plantas. *Bosque* 35(3): 357-368.
- Jordano, P., Pulido, F., Arroyo, J., García-Castaño, J.L., García-Fayos, P., 2008. Procesos de limitación demográfica. En: Valladares F (ed) *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante* (Segunda edición). Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, Madrid, p 231-250.
- Lencinas, M.V., Martínez Pastur, G., Rivero, P., Busso, C., 2008. Conservation value of timber quality vs. associated non-timber quality stands for understory diversity in *Nothofagus* forests. *Biodiversity and Conservation* 17: 2579-2597.
- Lencinas, M.V., Martínez Pastur, G., Gallo, E., Cellini, J.M., 2011. Alternative silvicultural practices with variable retention to improve understory plant diversity conservation in southern Patagonian forests. *Forest Ecology and Management* 262: 1236-1250.
- Newton, A.C., 2007. *Forest Ecology and Conservation: a handbook of techniques*. Oxford University Press Inc., New York, p 454.
- Ormaechea, S., Gargaglione, V., Bahamonde, H.A., Escribano, C., Ceccaldi, E., Peri, P.L., 2018. Producción bovina bajo manejo silvopastoril intensivo a escala de establecimiento y ciclo completo en Tierra del Fuego, Argentina. *Livestock Research for Rural Development* 30:2.
- Peri, P.L., Monelos, L., Bahamonde, H., 2006. Evaluación de la continuidad del estrato arbóreo en bosques nativos de *Nothofagus antarctica* bajo uso silvopastoril con ganado ovino en Patagonia Sur, Argentina. *Actas 4º Congreso Latinoamericano de Agroforestería Sustentable*. Varadero, Cuba, p. 6.
- Peri, P.L., Hansen, N.E., Bahamonde, H.A., Lencinas, M.V., Von Müller, A.R., Ormaechea, S., Gargaglione, S., Soler, R.M., Tejera, L., Lloyd, C.E., Martínez Pastur, G., 2016. Silvopastoral systems under native forest in Patagonia, Argentina. En: *Silvopastoral systems in southern South America* (P.L. Peri, F. Dube, A. Varella, Eds.). Ed. Springer. Series: *Advances in Agroforestry* 11, Chapter 6, pp 117-168.
- Peri, P.L., López, D.R., Rusch, V., Rusch, G., Rosas, Y.M., Martínez Pastur, G., 2017. State and transition model approach in native forests of Southern Patagonia (Argentina): linking ecosystem services, thresholds and resilience. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 13(2): 105-118.
- Soler, R.M., Martínez Pastur, G., Peri, P.L., Lencinas, M.V., Pulido, F., 2013. Are silvopastoral systems compatible with forest regeneration? An integrative approach in southern Patagonia. *Agroforestry Systems* 87: 1213-1227.
- Thompson, I. D., Guariguata, M. R., Okabe, K., Bahamondez, C., Nasi, R., Heymell, V., Sabogal, C., 2013. An operational framework for defining and monitoring forest degradation. *Ecology and Society* 18 (2): 20.
- Von Müller, A., Hansen, N., 2016. Intervenciones silvopastoriles en bosque de ñire: análisis de viabilidad productiva y de daño a renovales. *Actas V Jornadas Forestales Patagónicas – III Jornadas Forestales de Patagonia Sur*. Esquel, Argentina, p. 354.



ESTIMACIÓN DE CARBONO EN LA BIOMASA AÉREA EN MODELOS SILVOPASTORILES EN EL TRÓPICO ALTO DE COLOMBIA

ESTIMATION OF CARBON IN THE AERIAL BIOMASS OF SILVOPASTORAL MODELS IN THE HIGH TROPIC OF COLOMBIA

Villegas Sánchez, Gonzalo H. ; Julián Chará; Claudia Durana R.; Enrique Murgueitio

Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria – CIPAV.
gvillegas@fun.cipav.org.co; Carrera 25 No 6-62 Cali, Colombia.

Resumen

Los sistemas silvopastoriles (SPS) han ganado importancia en los últimos años, entre otras razones, porque contribuyen a la resiliencia de los sistemas productivos ante la variabilidad climática y a la mitigación del cambio climático mediante una mayor tasa de acumulación de carbono. El propósito de este estudio fue evaluar el contenido de carbono en la biomasa aérea de diferentes usos del suelo en el trópico alto de Colombia en la Reserva Natural El Silencio (2750 msnm). El muestreo se realizó en tres arreglos silvopastoriles: cercas vivas de acacia japonesa (*Acacia melanoxylon*) con y sin podas y árboles dispersos de eucalipto (*Eucalyptus globulus*), todos con cobertura de pasto Kikuyo (*Cenchrus clandestinus*), y en un monocultivo de pasto kikuyo sin árboles como control. En cada sistema se evaluaron tres parcelas; para árboles dispersos se valoraron parcelas de 710m² y para cercas vivas de 300 m². En los sistemas con cercas vivas sin poda se encontró un contenido de 224,4 Mg C ha⁻¹, seguido del sistema de cercas vivas podadas que tuvo un contenido de 135,7 Mg C ha⁻¹. El sistema con árboles dispersos presentó cantidades menores, 49,25 Mg C ha⁻¹ y en el control sin árboles se encontró la menor proporción con 0,89 Mg C ha⁻¹. Los sistemas silvopastoriles con diferentes grados de intervención tienden a reducir la cantidad de biomasa leñosa por unidad de área, lo que genera una disminución en el carbono almacenado. En el caso de los monocultivos de gramíneas por no contener árboles o arbustos acumulan una mínima cantidad de carbono. Los sistemas silvopastoriles que incluyen árboles de madera densa como la *Acacia melanoxylon* y *Eucalyptus globulus* tienen un buen potencial para aumentar la captura de carbono en los sistemas de producción lechera de trópico alto y su capacidad de almacenamiento depende de la densidad de siembra y el manejo.

Palabras claves: Agroforestales; ganadería; mitigación, cambio climático

Abstract

*Silvopastoral systems (SPS) have gained importance in the last years, due to their contribution to the resilience of cattle production systems facing climate variability and to the mitigation of climate change due to a higher rate of carbon accumulation. The purpose of this study was to evaluate the amount of carbon in the aerial biomass of two different SPS in the Colombian high tropics. The study was done in El Silencio Natural Reserve (2750 masl). The systems under study were: Living fences of *Acacia melanoxylon* with and without pruning, Silvopastoral system with scattered eucalyptus trees (*Eucalyptus globulus*), and a monoculture of kikuyu grass (*Cenchrus clandestinus*) as control. Three plots were evaluated per treatment; for scattered trees plot measured 710m² and for living fences 300 m². In systems with live fences without pruning, a content of 224,4 Mg C ha⁻¹ was found followed by the system of pruned live fences with 135,7 Mg C ha⁻¹ and the system with Eucalyptus with 49,25 Mg C ha⁻¹. The control without trees had the lowest amount of C with 0,89 Mg C ha⁻¹. SPS with different degrees of intervention tend to reduce the amount of woody biomass per unit area, which reduces the amount of stored carbon. Grass monocultures without trees or shrubs accumulate a minimum amount of carbon. SPS that include dense wood trees such as *Acacia melanoxylon* and *Eucalyptus**



globulus have good potential to increase carbon capture in high-tropic milk production systems and their storage capacity depends on plant density and management.

Key words: Agroforestry; livestock; mitigation; climate change

INTRODUCCIÓN

Los sistemas de producción lechera en Colombia producen el 50% de la leche que se produce en el país y poseen el 11,6% de la población bovina bajo ordeño (Osorio 2004), se ubican principalmente en las zonas altas de los andes colombianos en suelos susceptibles a la erosión. Dichos sistemas son el resultado de procesos de tala y quema de los bosques altoandinos de niebla, ciclos de cultivos como papa, maíz y frutales que terminan en usos ganaderos bajo sistemas con una escasa cobertura arbórea y suelos desprotegidos (Castaño, 2002; Murgueitio et al., 2015). Dado que las zonas de alta montaña son esenciales para los servicios ecosistémicos hídricos, la ocupación ganadera es cuestionada por sus efectos ambientales (Cuesta et al., 2012; Balvanera et al., 2015). A esta problemática se le suma la preocupación mundial sobre el cambio climático y el papel de la ganadería como aportante de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) incluyendo el dióxido de carbono (CO₂) por los cambios de uso del suelo, uso de insumos y combustibles fósiles y el metano (CH₄) por procesos de fermentación ruminal (Chará et al., 2015). Sin embargo, hay ejemplos de empresas ganaderas que contribuyen a la conservación y restauración de bosques nativos y además buscan una producción amigable con la naturaleza donde se incluyen los sistemas silvopastoriles (Durana, 2011; Lopera et al., 2015).

Los sistemas silvopastoriles contribuyen a la mitigación del cambio climático, a través del incremento en la captura de carbono en los diferentes componentes del sistema (Montagnini et al. 2015), además de otros beneficios como la reducción de la dependencia de insumos, la disminución del uso de sustancias contaminantes, la protección de los suelos, los recursos hídricos y la biodiversidad (Murgueitio, 2011; Chará et al., 2015). En los trópicos es muy importante conocer la dinámica de los flujos de carbono, es decir su emisión y captura en los sistemas de producción ganadera teniendo en cuenta el contexto de los compromisos internacionales adquiridos en las convenciones climáticas (Santibañez, 2014). Por eso es importante conocer cuánto carbono están capturando los sistemas de producción en cada componente bajo diferentes usos y manejos del ecosistema. El presente artículo muestra los resultados en cuanto a contenidos de carbono en la biomasa aérea de diferentes sistemas silvopastoriles y en un sistema de monocultivo de pasto kikuyo en el trópico de altura en los andes orientales de Colombia.

En Colombia se han logrado avances en la estimación de carbono en algunos usos de suelos dedicados a la ganadería en trópico medio y bajo donde se han acogido los modelos silvopastoriles con mayor aceptación. En los sistemas lecheros de trópico alto la incursión de estos modelos es muy baja por lo que la investigación en captura de carbono es muy incipiente. Con esta evaluación se quiere determinar cuál sería el potencial de almacenamiento de carbono en estos modelos ya que se tiene una empresa líder que hace algunos años atrás le apostó a esta nueva propuesta.



MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la reserva natural El Silencio localizada en el municipio de San Francisco (Cundinamarca), a 4°57'21" N y 74°13'98" W, 2750 metros de altitud y con una precipitación promedio anual cercana a los 1500 mm. El área dedicada a la ganadería de leche cuenta con diferentes arreglos silvopastoriles y asociaciones de gramíneas y leguminosas rastreras para el consumo del ganado.

El objetivo del estudio fue comparar la cantidad de carbono retenido en la biomasa aérea (árboles y herbáceas en los sistemas silvopastoriles y únicamente la gramínea en el sistema testigo) en un sistema ganadero de trópico de altura: 1. Cercas vivas (CVCP) de *Acacia melanoxylon* de 20 años de establecidas con poda reciente de formación, 2. Cercas vivas (CVSP) de acacia de 20 años sin poda, 3. Potrero con *Eucaliptus globulus* retoñados después del segundo aprovechamiento de una plantación forestal y raleado a densidades de 112 árboles por ha (ADP) (edad del rebrote: 12 años). 4. Un testigo con monocultivo de pasto kikuyo (PM) con más de 20 años de establecido.

Los modelos silvopastoriles evaluados fueron cercas vivas (CV) de acacia japonesa (*Acacia melanoxylon* R. Br.) las cuales fueron establecidas en el predio hace 20 años a una distancia entre individuos de 2,5m. Actualmente se han realizado unos realces de copa y entresaca de individuos, por lo que se muestrearon cercas vivas con podas (CVCP) y cercas vivas sin podas (CVSP), así como árboles dispersos de eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill). Los árboles se establecieron en el predio hace aproximadamente 30 años en altas densidades (2500 árboles/ha), y después del segundo aprovechamiento, hace 12 años, se entresacaron dejando potreros con una densidad de 112 árboles/ha. Por último, el sistema testigo está compuesto por monocultivo de pasto kikuyo (*Cenchrus clandestinus* (Hochst. ex Chiov.) Morrone) como cobertura control (PM).

Tabla 1: Descripción de los sistemas evaluados.

Características	Cercas vivas con poda	Cercas vivas sin poda	Árboles dispersos	Monocultivo de pasto
Especie de árboles	<i>Acacia melanoxylon</i>	<i>Acacia melanoxylon</i>	<i>Eucalyptus globulus</i>	NA
Especie de gramínea	<i>Cenchrus clandestinus</i>	<i>Cenchrus clandestinus</i>	<i>Cenchrus clandestinus</i>	<i>Cenchrus clandestinus</i>
Años de establecimiento	20	20	12	20
Densidad de los árboles	589	989	112	NA
Descripción general	Las cercas vivas dividen los potreros donde pastorean el ganado. Bajo sus	Las cercas vivas dividen los potreros donde pastorean el ganado. Bajo sus	Los árboles de eucalipto están sembrados al interior del potrero y bajo sus	El sistema de monocultivo de kikuyo no presenta arboles ni arbustos y es



copas hay pasto kikuyo, que es cosechado cada 55 días. Las cercas están podadas en sus ramas bajas y algunos individuos fueron raleados	copas hay pasto kikuyo que es cosechado cada 55 días. Las cercas no presentan ningún manejo de podas ni raleo desde que fueron establecidas	copas hay pasto kikuyo que es cosechado cada 55 días	pastoreado cada 55 días.
---	---	--	--------------------------

En cada uno de los modelos evaluados, se tomaron tres parcelas con características acordes a sus arreglos espaciales. Las parcelas de cercas vivas presentan un área de 300 m² (6m ancho x 50m largo), las parcelas de árboles dispersos y las parcelas testigo tienen un área de 710m² (15m de radio).

Pasturas

En cada uno de los modelos evaluados la gramínea dominante es el pasto kikuyo *Cenchrus clandestinus* que predomina tanto en el predio como en las ganaderías de trópico alto en Colombia. El muestreo de las pasturas se realizó en cada una de las parcelas cortando el pasto a ras del suelo en un cuadrante de 0,25 m², y pesando todo el material verde en el campo. La pastura se evaluó 30 días después de haberse pastoreado. Se conservó una submuestra de 50g por parcela para determinar el contenido de materia seca en el laboratorio. Las muestras fueron rotuladas y enviadas al laboratorio del Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), donde se secaron en un horno a 60°C durante 48 horas con el fin de hallar el peso seco (Márquez, 2002). El contenido de carbono se obtuvo al multiplicar el peso seco por 0,47 que es el factor de conversión recomendado por el Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC, 2006; Yepes et al., 2011).

Árboles

En las parcelas experimentales de los sistemas silvopastoriles, se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP) de los árboles de acacia japonesa (*Acacia melanoxylon* R. Br.) y eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill) a una altura de 1,30 m, usando una cinta diamétrica. La estimación de la biomasa aérea de los árboles se llevó a cabo mediante la ecuación alométrica propuesta por Chave et al., (2005) para regiones húmedas tropicales. Esta ecuación únicamente usa el diámetro (d_i) a 1,30 m de altura para calcular la biomasa aérea (BA_{ij}). El contenido de carbono se obtuvo al multiplicar la biomasa por 0,47 que es el factor de conversión recomendado por el Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC, 2006; Yepes et al., 2011; López et al., 2018).

$$BA_{ij} = \rho_i \times \left(\exp \left(-1,499 + 2,1481(\ln(d_i)) + 0,207(\ln(d_i))^2 - 0,0281(\ln(d_i))^3 \right) \right)$$

(Ecuación 1)

Análisis estadístico



Se utilizó un diseño completamente aleatorizado (DCA), con selección aleatoria del punto de medición del muestreo en cada tratamiento de las parcelas ya establecidas. Se analizaron cuatro tratamientos, con tres parcelas cada uno. El modelo empleado para el análisis fue el siguiente:

$$Y_{ij} = \mu + \tau_i + \epsilon_{ij}$$

(Ecuación 2)

Donde, Y_{ij} son las observaciones de la j -ésima medición del carbono total en el tratamiento i ; μ : Media general de las muestras; τ_i : Efecto del i -ésimo tratamiento según el sistema de producción y ϵ_{ij} : Error experimental.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 2 se presenta el contenido de carbono encontrado en promedio en los cuatro tratamientos para cada compartimiento (arbóreo y pastos en los sistemas silvopastoriles y solo pastos en el tratamiento control), entre paréntesis desviación estándar.

Tabla 2: Área basal y contenidos de carbono en la biomasa aérea de los sistemas evaluados

Sistemas evaluados	Área basal m^2 ha^{-1}	Mg C Gramíneas	ha^{-1}	Mg C ha^{-1} Árboles	Mg C ha^{-1} Total
Cercas vivas sin poda	45,16 (10,30)	0,75 (0,13)		223,67 (58,95)	224, 42 (58,90)
Cercas vivas con poda	28,67 (8,78)	1,75 (0,10)		133,95 (38,96)	135,70 (38,85)
Árboles dispersos	8,30 (1,73)	2,29 (0,78)		46,96 (13,40)	49,25 (12,72)
Monocultivo de pasturas	0 (0)	0,89 (0,23)		0 (0)	0,89 (0,23)

En la figura 1. Se muestra el carbono total en cada uno de los tratamientos.

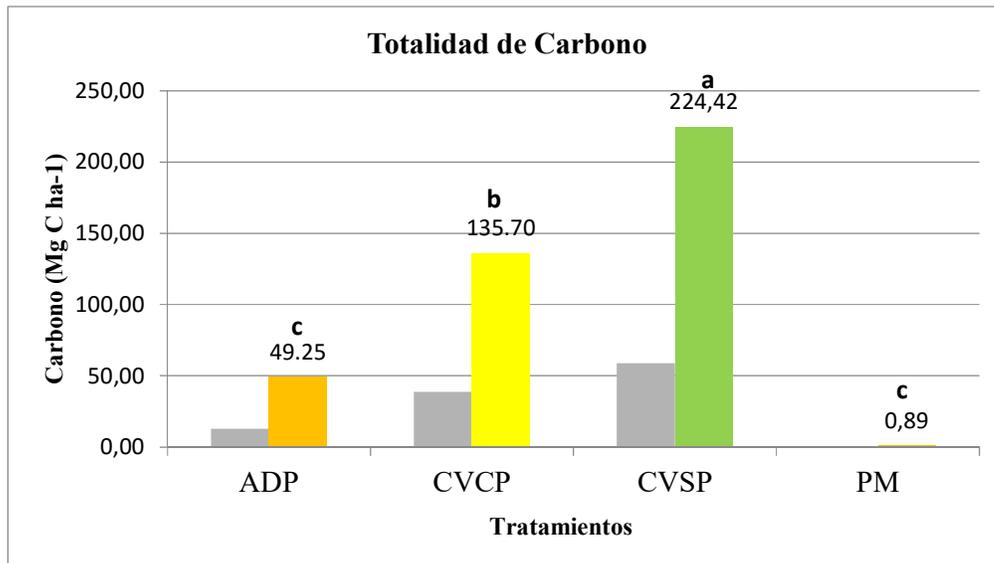


Figura 1. Contenido de carbono total promedio sistemas silvopastoriles de un sistema de producción lechera en el trópico alto de Colombia. Las medias en cada columna con diferente letra (a, b y c) son estadísticamente diferentes, acorde con la prueba de *Tukey* ($P < 0.05$). Las columnas de color gris, es la desviación estándar de cada tratamiento. ADP: Árboles dispersos en potrero con densidad de 112 árboles/ha; CVCP: Cercas vivas podadas; CVSP: Cercas vivas sin poda; PM: Monocultivo de pasto kikuyo.

Como muestra la Figura 1, el sistema que mayor carbono retiene es la cerca viva de acacia sin poda con 224,4 Mg C ha⁻¹, seguido por el de la acacia con poda con 135,7 Mg C ha⁻¹. La poda y el raleo en algunos individuos de la acacia es necesaria para el crecimiento del forraje debajo de los árboles, aunque este manejo reduce la cantidad de carbono acumulado al reducir la cantidad de individuos y ramas. Los árboles dispersos (eucalipto) en potrero a una densidad de 112 árboles por ha presentan una acumulación de 49,25 Mg C ha⁻¹, mientras que el carbono acumulado en el monocultivo de pasto es de 0,89 Mg C ha⁻¹.

El sistema de ADP presenta los mayores contenidos de biomasa y carbono almacenado 2,29 Mg C ha⁻¹, seguido por el sistema de CVCP 1,75 Mg C ha⁻¹, el sistema con menor cantidad de carbono es el de CVSP 0,75 Mg C ha⁻¹. La acumulación de carbono entre tratamientos de los sistemas silvopastoriles podría estar relacionada con la incidencia de luz bajo el dosel de los árboles, lo que podría estar afectando la producción fotosintética, teniendo una baja cantidad de carbono almacenado en el estrato inferior. El sistema testigo presenta una cantidad baja de carbono almacenado 0,86 Mg C ha⁻¹, no es muy clara la causa que genere esta producción, podría ser que la pastura este degradada o en proceso de degradación.

La diferencia en la cantidad de biomasa y carbono almacenado en las gramíneas entre los tratamientos podría estar relacionada con el nivel de cobertura de los árboles. En las cercas de acacia sin poda se observa un exceso de sombra por la densidad de las ramas lo que reduce el ingreso de luz al estrato de las gramíneas, mientras el sistema con eucalipto permite un mayor paso de la luz y puede también reducir el efecto desecador del viento.



En la Reserva Natural El Silencio, las cercas vivas con acacia negra o japonesa retienen entre tres y 10 veces más carbono que los eucaliptos dispersos en potrero a una densidad cercana a 100 árboles por ha. Este sistema, a su vez, retiene veinte veces más carbono en su biomasa que un monocultivo de kikuyo. Esto muestra que la presencia de árboles en los sistemas ganaderos son una estrategia para mitigar el cambio climático mediante la retención de carbono en la biomasa, a la vez que se generan beneficios secundarios para el sistema de producción (madera, sombra, protección contra viento, belleza escénica, protección del suelo) (Murgueitio et al., 2015). Además, tienen beneficios a escala de paisaje mediante la conectividad entre los remanentes de bosque (Durana, 2017).

Tabla 3: Contenidos de carbono en la biomasa aérea en diferentes modelos pastoriles y silvopastoriles.

Sistema silvopastoril evaluado	Mg C ha ⁻¹	Agroecosistema*	Autor(es) año
Banco forrajero mixto	4,3	Ladera Andina	Amézquita, 2008
Banco forrajero mixto	2,5	Ladera Andina	Amézquita, 2008
Sistema silvopastoril	29,1	Trópico seco	López et al., 2018
Sistemas silvopastoril <i>Leucaena leucocephala</i>	4,98	Trópico seco	Arias et al., 2009
Sistemas silvopastoril <i>Leucaena leucocephala</i> - <i>Cocus nucifera</i>	101,19 a 128,62	Trópico seco	Anguiano et al., 2013
Árboles dispersos	34 a 96	Zona templada	Becker et al., 2016
Árboles dispersos	22,3 a 20,6	Trópico húmedo	Chacón et al., 2007
Árboles dispersos	35,25	Trópico húmedo	Arias et al., 2008
Árboles dispersos <i>Alnus acuminata (jorullensis)</i>	0,32	Trópico húmedo	Acosta et al., 2007
Árboles dispersos	62,58	Trópico húmedo	Torres et al., 2011
Cercas vivas	3,76 a 5,77	Trópico húmedo	Hassan et al., 2017
Cercas vivas	29,85	Trópico seco	López et al., 2016
Monocultivo de pastos	2,04	Trópico húmedo	Ávila et al., 2000
Monocultivo de pastos	3,19	Trópico seco	Arias et al., 2009
Monocultivo de pastos	3,33	Trópico alto	Arias et al., 2015



La anterior tabla es una recopilación de una serie de evaluaciones en carbono en diversos usos de suelo dedicados a la actividad ganadera, donde se muestra el stock de carbono almacenado hasta el momento de la evaluación. Es de resaltar la variabilidad en las cantidades encontradas, sin desconocer que los sistemas AUNQUE tienen el mismo nombre no necesariamente están sembrados de la misma manera, con las mismas especies, densidades de siembra e índices de crecimiento; otro de los puntos es que la obtención y el procesamiento de los datos varía entre estudios.

Varias investigaciones realizadas en agroecosistemas durante la última década (ver Tabla 3) registran hallazgos de almacenamiento de carbono desde 0,32 hasta 128,62 Mg C ha⁻¹. Estas cantidades son muy variables por la diversidad de los sistemas evaluados y las condiciones ambientales que tienen una fuerte influencia sobre el crecimiento de las especies. Esta variabilidad evidencia la necesidad de realizar más trabajos y contar con metodologías estandarizadas que permitan comparar mejor los diversos arreglos y manejos silvopastoriles. En la anterior tabla se puede observar cómo, en diferentes usos del suelo, zonas agroecológicas, especies empleadas, densidades de siembra, manejo y demás variables hay una influencia determinante en los valores de carbono capturado por la biomasa aérea; sin embargo hay que mencionar que a mayor cantidad de árboles y con mayor diámetro se alcanza una mayor acumulación de carbono en los diferentes modelos silvopastoriles dedicados a la producción ganadera, aunque se puede afectar la producción del pasto.

Los cálculos de la biomasa de los árboles evaluados se hallaron por medio de ecuaciones alométricas y de las usadas, la que presentó el mejor ajuste fue la propuesta por Chave et al., (2005), que también es sugerida por Yepes et al., (2001) en los monitoreos nacionales para Colombia. Aunque el uso de ecuaciones alométricas es cuestionada para las especies de árboles nativos estudiados, es una herramienta válida a la hora de evaluar especies promisorias. Los modelos de Chave et al. (2005) constituyen la mejor aproximación para estimar la biomasa de los bosques tropicales en sitios para los cuales no se han desarrollado ecuaciones locales (Clark 2007).

El uso del factor de conversión 0.47 para convertir biomasa a carbono es recomendado por el Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC) y ampliamente utilizado. Algunos estudios llevados a cabo en el trópico muestran que valores entre 0,47 y 0,51 son adecuados (Figueroa-Navarro et al., 2010). Comúnmente se estima el valor de biomasa entre 45 – 50% de la biomasa (Brown 2002). Más que apreciaciones individuales de los investigadores. Debe haber un estamento internacional el cual emita los lineamientos para estas estimaciones que son de carácter internacional y no local, por tal motivo se determina usar el factor 0,47 propuesto por el IPCC para la biomasa de gramíneas y árboles.

CONCLUSIONES

La mayor acumulación de carbono se encontró en la condición con cercas vivas de 20 años de edad y sin manejo de podas. De todas maneras hay que considerar que los manejos de podas y raleos son necesarios para evitar la pérdida de la productividad forrajera de los pastos. Aunque la acumulación de carbono en este caso es más baja que en la situación sin manejo de podas es,



en todo caso, muy superior a las praderas sin árboles y superior a la condición con árboles dispersos en potrero con densidad de 112 árboles/ha.

Agradecimientos

Los autores agradecen a los propietarios de la Reserva Natural El Silencio por permitir adelantar esta evaluación con el objetivo de aumentar la información en sistemas silvopastoriles de montaña; de igual manera agradecer a todas las personas que trabajan en la finca por el apoyo en los muestreos de campo. Al proyecto Ganadería Colombiana Sostenible y las organizaciones de esta alianza.

Bibliografía

Acosta, J. y Tupaz, F. 2007. Cuantificación de la captura de carbono por la biomasa aérea de aliso (*Alnus jorullensis* H.B.K.) en dos arreglos agroforestales de la granja experimental Botana Universidad de Nariño, municipio de Pasto, departamento de Nariño.

Amézquita, M. C., Murgueitio, E., Ibrahim, M., & Ramírez, B. (2008). Captura de carbono en sistemas de pasturas y silvopastoriles en cuatro ecosistemas de América tropical vulnerables al cambio climático. Documento de políticas públicas 27. Foro Nacional Ambiental, Bogotá, COL. *Foro Nacional ambiental Documento de políticas públicas. Bogotá.*

Anguiano, J. Aguirre, J.Palma, J. M. (2013). Secuestro de carbono en la biomasa aérea de un sistema agrosilvopastoril de *Cocos nucifera*, *Leucaena leucocephala* Var. Cunningham y *Pennisetum purpureum*. Cuba CT-115.

Arias, L.; Dossman, M.; Camargo, J.; Villegas, G.; Rivera, J.; Lopera, J.; Murgueitio R. y Chará, J. (2015) Estimación de carbono aéreo y subterráneo en sistemas silvopastoriles de Colombia. Actas VIII Congreso internacional de sistemas silvopastoriles: Sistemas Silvopastoriles y Agroforestales: Aspectos ambientales y mitigación al cambio climático. Iguazú, Misiones, Argentina, pp. 616-621.

Arias, L.M., Camargo, J.C., Dossman, M.A., Echeverry, M.A., Rodríguez, J.A., Molina, C.H., Molina, E.J., Melo, I.D., 2009. Estimación de biomasa aérea y desarrollo de modelos alométricos para *Leucaena leucocephala* en sistemas silvopastoriles de alta densidad en el Valle del Cauca, Colombia. Revista Recursos Naturales y Ambiente N° 58, CATIE, Turrialba, Costa Rica, pp. 32-39.

Arias, L., Camargo, J., Cardona, H., 2008. Carbono orgánico edáfico en rodales de guadua *Guadua angustifolia* Kunth POACEA y en pasturas arborizadas en la zona cafetera de Colombia en Ganadería del futuro: investigación para el desarrollo. Murgueitio, E., Cuartas, C., Naranjo, J.F., (editores), Fundación Cipav, Cali, Colombia, pp. 246-261.

Ávila, G. 2000. Fijación y almacenamiento de carbono en sistemas de café bajo sombra, café a pleno sol, sistemas silvopastoriles y pasturas a pleno sol. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE.

Balvanera, P., Hall, J., Raudsepp-Hearne, C., Van Bael, S., Murgueitio, E., Calle, Z. 2015. La importancia de los servicios ecosistémicos para la sociedad. En: La gestión de cuencas hidrográficas para servicios ecosistémicos en las laderas de los neotrópicos. Editores: Jefferson S. Hall, Vanessa Kirn, Estrella Yanguas Fernández. Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales – Banco Interamericano de Desarrollo. pp 52- 62

Beckert, M. R., Smith, P., Lilly, A., Chapman, S. J. (2016). Soil and tree biomass carbon sequestration potential of silvopastoral and woodland-pasture systems in North East Scotland. *Agroforestry systems*, 90(3), 371-383.

Brown S (2002) Measuring carbon in forests: current status and future challenges. *Environ Pollut* 116:363–372. [https://doi.org/10.1016/s0269-7491\(01\)00212-3](https://doi.org/10.1016/s0269-7491(01)00212-3)

Castaño, C., 2002. Páramos y Ecosistemas Altoandinos de Colombia en condición Hotspot y Global Climatic Tensor. IDEAM, Bogotá. *Gaceta ecológica* 84–85(Special issue): 8–15.

Chacón, M., Harvey, C. A., & Delgado, D. (2007). Diversidad arbórea y almacenamiento de carbono en un paisaje fragmentado del bosque húmedo de la zona atlántica de Costa Rica. *Recursos naturales y Ambiente*, (51-52).

Chará J., Camargo J.C., Calle Z., Bueno L., Murgueitio E., Arias L., Dossman M., Molina E. 2015. Servicios ambientales de Sistemas Silvopastoriles Intensivos: mejoramiento del suelo y restauración ecológica. EN: Montagnini F., Somarriba E., Murgueitio E., Fassola H., Eibl B. (Eds). *Sistemas agroforestales: funciones productivas, socioeconómicas y ambientales*. Serie Técnica, Informe Técnico 402 CATIE, Turrialba, Costa Rica. Editorial CIPAV, Cali, Colombia, p. 454.



Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M.A., Chambers, J.Q., Eamus, D., Folster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J.P., Nelson, B.W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B., Yamakura, T. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks. *Oecologia*, 145: 87-99.

CLARK, D.A. 2007. Detecting Tropical Forests' Responses to Global Climatic and Atmospheric Change: Current Challenges and a Way Forward. *Biotropica* 39(1): 4–19.

Cuesta, F., Bustamante, M., Becerra, M., Postigo, J., Peralvo, M. (eds.), 2012. Panorama Andino. Apéndices 158 La gestión de las cuencas hidrográficas para asegurar los servicios ecosistémicos en las laderas del neotrópico sobre Cambio Climático: Vulnerabilidad y adaptación en los Andes Tropicales. CONDESAN, SGCAN, Lima, Perú

Durana, C. 2011. Ganadería sostenible en fincas lecheras. *Revista Colanta Pecuaria* N°34, oct. 2011, pp. 76 – 88. Medellín, Colombia.

Durana, C. 2017. Una finca productora de leche que conserva los bosques de las laderas andinas. *Magazín Ruralidades y Territorialidades*. Observatorio Rural, Universidad de la Salle. No. 1, pp 22 – 23. Bogotá, Colombia

Figueroa-Navarro, C. M., G. Ángeles-Pérez, A. Velázquez-Martínez & H. M. de los Santos-Posadas. 2010. Estimación de la biomasa en un bosque bajo manejo de *Pinus patula* Schltld. et Cham. en Zacualtipán, Hidalgo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 1(1), 105-112.

Hassan, J. Espinosa, J. Ríos, L. (2017). Fijación de carbono en cercas vivas de fincas ganaderas de la cuenca del río La Villa. *Ciencia Agropecuaria*. 27. 14-27.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2006. Guidelines for national greenhouse gas inventories. Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. and Tanabe, K. (eds) Institute for Global Environmental Strategies, Hayama, Japan.

López, A., Darío, J., 2016. Almacenamiento de carbono en diferentes usos de suelos ganaderos en la sierra madre y costa de Chiapas <http://repositorio.uaaan.mx:8080/xmlui/handle/123456789/7903>

Lopera J.J., S.M. Márquez, D.E. Ochoa, Z. Calle, C.P. Sossa y E. Murgueitio 2015. Producción agroecológica de leche en el trópico de altura: sinergia entre restauración ecológica y sistemas silvopastoriles. *Revista Agroecología* 10 (1): 79-85.

López-Santiago, J.G., Casanova-Lugo, F., Villanueva-López, G. et al. *Agroforest Syst* (2018). <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0259-x>

Márquez, L (Ed.), 2000. Elementos Técnicos para Inventarios de Carbono en Uso del Suelo. Fundación Solar, Guatemala, pp. 35.

Montagnini, F., Murgueitio, E., Fassola, H., Eibl, B., 2015. Sistemas Agroforestales. Funciones productivas, Socioeconómicas y ambientales, Productividad en sistemas silvopastoriles intensivos en America Latina, Serie técnica, informe técnico 402. CATIE, Turrialba, Costa Rica, Editorial CIPAV, Cali, Colombia. Pp. 81.

Murgueitio, E., 2011. Los sistemas silvopastoriles intensivos SSPi en el trópico húmedo: reconversión ambiental con producción ganadera rentable, Cali, p. 7.

Osorio F. 2004. Efecto del manejo alimentario sobre el sistema especializado de producción lechera. En: memorias Seminario Nacional de Lechería Especializada: Bases Nutricionales y su Impacto en la Productividad. Eventos y Asesorías Agropecuarias, Auditorio de la Salud, Hospital General de Medellín, Septiembre 1 y 2 141 - 152.

Santibañez, D.R., 2014. Captura y almacenamiento de carbono para mitigar el cambio climático: modelo de optimización aplicado a Brasil. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 30 (3) 235-245, 2014.

Torres-Rivera, J. A., Espinoza-Domínguez, W., Reddiar-Krishnamurthy, L., & Vázquez-Alarcón, A. (2011). Secuestro de carbono en potreros arbolados, potreros sin árboles y bosque caducifolio de Huatusco, Veracruz. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 13(3).

Yepes A.P., Navarrete D.A., Duque A.J., Phillips J.F., Cabrera K.R., Álvarez, E., García, M.C., Ordoñez, M.F. 2011. Protocolo para la estimación nacional y subnacional de biomasa - carbono en Colombia. Instituto de Hidrología, Meteorología, y Estudios Ambientales- IDEAM-. Bogotá D.C., Colombia. 162 p.



INDICADORES DE CALIDAD DE SUELO EN BOSQUES DE *Nothofagus obliqua* CON DIFERENTES NIVELES DE COBERTURA EN EL CENTRO SUR DE CHILE, Y SU POTENCIAL USO SILVOPASTORIL

SOIL QUALITY INDICATORS IN *Nothofagus obliqua* FORESTS WITH DIFFERENT LEVELS OF TREE COVERAGE IN SOUTH CENTRAL CHILE, AND ITS POTENTIAL USE FOR SILVOPASTURE

Alfaro, Marianela (1); Francis Dube (2); Erick Zagal (3)

(1) Universidad de Costa Rica, Facultad de Ingeniería, San José, Costa Rica

(2) Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales, Concepción, Chile

(3) Universidad de Concepción, Facultad de Agronomía, Chillán, Chile

Dirección de contacto: fdube@udec.cl; Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales, Victoria 631, Casilla 160-C, Concepción, VIII Región del BíoBio, Chile

Resumen

La tala indiscriminada y el pastoreo no planificado de los bosques nativos pueden modificar las coberturas arbóreas, y alterar la cantidad y calidad de la materia orgánica que ingresa al suelo y, por ende, su calidad general. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto del nivel de cobertura arbórea, producto de alteraciones pasadas por procesos de tala y uso ganadero, sobre la actividad biológica y calidad del suelo en un bosque sobremaduro y no manejado de *Nothofagus obliqua*. La calidad del suelo se evaluó en coberturas forestales parcialmente cerradas (PC, 45-55% de la luz exterior), parcialmente abiertas (PA, 65-75%) y abiertas (AB, 85-95%), y dos profundidades del suelo (0-5 y 5-20 cm) (8 submuestras por parcela, 3 parcelas por cobertura en un diseño aleatorio completamente al azar). Los indicadores utilizados fueron C orgánico del suelo (COS), potencial neto de mineralización de nitrógeno (N-min) y nitrificación (N-NO₃), respiración microbiana del suelo (RMS), biomasa microbiana C (BMC), agregados del suelo y fracción liviana (FL). A 0-5 cm de profundidad del suelo, RMS y BMC en la cobertura PC eran aproximadamente 12% mayor que en PA y AB (P<0,05). Para la misma profundidad del suelo, N-min en la cobertura PC fue 68% y 95% mayor que en PA y AB, respectivamente; y para N-NO₃, la cobertura PC fue un 45% más alta que en PA (P<0,05). La cobertura AB presentó un N-NO₃ negativo (inmovilización). El peso seco para la FL en la cobertura AB fue 90% y 67% inferior respecto a las coberturas PC y PA, respectivamente (P<0,05). La calidad del suelo y la actividad de sus procesos microbianos se vieron afectadas por la alteración de la cobertura arbórea y el pastoreo extensivo; el suelo en AB fue el más afectado. Este tipo de información permite obtener conocimientos valiosos de las áreas forestales intervenidas, principalmente para la planificación de sistemas silvopastoriles sustentables.

Palabras clave: Bosques perturbados, procesos biológicos de suelo, Roble, silvopastoreo, suelos volcánicos.

Abstract

*Non-systemic logging and unplanned grazing in native forests can modify tree covers and alter the quantity and quality of organic matter entering the soil and hence its overall quality. The objective of this study was to evaluate the effect of modifying tree covers by uncontrolled logging and grazing processes on soil quality, in a mature and unmanaged Roble (*Nothofagus obliqua*) forest. Soil quality was evaluated under partly-closed (PC, 45-55% of solar radiation), partly-open (PO, 65-75%), and open (OP, 85-95%) forest covers, and two soil depths (0-5 and 5-20 cm) (8 sub samples per plot, 3 plots per tree cover in a randomized complete design). The indicators used were soil organic C (SOC), potential net N mineralization (N-min), and nitrification (N-NO₃), soil microbial respiration (SMR), microbial biomass C (MBC), soil aggregates, and light fraction (LF). At 0 - 5 cm soil depth SMR and MBC in PC cover was approximately 12 % higher than in PO and OP covers*



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

($P < 0.05$). For the same soil depth, N-min in PC cover was 68 % and 95 % higher than in PO and OP covers, respectively ($P < 0.05$); and for N-NO₃ PC cover was 45 % higher than PO cover ($P < 0.05$). OP tree cover presented a negative N-NO₃ (immobilization). Dry weight for LF fraction in OP cover (labile OM) was 90 % and 67 % lower respect PC and PO covers, respectively ($P < 0.05$). The soil quality and the activity of its microbial processes were affected by alteration of tree cover, as well by the anthropic action of logging and extensive grazing; the soil in OP cover was the most affected. This type of information allows obtaining valuable knowledge of disturbed forest areas, mainly for the planning of sustainable silvopastoral systems.

Keywords: Disturbed forest, Roble, silvopastoralism, soil biological processes, volcanic soils.



COMPLEJIDAD ESTRUCTURAL, REGENERACIÓN Y DIVERSIDAD DE ESPECIES VEGETALES EN BOSQUES CON USO GANADERO DEL OESTE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA.

STRUCTURAL COMPLEXITY, REGENERATION AND DIVERSITY OF PLANT SPECIES IN FORESTS WITH LIVESTOCK USE IN THE WEST OF CÓRDOBA PROVINCE.

Alaggia, Federico G. (1); Dardo R. López (1); Laura Cavallero, L. (1,2); Carlos Carranza (1); Pablo Peri (2, 3).

⁽¹⁾ Estación Forestal INTA Villa Dolores, EEA Manfredi, Villa Dolores, Argentina.

⁽²⁾ CONICET

⁽³⁾ INTA-EEA Santa Cruz.

Dirección de contacto: alaggia.francisco@inta.gov.ar; Camino a San José Km1, Barrio Las Encrucijadas, Villa Dolores, Córdoba, Argentina.

Resumen

La complejidad estructural de un bosque constituye un atributo clave para describir cambios asociados a diferentes historias de uso y para entender su dinámica. Este atributo puede estimarse mediante la distribución de parches de vegetación e inter-parches y la presencia de diferentes estratos de vegetación leñosa y herbácea. La regeneración y la diversidad pueden modificarse en respuesta a cambios estructurales. Este trabajo tuvo por objetivos evaluar la relación entre la estructura vertical y horizontal, y la influencia de ambas sobre la regeneración, cobertura y diversidad de especies leñosas. Se estimó la complejidad estructural en 30 sitios que en la actualidad poseen diferente fisonomía producto de distintas historias de uso, pero que corresponden a sitios con la misma comunidad de referencia. En cada sitio se realizó una transecta de 250 m, registrando cada 1m la cobertura y composición de distintos estratos herbáceo y leñoso (0,1-2 m, 2,01-8 m, y > 8,01 m), y cada 5 m la altura máxima de los estratos leñosos utilizando el método de punto intercepción. Además, se registró la densidad de plántulas y renovales de especies arbóreas y arbustivas en parcelas de 4 m² cada 5 m. Se calcularon: índices de heterogeneidad horizontal y vertical (en base a altura y tamaño de parches e inter-parches y su variabilidad), cobertura de especies leñosas, diversidad β (respecto a un estado de referencia) y densidad de renovales (n^o/ha). La heterogeneidad vertical disminuyó exponencialmente a medida que aumentó la heterogeneidad horizontal. A su vez, la regeneración, la diversidad y la cobertura de leñosas aumentaron en respuesta a la heterogeneidad vertical. Estos resultados indicarían que en bosques bajo uso se deberían implementar manejos que mantengan o aumenten la heterogeneidad vertical, con el fin de mantener o aumentar la diversidad, regeneración y cobertura de especies leñosas.

Palabras clave: Chaco árido; estructura espacial; heterogeneidad; procesos ecosistémicos.

Abstract

The structural complexity of a forest is a key attribute to describe changes associated with its history of use and to understand its dynamics. This attribute can be estimated through the distribution of vegetated patches and inter-patches, and the presence of distinct woody and herbaceous layers. Regeneration and diversity can change in response to the spatial structure of a forest. The objective of this work was to evaluate the relationship between the vertical and horizontal structure, and their influence on regeneration, cover and diversity of woody species. We estimated structural complexity in 30 forests with different physiognomy, product of histories of use, but that correspond to sites with the same community of reference. We perform



30 transects of 250 m, recording every 1m the cover and composition of different vegetation layers (herbaceous and woody: 0.1-2 m, 2.01-8 m, and > 8.01 m), and every 5m the maximum height of each layer. Seedling and sapling density of shrub and tree species was recorded in in 4 m² plots at 5 m intervals. Furthermore, we calculated: horizontal and vertical heterogeneity indices (based on height and size of patches and inter-patches and their variability), woody species cover, β -diversity (in comparison to a reference state) and seedling and sapling density (Ind /Ha). Vertical heterogeneity decreased exponentially as horizontal heterogeneity increased. In turn, regeneration, diversity and woody species cover increased in response to vertical heterogeneity. These results would indicate that in forests under livestock use, management practices should be aimed to maintain or increase vertical heterogeneity, in order to maintain or increase the diversity, regeneration and cover of woody species.

Keywords: Arid Chaco; Ecosystem processes; Heterogeneity; Spatial structure



EFFECTO DE LA APERTURA DEL DOSEL EN EL ENSAMBLE DE AVES DE BOSQUES DE *Nothofagus antarctica* DE TIERRA DEL FUEGO CON GANADERÍA INTEGRADA.

EFFECT OF CANOPY OPENING IN *Nothofagus antarctica* FOREST BIRD ASSEMBLAGE OF TIERRA DEL FUEGO WITH LIVESTOCK USE.

Benitez, Julieta (1); Ana P. Blazina (1), Pablo L. Peri (2); María Vanessa Lencinas

⁽¹⁾ CADIC CONICET, Ushuaia, Argentina

⁽²⁾ UNPA INTA CONICET, Rio Gallegos, Argentina

Dirección de contacto: jbenitezgaias@gmail.com; Bernardo Houssay, 200 (9410) Ushuaia, Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur, Argentina

Resumen

Las aves son consideradas buenos indicadores de cambio ecológico. El uso ganadero y las propuestas silvopastoriles en bosques de *Nothofagus antarctica* (ñire) en Tierra del Fuego, implican la apertura de su dosel, provocando cambios en su avifauna que no han sido detalladamente estudiados aún. En este trabajo se analizaron diferencias en la estructura y composición del ensamble de aves terrestres de bosques de *N. antarctica* con ganadería integrada en un gradiente de apertura del dosel, en Tierra del Fuego, Argentina. Los tipos de ñirantales muestreados fueron: muy cerrado (87% cobertura de copas-CC; 38 m² área basal-AB), cerrado (71% CC; 37 m² AB), abierto (61% CC; 39 m² AB) y muy abierto (21% CC; 1 m² AB), existiendo en todos disetaneidad. Se seleccionaron cuatro réplicas en cada tipo de ñirantal, realizando tres visitas mensuales en enero y en febrero de 2017 y 2018. Se analizó la variación en riqueza específica, densidad de individuos, diversidad de Shannon-Wiener, y porcentaje de gremios tróficos, en general y por sustrato (suelo, árbol y aire) entre tipos de bosques. Se registraron 20 especies en total, presentando mayor riqueza y menor densidad, cuanto más abierto fue el bosque ($p < 0.01$ en las dos variables), mientras que la diversidad no varió entre tratamientos ($p = 0.96$). El gremio carnívoro aumentó con la apertura del dosel, mientras que todos los gremios modificaron la utilización de sustratos (por ej., los insectívoros utilizaron más el suelo en los ñirantales más cerrados). La apertura del bosque genera cambios en la riqueza y la densidad de individuos del ensamble de aves, en el gremio carnívoros y en el uso de los sustratos, aspectos que deberían considerarse para su conservación en bosques manejados de *N. antarctica* con ganadería integrada.

Palabras clave: ñirantales; MBGI; conservación; avifauna; biodiversidad.

Abstract

Birds are considered good indicators of ecological change. The livestock use and the silvopastoral proposals in *Nothofagus antarctica* (ñire) forests in Tierra del Fuego, involve the opening of its canopy, causing changes in its avifauna that have not been yet studied in detail. In this work, differences were analyzed in the structure and composition of terrestrial bird communities in *N. antarctica* forests with integrated livestock along a canopy opening gradient, in Tierra del Fuego, Argentina. The analyzed forest types were: very closed (87% canopy cover-CC, 38 m² basal area-BA), closed (71% CC, 37 m² BA), open (61% CC, 39 m² BA) and very open (21% CC; 1 m² BA), existing in all disetaneity. Four replicas were selected of each forest type, revisiting them three times monthly in January and February 2017 and 2018. The variation in specific richness, density, Shannon-Wiener diversity, and percentage of trophic guilds in general and by substrate (soil, tree and air) were analysed between forest types. We recorded 20 species in total, presenting greater richness and lower density in more open forests ($p < 0.01$ in the two), while diversity did not vary between treatments ($p = 0.96$). The carnivorous guild increased with the canopy opening, while all guilds modified the use of substrates (eg., insectivores used more soil in more closed forests). The canopy opening generates changes in the richness and



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

the density of individuals of assemblage of bird ensamblage, in the carnivorous guild and in the use of substrates, aspects that should be considered for their conservation in managed forests of N. antarctica with integrated livestock.

Keywords: ñire; MBGI; conservation; birdlife; biodiversity.



SECUESTRO DE CH₄ Y EMISIÓN DE CO₂ DESDE SUELOS BAJO PLANTACIONES DE *Eucalyptus globulus* CON POTENCIAL SILVOPASTORIL.

CH₄ UPTAKE AND CO₂ EMISSION FROM SOILS UNDER *Eucalyptus globulus* AFFORESTATIONS WITH SILVOPASTORAL POTENCIAL USE.

de Bernardi María (1), María E. Priano (1), Victoria S. Fusé (1), Ailén Acosta (3); Javier E. Gyenge (2), María E. Fernández (2), Sergio Guzmán (3), María P. Juliarena (1)

(1) CIFICEN (CONICET-UNCPBA-CICPBA), Tandil, Argentina.

(2) CONICET– AER Tandil, EEA Balcarce INTA, Argentina.

(3) UNCPBA– Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil, Argentina.

Dirección de contacto: pjuliarena@exa.unicen.edu.ar; Pinto 399 (7000) Tandil, Buenos Aires, Argentina.

Resumen

En Argentina, el sector de Cambios de Usos del Suelo y Silvicultura contribuye con el 21,1% de las emisiones totales de los gases de efecto invernadero (GEIs). Estos cambios afectan fuertemente los flujos del dióxido de carbono (fCO₂) y el metano (fCH₄) desde los suelos. Diversos estudios muestran que las forestaciones favorecen el secuestro de CH₄ por los suelos. Dada la productividad de las forestaciones en la región pampeana, se prevé que la implementación de sistemas silvopastoriles presente ventajas ecológicas y económicas al uso actual del suelo, incluyendo la mitigación de emisiones del ganado. Se analizaron los fCH₄ y fCO₂ desde la interfaz suelo-atmósfera en plantaciones de *Eucalyptus globulus* (implantadas en 1997) con alta (EG) y baja densidad arbórea (potencial uso silvopastoril EGS), ubicadas en Balcarce (Buenos Aires, Argentina). Se usó la técnica de cámaras estáticas con 5 réplicas por campaña y tratamiento (Marzo-2017 a Febrero-2018, n=7, cada 1,5 meses). Se midieron parámetros del suelo y se realizaron análisis estadísticos básicos. Los fCH₄ promedio fueron negativos, EGS registró un secuestro promedio neto significativamente mayor a EG (-12,61±6,20 y -8,44±6,61 ngCH₄m⁻²s⁻¹, respectivamente; ANOVA-Fisher, p<0,05). Los fCH₄ para ambos sistemas tuvieron comportamientos temporales similares, con menores secuestros en invierno (85% menores a los registrados en verano en EG y 54% en EGS). Se encontró una fuerte influencia sobre fCH₄ de la densidad aparente, la humedad y la temperatura del suelo (Pearson, p<0,05). Se registró una emisión de CO₂ (fCO₂ positivos) promedio menor en EGS respecto de EG (0,127±0,062 y 0,154±0,036 mgCO₂m⁻²s⁻¹, respectivamente; ANOVA-Fisher, p<0,05). Las menores emisiones se registraron en otoño-invierno (45% menores a los registrados en primavera-verano en EGS, y 10% en EG). Los resultados encontrados sugieren que forestaciones de eucaliptos con baja densidad arbórea disminuirían la emisión neta de GEIs, sumando un servicio ambiental poco conocido para los sistemas silvopastoriles.

Palabras clave: gases de efecto invernadero; flujos en interfaz suelo-atmósfera, monitoreo; forestaciones con eucaliptos; cámaras estáticas

Abstract

Sector corresponding to land use change and silviculture contributes with 21.1% of the total emissions of greenhouse gases (GHGs) of Argentina. This strongly affects carbon dioxide and methane fluxes (fCO₂ and fCH₄) from soil. Although poorly known, several studies indicate that afforestation could favor methane uptake from soils. In Pampean region, marginal lands for agriculture may lead to high tree productivities, thus silvopastoral system implementation could bring an advantage, taking into account economic and environmental aspects such as mitigation of cattle CH₄ emissions. The aim of this work was to study methane (fCH₄) and carbon dioxide (fCO₂) fluxes from the soil-atmosphere interface at two *Eucalyptus globulus*



plantations (planted in 1997), with high (EG) and low tree density (potential silvopastoral management, EGS) located in Balcarce city (Buenos Aires, Argentina). The static chamber technique was used, with 5 replicates per sampling date and per treatment from March-2017 to February-2018 ($n=7$, each 1.5 month). Soil parameters were measured and basic statistical analyses were performed. Mean fCH_4 were negative at both sites, EGS registered a significant higher mean CH_4 uptake than EG (-12.61 ± 6.20 and -8.44 ± 6.61 $ng\ CH_4\ m^{-2}\ s^{-1}$ respectively; ANOVA-Fisher, $p<0.05$). fCH_4 at both sites had similar temporal behavior, showing a lower uptake during winter (85% less than summer at EG and 54% at EGS). A strong influence of the bulk density, humidity and soil temperature on fCH_4 was found (Pearson, $p<0.05$). As expected, net positive fCO_2 (emission) were registered, which was lower in EGS than in EG (0.127 ± 0.062 and 0.154 ± 0.036 $mg\ CO_2\ m^{-2}\ s^{-1}$, respectively; ANOVA-Fisher, $p<0.05$). The lowest emissions were registered during autumn-winter season (45% less than spring-summer for EGS, and 10% for EG). These results suggest that low-density eucalipt afforestation may reduce net GHGs emission, adding an advantage of silvopastoral systems.

Keywords: greenhouse gases; soil-atmosphere interface fluxes, monitoring; eucalipt afforestation; static chambers



HETEROGENEIDAD DE LA VEGETACIÓN LEÑOSA EN SISTEMAS SILVOPASTORILES DEL CHACO SECO ARGENTINO

HETEROGENEITY OF WOODY VEGETATION FROM ARGENTINE DRY CHACO SILVOPASTORAL SYSTEMS

Fernández, Pedro D. (1, 2); Priscila A. Powell (2, 3)

(1) Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido, INTA, Leales, Tucumán, Argentina

(2) Instituto de Ecología Regional, CONICET, Horco Molle, Tucumán, Argentina.

(3) Cátedra de Ecología General, Facultad de Cs. Naturales e IML, UNT.

Dirección de contacto: fernandez.pedro david@inta.gob.ar

Chañar Pozo S/N, Leales, Tucumán Argentina.

Resumen

En Argentina los sistemas silvopastoriles en bosque nativo son el método productivo más establecido en zonas amarillas desde la implementación de la ley de ordenamiento territorial. Aunque estos sistemas podrían ocupar 14 millones de hectáreas en el futuro del Chaco Seco, aún no se han documentado los efectos a escala regional del manejo silvopastoril en variables claves para el funcionamiento de los ecosistemas, como la estructura del bosque. En este trabajo, caracterizamos en dos estratos de vegetación la heterogeneidad de 19 sitios silvopastoriles con distintos métodos de manejo de arbustos y 5 sitios de bosque ubicados en 5 campos ganaderos en un gradiente de precipitaciones de 450 a 800 mm y diferentes sitios ecológicos en el Chaco Seco Argentino. Se midieron 4 parcelas de 1000 m² de árboles por sitio; y 16 y 8 parcelas de 28,26 m² por sitio silvopastoriles y bosque respectivamente para arbustos y renovales. Para evaluar la heterogeneidad de la vegetación, realizamos análisis multivariados (NMDS, método Bray Curtis) para árboles y arbustos, y los relacionamos entre ellos con un test de procrustes; testeamos las causalidades de las diferencias entre ambos ordenamientos con historia de manejo y variables climáticas como variables explicativas. Ambos ordenamientos fueron distintos del azar (stress <0.17), y semejantes entre sí (test Procrustes=0.89) La riqueza media de árboles fue 4 ± 2 y la de arbustos y renovales 14 ± 3 . Las especies más abundantes de árboles fueron *Aspidosperma quebracho blanco*, *Schinopsis lorentzii* (principales elementos del dosel de bosques nativos) y *Prosopis nigra*, mientras de arbustos *Celtis tala*, *Acacia praecox* y *Acacia gilliesii*. Las especies dominantes fueron semejantes para los diferentes campos y tratamientos. Las diferencias encontradas en ambos ordenamientos se deben a las especies raras. Los tratamientos y tiempos de disturbio no fueron determinantes fuertes sobre diversidad de las comunidades de árboles y arbustos, registrándose en este nivel de análisis una heterogeneidad pobre, ya que todos los sistemas presentaron las mismas especies dominantes

Abstract

In Argentina, silvopastoral systems in native forests are the most established productive method in yellow zones since the implementation of woodland zoning law. Although these systems could occupy 14 million hectares in the future of the Dry Chaco, the effects on a regional scale of silvopastoral management on key variables for the functioning of ecosystems, such as the structure of the forest, have not yet been documented. In this work, we characterized in two vegetation strata the heterogeneity of 19 silvopastoral sites with different shrub management methods and 5 forest sites located in 5 cattle fields in a rainfall gradient of 450 to 800 mm and different ecological sites in the Argentine Dry Chaco. We measured 4 plots of 1000 m² of trees per site; and 16 and 8 plots of 28.26 m² per silvopastoral site and forest respectively for shrubs and renewals. In order to evaluate the heterogeneity of vegetation, we performed multivariate analyses (NMDS, Bray Curtis



method) for trees and shrubs, and related them with a procrust test; we tested the causalities of the differences between both systems with management history and climatic variables as explanatory variables. Both ordinances were different from chance (stress <0.17), and similar to each other (Procrustes test=0.89). The average tree richness was 4 ± 2 and the average tree richness was 14 ± 3 . The most abundant tree species were *Aspidosperma quebracho blanco*, *Schinopsis lorentzii* (main elements of the canopy of native forests) and *Prosopis nigra*, while *Celtis tala*, *Acacia praecox* and *Acacia gilliesii* shrubs. The dominant species were similar for the different fields and treatments. The differences found in both ordinances are due to the rare species. Treatments and disturbance times were not strong determinants of diversity of tree and shrub communities, and poor heterogeneity was recorded at this level of analysis, as all systems had the same dominant species.



LAS SOLUCIONES INNOVADORAS SON IMPORTANTES PARA SOSTENER LOS SISTEMAS AGRARIOS DE ALTO VALOR NATURAL (SAAVN)? EL CASO DEL "MONTADO" SYLVO-PASTORIL EN PORTUGAL

ARE INNOVATIVE APPROACHES IMPORTANT TO SUSTAIN HIGH NATURE VALUE FARMING (HNVf) SYSTEMS? THE CASE STUDY OF THE SYLVO PASTORAL SYSTEM MONTADO IN PORTUGAL

Ferraz de Oliveira, María Isabel (1), María Helena Guimarães (1), Elvira Sales Baptista (1,2), Teresa Pinto Correia (1)

⁽¹⁾ Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas (ICAAM), Universidade de Évora, Portugal

⁽²⁾ Departamento de Zootecnia, Universidade de Évora, Portugal

Dirección de contacto: mifo@uevora.pt; ICAAM, Universidade de Évora, Mitra, 7002-554 - Évora, Portugal

Resumen

Los Sistemas Agrarios de Alto Valor Natural (SAAVN) pueden definirse como "aquellas áreas en Europa donde la agricultura es el principal uso de la tierra y donde está asociada a una gran diversidad de especies y hábitats o la presencia de especies de interés para la conservación, o ambos". HNV-Link es un proyecto H2020 que pretende buscar soluciones innovadoras para garantizar un futuro sostenible para los SAAVN. El proyecto crea una red de práctica y conocimiento mediante la vinculación de 10 áreas en toda la Unión Europea donde prevalecen los SAAVN. Estas "áreas de aprendizaje" (LA) se utilizan para evaluar ejemplos de soluciones innovadoras. En este trabajo usamos la LA portuguesa - el sistema silvopastoral Montado, ubicado en el "Sítio de Monfurado" (SM) (38.610599N, -8.098850W) para ilustrar el enfoque realizado en el proyecto. Los Montados se caracterizan por un dosel de árbol abierto de *Quercus* sp. y una variada cobertura de arbustos y pastizales que constituyen los recursos alimenticios para el pastoreo de animales. Por lo tanto, identificamos soluciones innovadoras de naturaleza técnica, comercial, social, institucional y política que funcionan y son relevantes para el SM. A partir de esta identificación, destacamos los vacíos de innovación (las innovaciones que se necesitan pero aún no se implementaran) y promovemos el intercambio y la adopción de prácticas innovadoras en apoyo de los SAAVN. Concluimos que en el SM, los ejemplos de innovación son escasos y se relacionan principalmente con iniciativas individuales más que colectivas. En la actualidad, los principales desafíos identificados para el Montado se relacionan con: la baja fertilidad del suelo (~2% MO); carencia de nuevos árboles; productos indiferenciados; resistencia a la multifuncionalidad; falta de inversión en nuevas prácticas de gestión y régimen dominante que apoya el productivismo y la especialización en la agricultura. El paso siguiente en el proyecto fue el intercambio de enfoques de innovación existentes en otras LAs. La construcción de esquemas agroambientales basados en resultados en Burren (LA ubicada en Irlanda) fue elegida como un ejemplo inspirador para apoyar la mejora de la sostenibilidad económica y ambiental del Montado como un SAAVN.

Palabras clave: agricultura de alto valor natural; Innovación; Sostenibilidad; Adaptado localmente

Abstract:

High Nature Value farmland (HNVf) can be defined as "those areas in Europe where agriculture is a major land use and where that agriculture supports or is associated with either a high species and habitat diversity or the presence of species of European conservation concern, or both". HNV-Link is an H2020 project that ultimately aims at improving the socio-economic and environmental sustainability of HNVf across the European Union by promoting innovation. The project creates a community of practice and



knowledge by linking 10 areas throughout the European Union where HNV farming systems are prevalent. These "learning areas" (LA) are used to evaluate innovation examples to HNV farming systems. In this paper we use the Portuguese LA – the Silvo-pastoral system Montado located in "Sitio de Monfurado" (SM) (38.610599N, -8.098850W) to illustrate the approach made in the project. Montados are characterized by an open tree canopy of *Quercus sp.* and a diverse undercover of shrubs and grasslands that constitute food resources for grazing animals. Therefore we identify innovative solutions of technical, commercial, social, institutional, and policy nature that work and are relevant for HNVf. From this identification, we highlight gaps of innovation (the innovations that are needed but not yet implemented) and promote the exchange and uptake of innovative practices in support of HNVf. We concluded that in the Montado of SM, examples of innovation are not frequent and are mostly related to individual rather than collective initiatives. At present the main challenges identified for the Montado were related to: the low soil fertility; lack of new oak trees; undifferentiated products; resistance to multifunctionality; lack of investment on new management practices; dominant regime supporting productivism and specialization in farming. The way forward within the framework of the project was the exchange of innovation approaches existing in other areas within the project. The co-construction of results based agri-environmental schemes in the Burren LA located in Ireland, was elected as an inspiring example for supporting the improvement of the economic and environmental sustainability of the Montado as an HNVf system.

Keywords: High Nature Value farming; Innovation; Sustainability; Locally-adapted



PROCESOS ECOSISTEMICOS DEL SUELO EN SISTEMAS SILVOPASTORILES DE MISIONES: EL CASO DE LOS ESCARABAJOS ESTERCOLEROS

SOIL ECOSYSTEM PROCESSES IN SILVOPASTORAL SYSTEMS IN MISIONES: THE CASE OF DUNG BEETLES

Gómez-Cifuentes, Andrés M. *(1); María Semmartin (2); Gustavo A. Zurita (1, 3)

⁽¹⁾ Instituto de Biología Subtropical (IBS), UNaM-CONICET, Puerto Iguazú, Argentina.

⁽²⁾ Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura (IFEVA), UBA-CONICET, Buenos Aires, Argentina.

⁽³⁾ Facultad de Ciencias Forestales, UNaM-CONICET, Eldorado, Argentina. *agomezc33@gmail.com, Moisés Bertoni, 68 (3370) Puerto Iguazú, Argentina.

Resumen

Los sistemas silvopastoriles (SSP) representan una mejora en la sustentabilidad ambiental de la producción ganadera en relación a las pasturas abiertas en eco-regiones de bosque. En este contexto, el objetivo de este estudio fue evaluar la actividad de enterramiento de los escarabajos coprófagos y los cambios en las propiedades del suelo asociado a este proceso en diferentes SSP y pasturas abiertas (PA) en la ecoregión del bosque Atlántico de Misiones. En tres modalidades de manejo ganadero (SSP con pino y bajo bosque y PA) y en el bosque nativo se estimó la cantidad y profundidad de enterramiento de las heces del ganado por estercoleros, así como los cambios en las propiedades de suelo a partir de experimentos a campo; adicionalmente se realizó una caracterización ambiental (cobertura de dosel, temperatura y humedad) de los sitios de muestreo. En general, el bosque nativo y los SSP bajo bosque mostraron una mayor actividad, tanto en la cantidad (10-12% del total) como en la profundidad (4-6 cm) de enterramiento de las heces. Los SSP y el bosque nativo presentaron una cobertura de dosel (~66 vs 0%) y una humedad relativa (~96 vs 89%) mayores en relación a los PA, mientras que se observó una temperatura máxima a nivel de suelo menor (~30 vs 36°C). Así mismo, se observaron diferencias entre los SSP y las PA sobre algunas propiedades químicas (conductividad eléctrica y nitratos) y físicas del suelo (contenidos de arcilla y arena). Las condiciones ambientales adversas en las PA influyeron negativamente en la actividad de las comunidades enterradoras y, consecuentemente, en las condiciones de suelo. Por otro lado, los SSP mostraron el patrón opuesto debido a la presencia de sombras, lo que sugeriría que estos sistemas ganaderos mantienen, en mayor medida, los procesos ecosistémicos y podrían proporcionar beneficios para los productores ganaderos (servicios ecosistémicos).

Palabras clave: MBGI; propiedades del suelo; materia orgánica; bosque Atlántico.

Abstract:

Silvopastoral Systems (SPS) represents an improvement in the environmental sustainability of livestock production compared to Open Pastures (OP) in forest eco-regions. In this context, the aim of this study was to evaluate the burial activity of dung beetles and the changes in soil properties associated to this process in SPS and OP in the Atlantic forest eco-region of Misiones. In three livestock systems with different management (SPS with pine and below forest and OP) and in the native forest, we performed field experiments to estimate burial activity (quantity and depth) of dung beetles and changes in soil properties; besides, we did an environmental characterization (canopy cover, temperature and humidity) of each livestock system. In general, the native forest and SPS below forest showed a higher burial activity of cow feces, both quantity (10-12%) and depth (4-6 cm). SPS and native forest, showed a higher canopy cover (~66 v 0%) and relative



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

humidity (~96 v 89%), and a lower maximum temperature (~30 v 36°C) compared to OP. Moreover, we observed differences on some chemical (electrical conductance and nitrates) and physical (clay and sand contents) soil properties among SPS and OP systems. The adverse environmental conditions in OP had a negative influence on the burial community's activity, therefore, in the soil conditions. In contrast, the SPS showed the opposite pattern due to presence of shadows, which suggest that these livestock systems maintain ecosystem process and could provide benefits to livestock farmers (ecosystem services).

Keywords: ILMF; soil properties; organic matter; Atlantic forest.



RELACIÓN ENTRE LA PRESIÓN DE HERBIVORÍA TOTAL Y LA RECEPTIVIDAD EN UN ÁREA SILVO-PASTORIL DE LA PROVINCIA DEL NEUQUÉN.

RELATIONSHIP BETWEEN TOTAL HERBIVORY PRESSURE AND RECEPTIVITY IN A SILVO-PASTORAL AREA OF NEUQUÉN PROVINCE.

Gregorio, Pablo F. (1); Antonella Panebianco (1); Antonela A. Marozzi (1); Leonardo R. Leggieri (1); Pablo D. Carmanchahi (1).

⁽¹⁾ Grupo de Investigación en Ecofisiología de Fauna Silvestre, INIBIOMA-CONICET-UNCo. Asentamiento Universitario San Martín de los Andes (AUSMA), Pasaje de la Paz 235, San Martín de los Andes, Neuquén, Argentina.
Dirección de contacto: pablocarman@comahue-conicet.gob.ar; Asentamiento Universitario San Martín de los Andes (AUSMA), Pasaje de la Paz 235, San Martín de los Andes, Neuquén, Argentina.

Resumen

La presencia de ungulados silvestres podría implicar un impacto directo en la receptividad ganadera de los pastizales. El estudio de sus parámetros poblacionales es importante para la planificación de aspectos operativos, técnicos, financieros y de promoción de áreas silvo-pastoriles. Nuestro objetivo fue establecer la presión de herbivoría total en la Estancia Los Peucos (Neuquén) y relacionarla con su capacidad de carga. Para ello, se estimó la abundancia de ciervos, guanacos y ganado presentes en el Establecimiento y se calcularon los equivalentes ganaderos ovinos (UGOs) para, luego, relacionarla con la receptividad del campo. Para la estimación de densidad, tamaño medio de grupos y relación cría-hembra de los herbívoros silvestres, se recorrieron 11 transectas de línea (106 Km totales) durante el otoño y la primavera de 2014. Los datos se analizaron con el programa Distance 5.0, que estima estos parámetros mediante funciones matemáticas basadas en la detectabilidad de los individuos. La abundancia de ganado (caballos, ovinos y bovinos) fue informada por el administrador de la Estancia. Se registraron 66 ciervos y 35 guanacos silvestres en otoño y 115 ciervos y 69 guanacos en primavera. El estimador arrojó una densidad de $1,46 \pm 0,59$ ciervos/Km² en primavera mientras que, en otoño, no se pudo estimar de manera confiable debido al bajo número de ciervos y guanacos. La carga total de herbívoros en primavera fue 1,05 UGOs/ha, siendo presumiblemente menor en otoño, dado el bajo número de registros de ungulados silvestres en esta época. Dado que la receptividad estimada para Los Peucos es de entre 0,90 y 1,66 UGOs/ha, la carga total de herbívoros estimada en este estudio se encuentra dentro de este rango, indicando que no habría un impacto negativo sobre la vegetación si la carga estuviera uniformemente distribuida en tiempo y en espacio en relación a la provisión de forraje.

Palabras clave: ungulados silvestres; receptividad de herbívoros; recursos forrajeros.

Abstract

The presence of wild ungulates could have a direct impact on grassland livestock receptivity. The study of its population parameters is important for the planning of operational, technical, financial and promotional aspects of forest and pastoral areas. Our objective was to establish the total herbivory pressure in Los Peucos (Neuquén) and to relate it to its carrying capacity. For this purpose, the abundance of deer, guanacos and cattle present in the establishment was estimated and the ovine cattle equivalents (UGOs) were calculated and then related to the field receptivity. For the density estimation, mean group size and female-breeding ratio of wild herbivores, 11 line transects (106 km total) were surveyed during the autumn and spring of 2014.



The data were analyzed with the Distance 5.0 software, which estimates these parameters using mathematical functions based on the individuals' detectability. The abundance of livestock (horses, sheep and cattle) was reported by the farm manager. There were 66 deer and 35 wild guanacos in autumn and 115 deer and 69 guanacos in spring. The estimator showed a density of 1.46 ± 0.59 deer/Km² in spring while in autumn it could not be reliably estimated due to the low number of deer and guanacos. The total load of herbivores in spring was 1.05 UGOs/ha, presumably lower in autumn, given the low records number of wild ungulates at this time. Since the estimated receptivity for Los Peucos is between 0.90 and 1.66 UGOs/ha, the total herbivore load estimated in this study is within this range, indicating that there would be no negative impact on vegetation if the load was uniformly distributed in time and space in relation to the forage supply.

Keywords: wild ungulates; carrying capacity; forage resources.



IMPACTO DEL APROVECHAMIENTO EN VARIABLES FORESTALES, BIÓTICAS Y ABIÓTICAS DE BOSQUES DE ÑIRE CON USO GANADERO

IMPACT OF HARVESTING OVER FOREST, BIOTIC AND ABIOTIC VARIABLES IN ÑIRE FOREST WITH LIVESTOCK

Martínez Pastur, Guillermo (1); María V. Lencinas (1); Juan M. Cellini (2); Marcelo D. Barrera (2); Yamina M. Rosas (1); Alejandro Huertas Herrera (1); Mónica Toro Manríquez (1); Julieta Benítez (1); Ana P. Blazina (1); Juan A. Miller (1); Pablo L. Peri (3)

⁽¹⁾ CADIC CONICET, Ushuaia, Argentina.

⁽²⁾ LISEA UNLP, La Plata, Argentina.

⁽³⁾ UNPA INTA CONICET, Río Gallegos, Argentina. Dirección de contacto: gpastur@conicet.gov.ar; Houssay 200 (9410) Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina

Resumen

La diversidad de bosques naturales y modificados por el hombre requiere de estudios complejos para determinar los cambios que producen distintas propuestas de manejo silvopastoril. Estos impactos pueden ser directos (e.g. estructura forestal) o indirectos (e.g. biodiversidad), y generar sinergias positivas o negativas entre sus componentes. Determinamos el impacto del aprovechamiento sobre 59 variables forestales, bióticas y abióticas en bosques de ñire (*Nothofagus antarctica*) con uso ganadero en Tierra del Fuego, analizando bosques coetáneos y disetáneos en diferentes fases de desarrollo. Se trabajó en 116 rodales relevando variables de estructura, copas, suelo, sotobosque, ganadería y regeneración, las que se evaluaron con ANDEVAs múltiples (5 tipos de bosques x 2 situaciones de aprovechamiento). De las variables analizadas, 19 presentaron diferencias significativas, variando 11 con el tipo de bosque (vigor, IDR, densidad, DAP, AB muerta y crecimiento, densidad del suelo, coberturas de suelo desnudo y de árboles padres, y riqueza de plantas nativas y total) y 5 con el aprovechamiento (densidad de regeneración avanzada, N del suelo, peso seco de dicotiledóneas palatables y equivalentes ovinos estimados por bosteos del ganado doméstico y del ganado doméstico más el guanaco). Cobertura de copas, IAF y radiación difirieron en ambos factores. Los resultados muestran sinergias positivas y negativas, donde el tipo disetáneo mostró un menor impacto frente al coetáneo, mientras que la respuesta al aprovechamiento dependió de la variable (e.g. positiva con regeneración y negativa con N del suelo).

Palabras clave: estructura forestal; sotobosque; carga animal; suelo; manejo sostenible.

Abstract

*The diversity of stand condition in natural forests and those modified by humans requires complex studies to determine the changes produced by silvopastoral management proposals. These impacts can be direct (e.g. forest structure) or indirect (e.g. biodiversity) related to cuttings, and can derived in positive or negative synergies among their components. We determine the impact of harvesting in ñire (*Nothofagus antarctica*) forests of Tierra del Fuego with livestock, over 59 variables including forest structure, biotic and abiotic, analysing even- and uneven-aged stands with different developmental stages. We sampled 116 stands measuring structure, crowns, soil, understory, livestock, and regeneration variables. Multiple ANOVAs (5 forest types x 2 harvesting conditions) revealed significant differences in 19 variables: 11 influenced by forest type (vigour, SDI, density, DBH, dead BA and growth, soil bulk density, naked soil and mature tree covers, total and native plant richness) and 5 by harvesting (advanced regeneration, soil N content, while dry weight of palatable dicots and sheep equivalents estimated through feces of domestic livestock, and livestock plus*



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

guanaco populations). Overstory crowns (cover, LAI, radiation) presented differences at both levels. Results showed positive and negative synergies, with less impact in uneven- vs. even-aged stands, while harvesting influence differentially depending on the considered variable (e.g. positive with regeneration, and negative with N soil content).

Keywords: *forest structure; understory; animal stock; soil; sustainable management.*



CARACTERIZACIÓN DE DOS BOSQUES DEL CHACO HÚMEDO SIN DISTURBIOS SIGNIFICATIVOS

CHARACTERIZATION OF TWO FORESTS OF THE CHACO HUMID WITHOUT SIGNIFICANT DISTURBANCES

Medina, Fanny L. (1); Santiago M. Cotroneo (2); Miguel M. Brassiolo (3); Sebastián M. Kess (4), Carlos A. Gómez (4); Constanza J. Garnica (3); Joaquín D. Pueyo (1); Elizabeth J. Jaccobo (2)

(1) INTA EEA El Colorado, El Colorado, Argentina.

(2) Universidad de Buenos Aires (UBA), CABA, Argentina.

(3) Universidad Nacional de Santiago del Estero (UNSE), Santiago del Estero, Argentina.

(4) INTA Estación Forestal Plaza, Chaco, Argentina.

Contacto: medina.fanny@inta.gov.ar; Av. Carlos Pellegrini, 370 (4480004) El Colorado, Formosa, Argentina.

Resumen

La mayoría de los bosques del Chaco Húmedo han sido reemplazados por cultivos agrícolas y los remanentes constituyen valiosos reservorios de alta biodiversidad, amenazados por la intensificación ganadera. El establecimiento de sistemas silvopastoriles sustentables en la región implica producir sin alterar drásticamente la estructura y composición del bosque, para ello la descripción de sistemas de referencia resulta imprescindible. El objetivo del trabajo fue describir mediante parámetros estructurales del estrato arbóreo los bosques altos umbrófilos y heliófilos del Chaco Húmedo. Estas situaciones de referencia constituyen la etapa inicial de un estudio de mayor alcance, en el que se evalúan los efectos de diferentes estrategias de manejo del pastoreo sobre dicha estructura. El estudio se llevó a cabo en dos áreas, el Parque Nacional Chaco y la Estación Forestal Plaza. Se realizaron inventarios forestales en 22 parcelas de 1000 m² relevando diámetro a la altura del pecho, altura total, posición sociológica y especie de todos los individuos encontrados. Con esos datos se determinaron parámetros fitosociológicos de estructura horizontal (abundancia, frecuencia y dominancia relativa, integrados en el Índice de Valor de Importancia - IVI), vertical (índice Posición Sociológica). Los resultados se analizaron mediante técnicas de análisis multivariados. Los agrupamientos resultantes se compararon con la clasificación preliminar y se caracterizaron en función de las variables mencionadas. En general los bosques umbrófilos tienen 391 pl/ha. y 22.1 m² de área basal, la densidad entre posiciones sociológicas fue (Inferior 30%; Medio 48%; Superior 16%; Emergente 7 %). Los bosques heliófilos tienen 405 pl/ha. y 18 m² de área basal, la densidad entre posiciones sociológicas fue (Inferior 40%; Medio 38%; Superior 16%; Emergente 7%). Los resultados obtenidos del análisis sugieren que los parámetros estructurales son similares entre bosques. Sin embargo, no se descartan diferencias en composición específica o temperamento, a ser evaluadas en etapas posteriores del trabajo.

Palabras clave: manejo silvopastoril; estrato arbóreo; estructura.

Abstract

Most of the Chaco Humeda forests have been replaced by agricultural crops and the remnants are valuable reservoirs of high biodiversity, threatened by livestock intensification. The establishment of sustainable silvopastoral systems in the region implies producing without drastically altering the structure and composition of the forest, for which the description of reference systems is essential. The objective of the work was to describe, through structural parameters of the arboreal stratum, the high umbrofile and heliophilous forests of the Humid Chaco. These reference situations constitute the initial stage of a larger study, in which the effects of different grazing management strategies on this structure are evaluated. The study was carried



out in two areas, the Chaco National Park and the Plaza Forest Station. Forest inventories were carried out in 22 plots of 1000 m² surveying the diameter at breast height, total height, sociological position and species of all the individuals found. With these data, phytosociological parameters of horizontal structure (abundance, frequency and relative dominance, integrated in the Value Index of Importance - IVI), vertical (Sociological Position index) were determined. The results were analyzed by multivariate analysis techniques. The resulting groupings were compared with the preliminary classification and were characterized according to the mentioned variables. In general the umbrofile forests have 391 pl / has. and 22.1 m² of basal area, the density between sociological positions was (Lower 30%, Medium 48%, Upper 16%, Emergent 7%). The heliophilous forests have 405 pl / ha. and 18 m² of basal area, the density between sociological positions was (Lower 40%, Medium 38%, Upper 16%, Emerging 7%). The results obtained from the analysis suggest that the structural parameters are similar between forests. However, differences in specific composition or temperament are not ruled out, to be evaluated in later stages of the work.

Keywords: Silvopastoral Systems; arboreal stratum; structure.



CARACTERIZACIÓN DEL AMBIENTE TÉRMICO BAJO FORESTACIÓN DE *Eucalyptus dunnii* EN UN PREDIO LECHERO EN EL SUR DE URUGUAY.

CHARACTERIZATION OF THE THERMAL ENVIRONMENT UNDER AN *Eucalyptus dunnii* AFFORESTATION IN A DAIRY FARM OF SOUTHERN URUGUAY.

Munka Moreno, Maria C. (1); Celmira G. Saravia (2); Christian F. Bonvicini (1); Bruno Buonomo (1); Oscar J. Bentancur (3); Marcello Rachetti (4)

(1) Depto de Sistemas Ambientales, Fac. de Agronomía, Universidad de la República, Uruguay.

(2) Depto. de Sistemas Ambientales, Fac. de Agronomía, CENUR Litoral Norte Universidad de la República, Uruguay.

(3) Depto. de Biometría, Estadística y Computación, Fac. de Agronomía, Universidad de la República, Uruguay.

(4) Comisión Nacional de Fomento Rural, Montevideo, Uruguay.

Dirección de contacto: munka@fagro.edu.uy; Avda. E. Garzón 780 (12900) Montevideo, Uruguay.

Resumen

Este trabajo caracterizó el ambiente térmico en una forestación implantada con fines de sombra y abrigo. El estudio se realizó en una forestación de *Eucalyptus dunnii* (4m x 2m) de 2,7 años, con 1057 árb/ha, en un predio en la localidad de Ismael Cortinas, Flores (35°49'55"S, 57°00'31"W). Fuera y debajo de árboles, se midió la temperatura y humedad del aire horaria con sensores HOBO-U23 (ONSET Co. Massachusetts) en abrigo meteorológico desde junio 2017 a marzo 2018 y la temperatura horaria con sensores Thermochron-DS1921G-F5 (i-Buttons Dallas) en globos negros desde diciembre 2017 a marzo 2018; se calculó el índice de humedad del aire y temperatura de globo negro (BGHI, Buffington *et al*, 1981). Los datos fueron analizados según ajuste de modelo ARIMA. No hubo diferencias en la temperatura máxima del aire entre tratamientos. La temperatura mínima fue en promedio de $0,5 \pm 0,1$ (°C \pm desvío estándar) superior bajo árboles. La temperatura en los globos negros fuera del monte fue superior, en promedio, en $2,7^{\circ}\text{C} \pm 2,0$. Según los umbrales de las categorías de estrés calórico para animales, se observó al sol, un 3% y un 9% más de tiempo en condiciones ambientales de pérdida de confort térmico (BGHI > 72) y de emergencia (BGHI > 82), respectivamente. Aquellos días en que los valores de BGHI fueron significativamente diferentes ($p < 0,05$), el promedio diario bajo monte fue de $82,8 \pm 6,0$ y de $87,1 \pm 6,6$ fuera de monte. Bajo una forestación joven, de 7m de altura promedio y un área basal de 6m²/ha, se constató una mejora de las condiciones ambientales que se sabe generan disconfort térmico en animales y pérdidas productivas.

Palabras clave: disconfort térmico, globo negro, BGHI

Abstract

This study characterized the thermal environment in an afforestation implanted for shade and shelter purposes. The study was carried out in an afforestation of *Eucalyptus dunnii* (4m x 2m) of 2.7 years, with 1057 trees/ha, at in a farm in the town of Ismael Cortinas, Flores (35 ° 49'55 "S, 57 ° 00'31"W). The temperature and humidity of the air were recorded hourly with HOBO-U23 sensors (ONSET Co. Massachusetts) in meteorological shelter since June 2017 to March 2018, as well as the hourly temperature with Thermochron-DS1921G-F5 sensors (i-Buttons Dallas) in black globe since December 2017 to March 2018. The black globe humidity index (BGHI, Buffington *et al*, 1981) was calculated for plots outside and under trees. The data was analyzed according to ARIMA model adjustment and 5% significance. There were no differences in the maximum air temperature between treatments. The minimum temperature was on average 0.5 ± 0.1 (°C \pm standard deviation) higher under trees. The temperature in the black globes outside the forest was higher, on average, by $2.7^{\circ}\text{C} \pm 2.0$. According to the thresholds of the caloric stress categories for animals, at open sun



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

conditions there were 3% and 9% more time of environmental conditions of thermal comfort loss (BGHI > 72) and emergency (BGHI > 82), respectively. Those days in which the BGHI values were significantly different ($p < 0.05$), the daily average under trees was 82.8 ± 6.0 and 87.1 ± 6.6 outside the forest. Under a young afforestation, of 7m of average height and a basal area of $6\text{m}^2 / \text{ha}$, an improvement of the environmental conditions that would generate thermal discomfort in animals and productive losses was detected.

Keywords: thermal discomfort, black globe, BGHI



¿ES AMBIENTALMENTE SUSTENTABLE LA GANADERÍA EN LOS BOSQUES DE LENGA DE CHUBUT?

IS LIVESTOCK IN THE LENGA FOREST OF CHUBUT PROVINCE ENVIRONMENTALLY SUSTAINABLE?

Quinteros, C. Pamela (1); Guillermo E. Defossé (1,2,3); José O. Bava (1,2,3)

(1) Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP) Esquel, Chubut, Argentina. e-mail: pquinteros@ciefap.org.ar

(2) Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

(3) Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco (UNPSJB)

Resumen

La ganadería es una de las principales actividades productivas de la Patagonia, tanto de las áreas de estepa como de aquellas de precordillera y bosques. Existe acuerdo en esta región de la aplicación de planes Silvopastoriles o de Manejo de Bosque con Ganadería Integrada en bosques de ñire (*Nothofagus antarctica*), debido a un mayor conocimiento científico transferido al manejo de estos sistemas que indican resiliencia al disturbio de la herbivoría, y una mayor productividad forrajera respecto de áreas de estepa. Sin embargo, en la provincia del Chubut el 60 % de los establecimientos ganaderos tienen sus áreas de pastoreo de verano en bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*) y lo hacen con escasas pautas de manejo. El objetivo de este trabajo es presentar una revisión de resultados propios de análisis de diversos componentes de ecosistemas boscosos de lenga de Chubut bajo uso ganadero bovino mediante relevamientos de diversas áreas y ensayos. El patrón de uso espacial en bosques colindantes a mallines indicó un uso intenso del bosque hasta los 80 m del borde; la dieta del ganado mostró un mayor consumo de renovales y otras especies del bosque al final del periodo de pastoreo presumiblemente cuando la disponibilidad forrajera se agota; en las áreas más intensamente utilizadas se registró un aumento de riqueza y cobertura de especies herbáceas exóticas (conformando áreas *empastadas*), menor frecuencia y densidad de renovales y mayores daño por ramoneo, además se registró un cambio en la predominancia de diferentes grupos funcionales de plantas asociados a diferentes intensidades de uso. En ensayos de plantación de lenga en áreas degradadas (*empastadas*, y excluyendo este efecto) se registró un menor crecimiento, mayor mortalidad de plantines, asociado a un menor desarrollo radical. Nuestros estudios de pequeña escala espacial indican una escasa sustentabilidad ambiental de estos sistemas. Se postularán para la discusión los vacíos de conocimiento necesarios de abordar para avanzar hacia una ganadería sustentable, y algunas recomendaciones.

Palabras claves: *Nothofagus pumilio*, regeneración, sotobosque, veranada

Abstract

*Livestock is one of the main productive activities of Patagonia, both in the steppe areas and in those of foothills and forests. There is agreement in this region of the application of Silvopastoral or Forest Management Plans with Livestock Integrated in ñire forests (*Nothofagus antarctica*), due to a greater scientific knowledge transferred to the management of these systems that indicate resilience to the disturbance of herbivory, and greater forage productivity compared to steppe areas. However, in the Chubut province 60% of livestock establishments have their summer grazing areas in lenga forest (*Nothofagus pumilio*) and do so with scarce management guidelines. The objective of this work is to present a review of the results of analysis of different components of forest ecosystems of lenga of Chubut under cattle bovine use. The pattern of spatial use in forests adjacent to 'mallines' indicated an intense use of the forest up to 80 m from the edge; the diet of the cattle showed a greater consumption of renewable and other forest species at the end of the grazing period presumably when the forage availability is exhausted; in the most intensively*



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

used areas there was an increase in the richness and coverage of exotic herbaceous species ('empastado' areas), less frequency and density of seedling and saplings and greater damage due to browse, in addition there was a change in the predominance of different functional groups of plants associated with different intensities of use. In essays of lenga plantation in degraded areas ('empastado', and excluding this effect) there was a lower growth, higher seedling mortality, associated with a lower root development. Our studies of small spatial scale indicate a scarce environmental sustainability of these systems. The gaps of knowledge necessary to tackle to move towards a sustainable livestock, and some recommendations will be postulated for the discussion.

Keywords: *Nothofagus pumilio, summer pasture, regeneration, understory*



EFFECTO DEL ROLADO SELECTIVO DE BAJA INTENSIDAD SOBRE LA RESISTENCIA DEL SUELO

LOW INTENSITY ROLLER-CHOPPING (RBI) EFFECTS ON SOIL RESISTANCE

Saracco, Florencia S.; Roxana R. Ledesma; Carlos R. Kunst; Jose Godoy; Victor Navarrete.

INTA, Santiago del Estero, Argentina

Dirección de contacto: saracco.florencia@inta.gov.ar; Jujuy 850, Capital, Santiago del Estero, Argentina.

Resumen

El Rolado selectivo de baja intensidad RBI es una práctica que reduce la densidad y el volumen de leñosas arbustivas e incrementa la oferta forrajera, manteniendo la estructura arbórea. El objetivo de este trabajo fue evaluar la resistencia a la penetración (RP) del suelo de un sitio alto con vegetación de bosque de dos quebrachos *Aspidosperma quebracho blanco* y *Schinopsis lorentzii*, posterior al RBI, bajo dos intensidades de disturbio y bajo la cobertura de tres especies arbóreas. El estudio se realizó en el campo experimental "Francisco Cantos", EEA INTA Santiago del Estero y conto con: a) tres tratamientos (Tr): Testigo, bosque sin RBI (T); RBI una pasada de rolo (R1), y RBI dos pasadas (R2), en parcelas de 2.3 has, b) dos factores de cobertura, (C) (bajo y fuera) y c) Tres especies arbóreas (A): Qcol: quebracho colorado, Qbco: quebracho blanco y M: mistol, con n=2. Se evaluó la RP mediante un penetrómetro de golpe hasta una profundidad aproximada de 0,35m. Los datos fueron analizados mediante ANOVA tomando como variable dependiente Resistencia media a la penetración (RP) y como variables independientes Tr, C, A y profundidad (P). Tr, C, A y P fueron altamente significativos. RP fue mayor en T (1,75 MPa ± 0,42) que en R2 (1,33MPa±0,13) y que en R1 (1,31MPa±0,12). RP fue mayor fuera de C (1,5MPa±0,14) que bajo C (1,26MPa ± 0,14) y menor bajo M (1,13MPa± 0,15) que bajo Qbco (1,54MPa± 0,17) y que QCol (1,39MPa± 0,15). Estas respuestas se deben principalmente al aporte del mantillo de las distintas especies arbóreas al suelo. RBI disminuye la resistencia del suelo, al romper la costra superficial, lo que favorecería la aireación y el mayor desarrollo radicular. Se recomienda mantener la estructura arbórea, respetando la composición de las especies presentes.

Palabras clave: Compactación del suelo; manejo de fachinal; bosque.

Abstract

Low intensity roller-chopping (RBI) is used to reduce the density and volume of shrubs and increase the forage supply. The objective of this work was evaluate the effect of RBI on the penetration resistance (RP) of the soil of a highland site with forest vegetation, under two intensities of disturbance and under the canopy of three tree species. The study was in the experimental field "Francisco Cantos", EEA INTA Santiago del Estero and it has: a) three treatments(Tr): Control, without RBI (T); rolled with one pass of roller-chopping (R1), and R2: rolled with two passes of roller (R1), b) two canopy factor(C) (under and outside the canopy); and c) three tree species (A): Qcol: quebracho colorado, Qbco: quebracho blanco and M: mistol. The RP was evaluated through a blow penetrometer to a depth of approximately 0.35 m. The data were analyzed by ANOVA. The treatment, canopy, tree species and soil depth were significant. RP was higher in T (1,75MPa, EE=0,42) than R2 (1,33 MPa ±0,13) and also was higher than R1(1,31MPa± 0,12). Rp is higher outside C (1,5MPa±0,14) than under C (1,26MPa ±0,14) and lower under M (1,26MPa±0,14) than under Qbco (1,26MPa± 0,14) and Qcol (1,39MPa±0,15). These responses are mainly due to the contribution of the mulch of different tree species to the soil. RBI reduce soil resistance, breaking the surface crust, promotes aeration and greater root development. It is recommended to maintain the arboreal structure, respecting the composition of the species present.

Keywords: Soil compactation, Low intensity roller-chopping, forest



FRACCIÓN DE CARBONO EN *Prosopis affinis* Sprengel. EN UN BOSQUE NATIVO DEL ESPINAL BAJO USO SILVOPASTORIL

CARBON FRACTION IN *Prosopis affinis* Sprengel. IN A NATIVE FOREST OF ESPINAL UNDER SILVOPASTORAL USE

Sione, Silvana M.J. (1); Silvia G. Ledesma(1); Leandro J. Rosenberger(1); José D. Oszust(1); Ignacio A. Carpp(1); Marcelo G. Wilson(2); Hernán J. Andrade-Castañeda(3) y María C. Sasal(2)

(1) Facultad de Cs Agropecuarias - UNER. Oro Verde, Entre Ríos- Argentina

(2) INTA EEA Paraná. Oro Verde, Entre Ríos - Argentina

(3) Facultad de Ingeniería Agronómica - Universidad del Tolima. Ibagué, Colombia

Dirección de contacto: silsion@fca.uner.edu.ar; Ruta 11 Km 10.5 (3101) Oro Verde, Entre Ríos, Argentina

Resumen

Los bosques nativos del Espinal (Distrito Ñandubay), dominados por *Prosopis affinis*, se destinan a uso silvopastoril, desarrollándose actividades de cría-recría bovina, y en menor medida obtención de postes y leña. El servicio ambiental que proveen los sistemas silvopastoriles como secuestradores de carbono (C) contribuye a mitigar el efecto invernadero. La biomasa forestal constituye un compartimento fundamental donde se almacena C, requiriéndose para su evaluación, información precisa sobre la fracción porcentual de C en la biomasa a nivel de especie. El objetivo del presente estudio fue estimar la fracción de C en la biomasa de *P. affinis*, y su variación por clase diamétrica, en un bosque nativo del Espinal (Entre Ríos) bajo uso silvopastoril. En un bosque dominado por *P. affinis* (69% de densidad relativa), se estimó, en 30 individuos de 5 clases diamétricas (5 a 30 cm), la fracción de C por componente estructural: fustes (F), ramas grandes (RG), y ramas pequeñas+hojas+flores+frutos (RPHFF). El C se determinó por combustión seca. Las fracciones medias de C evidenciaron diferencias altamente significativas entre componentes ($p < 0,01$), correspondiendo el menor valor a RPHFF (45,7%). El mayor contenido de C correspondió a F, que no difirió estadísticamente de RG (48,5% y 48,2%, respectivamente). El valor medio de la fracción de C fue de $47,4 \pm 2,3\%$. Considerando la distribución de la biomasa individual en los diferentes componentes, y sus respectivas fracciones de C, se obtuvo una fracción promedio ponderada de $47,2 \pm 1,3\%$. El análisis en función de las clases diamétricas evidenció diferencias estadísticas significativas sólo entre fustes ($p < 0,05$) correspondiendo las mayores fracciones de C a individuos de mayor diámetro. Los valores estimados resultan inferiores al valor por defecto de 50% sugerido por IPCC. Esta investigación aporta precisión a la estimación de C almacenado en los bosques del Espinal, contribuyendo a valorar el servicio ambiental que ofrecen como fijadores de C.

Palabras clave: contenido de carbono; servicio ambiental; especie arbórea nativa; sistemas silvopastoriles

Abstract

The native forests of the Espinal (Ñandubay District), dominated by *Prosopis affinis*, are destined for silvopastoral use, developing bovine cattle breeding, and to a lesser extent obtaining posts and firewood. The environmental service provided by the silvopastoral systems as carbon (C) sequestering helps to mitigate the greenhouse effect. Forest biomass is a fundamental compartment where C is stored, and their evaluation requires precise information of the fraction of C in the different arboreal species. The aim of this study was to determine the C fraction in the biomass of *Prosopis affinis*, and its variation by diametric class, in a native forest of Espinal (Entre Ríos, Argentina) under silvopastoral use. In a native forest dominated by *P. affinis* (69% relative density), in 30 individuals of different diametric classes, the C fraction was estimated in three components: trunks (T), large branches (LB), and small branches + leaves+flowers+fruits (SBLFF). The C was



determined by dry combustion. The mean C fractions evidenced highly significant differences between components ($p < 0.01$), with the lowest value corresponding to SBLFF (45.7%). The highest content of C corresponded to T, although it did not differ significantly of the large branches (48.5 and 48.2%, respectively). The mean value of the C fraction for the specie was $47.4 \pm 2.3\%$. Considering the distribution of the individual biomass in the different components, and the fraction of C of each, a weighted average C fraction of $47.2 \pm 1.3\%$ was obtained. The analysis of the C fraction as a function of the diametric classes showed significant statistical differences only between the trunks ($p < 0.05$) with the highest values corresponding to the individuals with the largest diameter. The estimated C fraction values are lower than the default value of 50% suggested by the IPCC. This investigation contributes precision to the estimation of C in native forest of the Espinal, contributing to assess the environmental service offered as fixers of C.

Key words: carbon content; environmental service; native arboreal specie; silvopastoral systems



EFICIENCIA DEL USO DEL AGUA EN SISTEMAS AGROFORESTALES DEL SUDOESTE DE CÓRDOBA

EFFICIENCY OF THE USE OF WATER IN AGROFORESTRY SYSTEMS OF THE SOUTHWEST OF CÓRDOBA

Utello, Marcos J. (1), Lucas V. Gramajo (1), Juan C. Tarico (1), Santiago I. Fiandino (1), José O. Plevich (1), Javier E. Gyenge (2).

(1) Departamento de Producción Vegetal, FAV, UNRC, Río Cuarto, Argentina

(2) CONICET, INTA EEA Balcarce, AER Tandil, Buenos Aires, Argentina

Dirección de contacto: mutello@avv.unrc.edu.ar; Ruta Nacional 36, Km 601, Río Cuarto (5800), Córdoba, Argentina

Resumen

La región suroeste de la provincia de Córdoba presenta una estación invernal deficitaria desde el punto de vista hídrico. El objetivo del trabajo fue evaluar la eficiencia del uso del agua (EUA) de *Secale cereale* en tres sistemas agroforestales (SAF) en callejones, integrados por *Pinus elliottii*, *Quercus robur* y *Eucaliptus viminalis*. El ensayo se ubica a los 32°58'S y 64°40'O. Fueron implantados en 1998 con un marco de plantación en doble hilera a 2x2 m, dejando un callejón de 21 m en dirección este-oeste. En marzo de 2017 en los callejones se sembró *S. cereale*. Para determinar la EUA, en octubre de 2017, en cada SAF y en un lote sin árboles se midió el rendimiento de biomasa aérea (RB) y el uso consuntivo del agua (UCA). Las mediciones fueron realizadas a tres distancias de los árboles dentro de los callejones (1,65, 4,95 y 6,6 m), en dos exposiciones (Sur-Norte). El RB de *S. cereale* fue superior en el lote sin árboles (6.443 kgMS.ha⁻¹) que en los SAF (3.604, 3.125 y 3.349 kgMS.ha⁻¹ para los callejones de *P. elliottii*, *Q. robur* y *E. viminalis* respectivamente) donde no se observó diferencias estadísticas significativas. Sin embargo, cuando se analizó el efecto de la distancia a las cortinas de árboles, la posición más cercana mostró valores significativamente inferiores de RB respecto a la posición distante. El efecto de la exposición dentro de los callejones solo se observó a distancias intermedias de las cortinas; la exposición sur presentó un RB inferior que en la exposición norte. Se concluye, que en la región, para SAF de avanzada edad (19 años) con diámetros de copas de 6,90 ± 2,62 m (*E. viminalis*); 4,16 ± 2,16 (*P. elliottii*) y 5,26 ± 2,60 (*Q. robur*), la EUA de *S. cereale* en los callejones se vio reducida en un 44% en relación al testigo sin árboles. Por lo tanto, la decisión de optar por un SAF en la región, dependerá del aporte en producción que haga la leñosa y de sus contribuciones al bienestar animal.

Palabras clave: rendimiento; uso consuntivo; verdes; sistemas silvopastoriles; *Secale cereale*.

Abstract

The southwest region of the province of Córdoba presents a deficit winter season from the water point of view. The objective of the work was to evaluate the water use efficiency (WUE) of *Secale cereale* in three agroforestry systems (AS) in alleys, integrated by *Pinus elliottii*, *Quercus robur* and *Eucaliptus viminalis*, which are located at 32°58'S and 64°40'W. They were implanted in 1998 with a plantation frame in double row at 2x2 m, leaving an alley of 21 m in east-west direction. In March 2017, in the alleys, *S. cereale* was planted. To determine WUE, in October of 2017, in each AS and in a treeless lot, the yield of aerial biomass (RB) and the consumptive use of water (CUW) was measured. The measurements were made at three distances from the trees within the alleys (1.65, 4.95 and 6.6 m), in two exposures (South-North). The RB of *S. cereale* was higher in the treeless lot (6,443 kgMS.ha⁻¹) than in the AS (3,604; 3,125 and 3,349 kgMS.ha⁻¹) for the alleys of *P. elliottii*, *Q. robur* and *E. viminalis* respectively) where no significant statistical differences were observed. However, when the effect of the distance to the tree curtains was analyzed, the closest position showed significantly lower values of RB with respect to the distant position. Regarding the effect of the exhibition inside the alleys, it was only observed that at intermediate distances to the curtains the southern exposure



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

presented a lower RB than in the northern exposure. For advanced SAF (19 years old) with diameter cups of 6.90 ± 2.62 m (*E. viminalis*); 4.16 ± 2.16 (*P. elliotii*) and 5.26 ± 2.60 (*Q. robur*) the WUE of *S. cereale* in the alleys was reduced by 44% in relation to the treeless control. Therefore, the decision prefers to AS in the region, will depend on the production contribution made by the woody tree and its contributions to animal welfare.

Keywords: biomass production; consumptive use of water; forage; silvopastoral systems; *Secale cereale*.



CALIDAD DE SUELOS EN SISTEMAS GANADEROS BAJO BOSQUE NATIVO EN EL ESPINAL ENTRERRIANO

SOIL QUALITY IN LIVESTOCK SYSTEMS IN NATIVE FORESTS OF ESPINAL (ENTRE RIOS, ARGENTINA)

Wilson, Marcelo G. (1); Ana B. Wingeyer (2); María C. Sasal (1); Lucrecia Lezana (3); Emmanuel A. Gabioud (1)

⁽¹⁾ INTA. EEA Paraná., Oro Verde, Entre Ríos, Argentina.

⁽²⁾ INTA. EEA Paraná. Oro Verde, Entre Ríos, Argentina. CONICET

⁽³⁾ INTA. EEA Paraná. Oro Verde, Entre Ríos, Argentina. FCA UNER

Dirección de contacto: wilson.marcelo@inta.gob.ar; Ruta 11, km 12,5. Oro Verde, Entre Ríos, Argentina,

Resumen

Los bosques nativos del Centro-Norte de Entre Ríos (850.000ha) constituyen la base productiva de los establecimientos ganaderos de cría. Están ubicados sobre Alfisoles, Vertisoles y Molisoles, con alta presencia de arcillas, especialmente esmectitas, que definen su calidad intrínseca y requerimientos de manejo. El objetivo fue determinar la calidad del suelo (CS) por tipo de suelo y su relación con el manejo. En 15 lotes se determinó la CS por tipo de suelo utilizando Conjuntos Mínimos de Indicadores (CS-CMI), (carbono orgánico total -COT-, estabilidad de agregados, porosidad total, CIC, pH) para complementar la interpretación de CS-ICES (índice de calidad expeditiva de suelos). En otros 121 lotes se determinó la CS-ICES (limitación a la profundidad efectiva, profundidad del horizonte A, cobertura de mantillo/rastrojo, costras biológicas y/o físicas, abundancia de raíces, tamaño y facilidad de ruptura de agregados, y porosidad visible), el estado de erosión (EE) y la clase de accesibilidad del ganado al pastoreo (grado de arbustización del sitio, indicador de manejo). Los resultados de CS-CMI categorizaron la CS por orden de suelo. Como se esperaba, los Alfisoles presentaron la peor condición de CS-CMI, mostrado por COT, estabilidad de agregados y porosidad total. La CS-ICES fue media en los tres suelos, con valores bajos-muy altos en Vertisoles y Alfisoles, y bajo-alto en Molisoles. En estos últimos, los indicadores más afectados fueron: limitación a profundidad efectiva y cobertura de mantillo. Los rangos de CS-ICES estuvieron asociados al manejo. Sitios con accesibilidad alta y media para el ganado (baja arbustización), presentaron CS-ICES altos en todos los órdenes de suelo. El EE fue bajo para los tres suelos, con rangos de "sin erosión" a moderada en Alfisoles y Molisoles, y algunos casos de clase severa para Vertisoles. Estas herramientas permiten evaluar calidad de sitio respecto al manejo del bosque nativo.

Palabras clave: Manejo; Vertisoles; Molisoles; Alfisoles; Entre Ríos.

Abstract

The native forests of Entre Ríos are located in the north-central region of the province (850,000ha). In the region, soil orders are predominantly Alfisols, Vertisols and Mollisols. They all contain high levels of clays, especially smectites, which defines their intrinsic quality and requires adjusting the management. These native forests through their associated grasses constitute the primary resource for the livestock cow-calf breeding agricultural system of the region. The objective was to determine soil quality (SQ) by soil type and its relation to management of native forest. In Fifteen fields the SQ was determined by soil type using Minimum Data Set (SQ-MDS), (total organic carbon -COT-, aggregate stability, total porosity, CIC, and pH) to complement the interpretation of SQ-ESQI (expedite soil quality index). The SQ-ESQI was determined in 121 fields, by measuring effective soil depth, depth of the A horizon, cover by mulch/stubble, biological/physical crusts, root abundance and three characteristics of the structure: size aggregates, easiness aggregate rupture



and soil porosity. State of erosion (SE) and the accessibility for livestock grazing class, were measurement. SQ-MDS categorized the SQ by soil type. Alfisols presented the worst CS condition, reflected in TOC, stability of aggregates and total porosity. The SQ-ESQI indicated an average quality in the three soils, low to very high for Vertisols and Alfisols, and low to high for Mollisols. In the latter, the most affected indicators were the limitation effective soil depth and mulch coverage. The SQ-ESQI ranges were associated with the management. Sites with high and medium accessibility for livestock grazing (low shrubbery), presented high SQ-ESQI in all soil types. Erosion class values were low for all three soils, with without to moderate erosion in Alfisols and Mollisols, and in some cases severe only in Vertisols. These tools allow to evaluate site quality regarding the management of native forest.

Keywords: Management; Vertisols; Mollisols; Alfisols; Entre Ríos province



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

ASPECTOS INTEGRADOS



ESTRUCTURA, FUNCIONAMIENTO Y PROVISIÓN DE SERVICIOS ECOSISTEMICOS EN BOSQUES DE CIPRES-COIHUE BAJO DIFERENTES NIVELES DE USO SILVOPASTORIL

STRUCTURE, FUNCTIONING AND ECOSYSTEM SERVICES PROVISION IN CIPRES-COIHUE FORESTS UNDER DIFFERENT SILVOPASTORAL USE LEVELS

Chillo, Veronica (1,2), Mariano M. Amoroso (1,2), Carlos A. Rezzano (2); Daniela F. Arpigliani (1,2)

⁽¹⁾ CONICET, CCT Patagonia Norte, Argentina

⁽²⁾ Instituto de Investigación en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural (IRNAD), Universidad Nacional de Rio Negro Sede Andina El Bolsón, Rio Negro, Argentina

Dirección de contacto: mchillo@unrn.edu.ar; Güemes 383, Dpto E (8430), El Bolsón, Rio Negro, Argentina

Resumen

Aquí se presentan y articulan los resultados más recientes de varias investigaciones realizadas en bosques mixtos siempreverdes de ciprés-coihue bajo diferentes intensidades de uso silvopastoril en el noroeste de la Patagonia Argentina. Se evaluaron situaciones pareadas de alto y bajo nivel de uso silvopastoril, donde encontramos una estructura de la vegetación más compleja en sitios de alto en comparación con sitios de bajo nivel. Este es un cambio significativo, pero que no se ve reflejado en el número de individuos establecidos de las principales especies arbóreas. El efecto del uso si se ve en la severidad del ramoneo sobre juveniles que no alcanzan a desarrollarse. La mayor apertura de dosel en los sitios de mayor nivel de uso genera comunidades vegetales de mayor diversidad funcional. Estas comunidades presentan mayor tasa de descomposición y potencial productividad primaria. Estos cambios en la composición de la comunidad repercuten en cambios en la provisión de servicios ecosistémicos. Así, los sitios de mayor nivel de uso presentan mayor potencial forrajero y ocurrencia de especies con usos culturales conocidos, pero menor fertilidad de suelo y potencial de prevención de erosión. Las áreas de mayor nivel de uso presentan aspectos negativos y positivos respecto de la provisión de servicios ecosistémicos, y sumado al hecho de que están distribuidas en una matriz de bajo nivel de uso, su manejo permitiría generar paisajes multifuncionales.

Palabras clave: invernada, bosque siempreverde, regeneración natural, diversidad funcional, sinergias y compromisos

Abstract

This work presents and articulates the most recent results of several studies on mixed evergreen forests of cipres-coihue under different levels of silvopastoral use in the northwest of the Argentine Patagonia. We found a more complex vegetation structure in places of higher silvopastoral use. This change is not reflected in the number of established individuals of the main tree species, but in the severity of browsed juveniles than can't develop. The greater opening of the canopy in the sites of greater silvopastoral use level generates understory plant communities with higher functional diversity. These communities have a higher decomposition rate and potential primary productivity. These changes are related to changes in the provision of ecosystem services. Thus, sites of greater silvopastoral use intensity have greater forage potential and occurrence of species with known cultural uses, but lower soil fertility and erosion prevention potential. Notably, we found that the positive and negative relationships between ecosystem services do not vary between silvopastoral use intensities. Areas of higher level of silvopastoral use present both negative and positive aspects, witch summed to the fact that they are distributed in a matrix of low intensity of use, their management would allow generating multifunctional landscapes.

Keywords: winter migrations, evergreen forest, natural regeneration, functional diversity, sinergias and trade-offs



INTRODUCCIÓN

En la Patagonia andina el uso pastoril del bosque es una práctica históricamente asociada a la generación de fuegos para la apertura de claros con pasturas, lo que ha llevado en algunas áreas al reemplazo de bosques primarios hacia pastizales o bosques secundarios (Gowda et al. 2011). En particular, el bosque mixto de ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*) y coihue (*Nothofagus dombeyi*) ha sufrido una significativa disminución en su superficie, alcanzando en la actualidad 66.100 ha. (Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos y Áreas Protegidas 2005) de las 100.000 ha. originales (Loguercio et al. 1999). Esta disminución y el deterioro de buena parte de las poblaciones remanentes se deben a que los bosques están altamente influenciados por presiones antrópicas, específicamente, la subdivisión de las tierras forestales con fines inmobiliarios (Easdale 2007), la extracción de madera y leña y la actividad ganadera.

Actualmente, la producción ganadera bovina predominante en el bosque mixto de ciprés de la cordillera y coihue en el noroeste de la Patagonia andina es la cría y recría extensiva, con escasas pautas de manejo del rodeo y baja inversión en infraestructura (Cardozo y Reuque 2012). El uso silvopastoril consiste inicialmente en la realización de aperturas localizadas para crear zonas de pastaje y corrales ("pampas"). En la cercanía de esas aperturas se realiza una paulatina extracción de árboles muertos y leña para abrir el dosel y aumentar la disponibilidad de forraje en estos bosques siempreverde. De esta forma, se combina la utilización del componente maderero/leñero y del componente ganadero a la par, generando un uso silvopastoril. El ganado permanece en los bosques de baja altitud (ciprés-coihue) durante gran parte del año (otoño-invierno-primavera). Las áreas de bosques inmediatas a las pampas presentan mayor apertura de dosel e intensidad de pastoreo, mientras que la matriz remanente de bosque cerrado recibe menor intensidad de uso. Así, el nivel de uso silvopastoril está definido por el manejo tradicional del ganado y la cercanía a las pampas donde hay mayor disponibilidad de forrajes. Durante los meses de verano y comienzos del otoño, el movimiento del ganado hacia los bosques de altas altitudes (veranada) elimina la presión sobre los bosques de menor altitud.

Los efectos de la ganadería sobre estos bosques están dados principalmente por el pisoteo y el ramoneo de renovales, y a través de cambios en la composición de la comunidad vegetal que puede a su vez alterar las interacciones que caracterizan a la comunidad (Veblen et al. 1992; Vázquez 2002; Blackhall et al. 2008). Es muy común observar una disminución de la densidad de renovales de las especies principales y un alto porcentaje de individuos jóvenes deformados por efecto del ramoneo (Veblen et al. 1992; Relva y Veblen 1998; Blackhall et al. 2008). Asimismo, es de esperar que diferentes intensidades de pastoreo repercutan en el crecimiento de los renovales de manera dispar (Relva y Sancholuz 2000). El uso silvopastoril en particular genera impactos diversos y no siempre consistentes. Al estar asociado a la apertura de claros, permite un mayor ingreso de la luz y favorece el crecimiento de las plantas del sotobosque para la alimentación del ganado (Somlo et al. 1997; Peri et al. 2016). Este cambio en la disponibilidad de luz puede generar un aumento en la riqueza y en la abundancia de plantas, principalmente herbáceas (Arias Sepúlveda y Chillo 2017), y generalmente a causa de una mayor presencia de especies exóticas o invasoras (Lencinas et al. 2011; Peri et al. 2016). En este sentido, la composición de la comunidad vegetal del sotobosque está determinada no sólo por la presión de herbivoría, sino también por la mayor disponibilidad de recursos (ej. luz). Estos cambios en la composición del sotobosque pueden implicar alteraciones en las condiciones microclimáticas y en las características funcionales de la vegetación que afectan el



ciclado de nutrientes y la productividad primaria neta (Peri et al. 2016; Arias Sepúlveda y Chillo 2017). Entender de qué forma dichos cambios en la diversidad afectan la estructura y el funcionamiento del ecosistema, y la provisión de múltiples servicios ecosistémicos (SE) es un punto clave para el manejo sustentable.

El concepto de diversidad funcional permite entender de qué forma los cambios en la composición de la comunidad pueden afectar la provisión de múltiples SE (Polania et al. 2011). La diversidad funcional es entendida como el valor, rango, distribución y abundancia relativa de características de una comunidad que tienen un determinado efecto sobre, o responden ante, cambios en el ecosistema (Díaz y Cabido 2001). A su vez, la producción biofísica de SE depende del funcionamiento del ecosistema, por ejemplo, la fertilidad del suelo expresada como materia orgánica depende, entre otras cosas, de la tasa de descomposición. En última instancia, dado que los cambios en la diversidad modifican el funcionamiento del ecosistema, ésta juega un rol crucial en la provisión de SE (Polania et al. 2011). Sin embargo, esta relación entre biodiversidad y SE es compleja y difícil de predecir debido a que los SE son regulados por múltiples procesos ecosistémicos que pueden responder de distintas formas a los cambios en la biodiversidad (Cardinale et al. 2012). Más compleja aún es la relación cuando se pretenden evaluar múltiples SE, dado que entre SE pueden haber relaciones positivas (sinergias) o negativas (antagonismos), y el incremento de un SE de provisión puede ir en detrimento de otros. Por ejemplo, en la Patagonia Chilena se encontró que el aumento en la producción maderera en bosques montañosos (por desmonte y plantación de pinos) afecta a la capacidad de retención de escorrentía y disminuye la calidad del agua en las zonas bajas de la cuenca (Lara et al. 2009).

En los últimos años venimos llevando a cabo nuevas líneas de investigación que buscan identificar el efecto de distintas intensidades de uso silvopastoril sobre la estructura, el funcionamiento y la dinámica de bosques mixtos siempreverdes del noroeste de la Patagonia Argentina. Más precisamente, los objetivos han sido evaluar el efecto de diferentes intensidades de uso silvopastoril sobre 1) la estructura de la comunidad vegetal del sotobosque y la regeneración del dosel, 2) la diversidad funcional de la vegetación del sotobosque y procesos ecológicos claves como reciclado de nutrientes y productividad primaria, 3) la provisión de múltiples SE y las relaciones de sinergias y compromisos entre ellos. El presente trabajo presenta y articula los resultados más recientes de estas investigaciones.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios de estudio

Los estudios se llevaron a cabo en los valles del río Azul, río Villegas y río Manso, en el suroeste de la provincia de Río Negro, Argentina (**Fig. 1**). El clima es templado-húmedo a frío-húmedo, con fuertes nevadas en el invierno y heladas casi todo el año. Los bosques seleccionados se corresponden a bosques dominados por dos especies siempreverdes: ciprés de la cordillera (*A. chilensis*) y coihue (*N. dombeyi*). Se encuentran entre las isohietas de 1.600 y 2.000 mm, y se caracterizan por presentar una alta cobertura del dosel (>80%), mixta y con árboles que alcanzan los 30 m de altura.



Se trabajó en establecimientos de productores forestales ganaderos, y con dos niveles de uso silvopastoril del bosque (alto y bajo) en función del uso que el ganado hace del espacio, generado por el sistema de uso tradicional. El sistema tradicional de ganadería bovina consiste en la permanencia y el pastoreo en las laderas medias (400 a 500 msnm aprox.) con bosque de ciprés y coihue, y en los valles con aperturas para pastaje, durante otoño, invierno y primavera (invernada). Durante el verano, se realiza un movimiento del ganado hacia lengales y ñirantales que se ubican a una mayor altitud (900 a 1000 msnm aprox., veranada). El pastoreo y la permanencia del ganado en las laderas medias de bosque de ciprés y coihue es posible dado el aumento de la cantidad de forraje disponible que se logra a través de la apertura del dosel de los bosques. Ésta apertura de dosel se produce por la extracción de árboles muertos en pie (de los cuales se aprovecha su madera), y la limpieza de ramas y árboles caídos (que se utilizan para leña). Este tipo de uso del bosque hace que sea inseparable la apertura del dosel del nivel pastoreo, ya que no existen zonas de dosel cerrado y alto nivel de pastoreo. Esto determina un uso combinado del recurso forestal y ganadero, a lo que

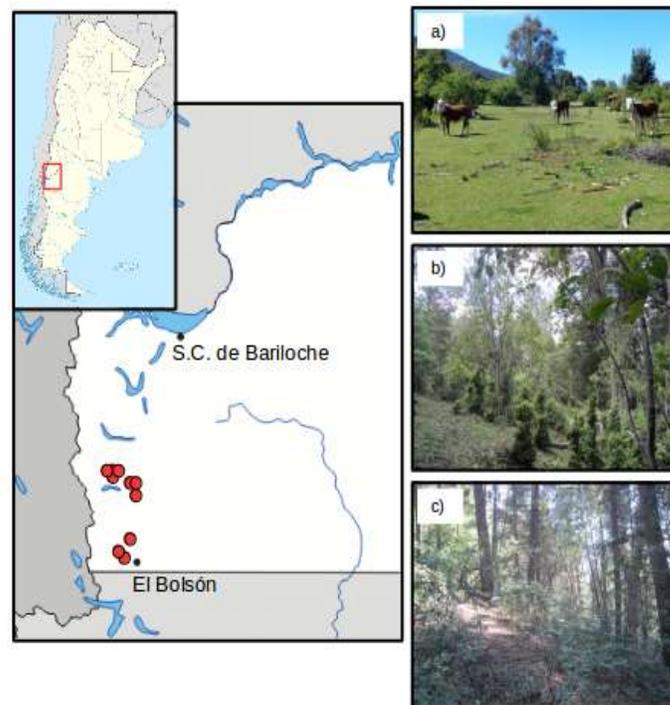


Figura 1. Representación esquemática de la ubicación de los sitios de estudio (puntos rojos) en el oeste de la provincia de Río Negro, Argentina. También se muestran imágenes representativas de los sitios de estudio: a) apertura para pastaje y manejo del ganado ("pampa"); b) sitio cercano a la apertura,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

en este trabajo nos referimos como uso silvopastoril del bosque. Así se encuentra un mayor nivel de uso silvopastoril (NUS) en los bosques aledaños a las aperturas para pastaje (30-40% de cobertura de dosel; $4.50 \pm 3.10\%$ de cobertura de heces), y un menor NUS en sectores alejados de las aperturas



(60-80% de cobertura de dosel; $0.47 \pm 0.06\%$ de cobertura de heces) (Figura 1) (Arias Sepúlveda y Chillo 2017). Para cada establecimiento, estos dos NUS se encuentran dentro de la misma unidad de bosque o rodal, lo que permitió trabajar con un diseño de muestreo apareado con el objetivo de reducir la variabilidad debida a la historia de disturbios y los potenciales factores ambientales. En base a este diseño, cabe destacar que los diferentes niveles de uso silvopastoril son relativos entre ellos.

El diseño general (pareado entre niveles de uso) y las áreas identificadas como sitios de estudio fueron mantenidos en los distintos trabajos, mientras que el diseño particular (número de sitios, tamaño de parcelas, etc.), las variables cuantificadas y los análisis estadísticos realizados variaron según el objetivo. El detalle de cada diseño de muestreo particular puede encontrarse en las publicaciones específicas: 1) Amoroso y colaboradores (2018) presentan resultados del primer objetivo relacionado a comparar la estructura de la vegetación del sotobosque y de la regeneración de dosel entre NUS; 2) Arias Sepúlveda y Chillo (2017) y Chillo y colaboradores (2018a) presentan resultados del segundo objetivo, referido a evaluar la diversidad funcional de la vegetación y procesos ecológicos (reciclado de nutrientes y productividad primaria) en alto y bajo NUS. Para cuantificar diversidad funcional se utilizó el índice de Rao (Botta-Dukat 2005), que es un índice multivariado que se basa en el conjunto de características funcionales y expresa la diferencia promedio entre individuos de una comunidad. Para evaluar el reciclado de nutrientes se cuantificó la tasa de descomposición de hojarasca del sitio mediante un experimento de bolsas de descomposición (). Para evaluar productividad primaria se utilizó como indicador la biomasa verde en pie, cosechada a finales de la estación de crecimiento. 3) Chillo y colaboradores (2018a) y (2018b) presentan resultados del tercer objetivo sobre la provisión de múltiples SE y relaciones de sinergias y compromisos entre ellos en alto y bajo NUS. Los SE considerados fueron: plantas con valor cultural (servicio cultural), potencial forrajero (servicio de provisión), estabilidad en la prevención de la erosión y fertilidad de suelo (servicios de regulación). Los indicadores se calcularon con la información obtenida de muestreos de cobertura por especie vegetal del sotobosque. Para la ocurrencia de plantas con valor cultural se calculó la proporción de especies con valor cultural conocido (usos ornamentales, medicinales y comestibles acorde a información publicada). Para potencial forrajero se calculó la proporción de plantas palatables, clasificadas en palatables o no palatables en función del conocimiento de expertos de la zona e información publicada sobre contenido de lignina, nitrógeno y compuesto secundarios o defensas anti-herbívoros. El indicador de estabilidad en la prevención de la erosión fue estimado considerando la estabilidad de la cobertura del suelo considerando la proporción de especies leñosas/herbáceas. Fertilidad del suelo fue estimada como el porcentaje de contenido de materia orgánica.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Aquí presentamos una recopilación de resultados ya publicados, analizados de forma integral para lograr un mejor entendimiento del sistema. De forma general, encontramos que el nivel de uso silvopastoril (NUS) modifica la estructura (Amoroso et al. 2018) y el funcionamiento del ecosistema (Arias Sepúlveda y Chillo 2017; Chillo et al. 2018a), los SE que de éste dependen y la relación entre SE (Chillo et al. 2018a; Chillo et al. 2018b).



En relación a la estructura de la comunidad del sotobosque (primer objetivo), se calculó un índice de complejidad estructural (diversidad de estratos verticales), el cual fue significativamente mayor bajo condiciones de alto NUS en dos de los tres establecimientos estudiados (Amoroso et al. 2018). Se calculó también un índice de heterogeneidad estructural (diversidad de formas de vida), que fue significativamente mayor en sitios de alto NUS de los tres establecimientos, asociado a una mayor diversidad espacial en las formas de vida de Raunkiaer (Amoroso et al. 2018). Estos resultados indican que mayor NUS modifica la estructura del sotobosque hacia una comunidad con mayor complejidad estructural y más heterogénea en su tolerancia al disturbio. Esta heterogeneidad está dada por un aumento en la abundancia de especies terófitas y hemicriptófitas (hierbas anuales, pastos con estolones, etc.) cuyas estrategias de crecimiento y desarrollo les confieren mayor tolerancia y/o evasión de la herbivoría en detrimento de su capacidad de competencia interespecífica (Diaz et al 1992, Karlin et al. 2016).

Estas diferencias encontradas en la composición y estructura de la comunidad podrían representar cambios en las condiciones micromambientales que afectan el establecimiento y crecimiento de la regeneración de las principales especies del dosel (Bahamonde et al. 2018). Sin embargo, la abundancia y el crecimiento de los individuos presentes en el sotobosque exhibió cambios dispares con los diferentes niveles de NUS en los tres establecimientos estudiados (Amoroso et al. 2018). Por un lado, mayor NUS no resultó siempre en cambios en la densidad de los individuos de las principales especies arbóreas (renovales y juveniles ramoneados). Por otro lado, el diámetro y la altura promedio de los renovales no se vio significativamente condicionado por la NUS (Tabla 1).

Tabla 1. Estructura de individuos en el sotobosque (≤ 50 cm. de altura) de *A. chilensis* y *N. dombeyi* en dos niveles de intensidad de uso silvopastoril. Se muestran los resultados para tres establecimientos ubicados en los valles de diferentes ríos (Manso, Azul, Villegas). En negrita se indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre niveles de uso, encontradas a través de la prueba estadística no paramétrica de Mann-Whitney. Extraído de Amoroso y colaboradores (2018).

	Alto uso silvopastoril			Bajo uso silvopastoril		
	Densidad (ind./Ha.)	Diámetro (cm.)	Altura (cm.)	Densidad (ind./Ha.)	Diámetro (cm.)	Altura (cm.)
Manso	12222	5.2	29.2	11443	4.4	36.7
Azul	25553	7.1	9.2	30330	5.7	9.2
Villegas	30363	5.8	10.1	16998	4.3	37.1

Tal como fuera esperado, la severidad del ramoneo (cuantificada según Relva y Veblen 1998) sobre individuos de árboles y arbustos fue mayor en las áreas de alto NUS, aunque esto no vino de



la mano de un aumento en el número de individuos ramoneados. Es decir, la cantidad de individuos sin ramoneo en áreas de alto uso, así como la cantidad de individuos con ramoneo en áreas de bajo uso, fue mayor a la esperada (según análisis de Chi cuadrado) en la mayoría de los establecimientos estudiados (Amoroso et al. 2018). Este aumento en la severidad del ramoneo tiene el potencial de causar cambios en la arquitectura y en los patrones de desarrollo de los renovales. Esto se vislumbra en el tamaño de algunos individuos juveniles del sotobosque, que producto del alto grado de ramoneo, no han podido desarrollarse y superar dicho estrato comprometiendo el eventual reemplazo de individuos adultos; aún cuando los resultados muestran que no hay diferencias significativas en la estructura de individuos del sotobosque entre NUS (Amoroso et al. 2018).

El análisis del potencial de regeneración (proporción de individuos en diferentes estadios en relación al total de la población) arrojó escasas diferencias significativas entre los diferentes estadios de desarrollo para las diferentes intensidades de uso (Tabla 2), indicando que en los establecimientos estudiados la actividad ganadera en los bosques mixtos de ciprés de la cordillera y coihue, no afectaría de manera diferencial la dinámica de la comunidad vegetal de dosel. A pesar de esto, sí identificamos una ausencia en las clases diamétricas mayores (Amoroso et al. 2018) en alto NUS, probablemente dado por el uso silvícola del bosque, y/o por la falta de desarrollo de renovales y juveniles altamente ramoneados que no alcanzan estados adultos. Estos interrogantes están siendo abordados por investigaciones en curso.

En relación al funcionamiento del ecosistema (segundo objetivo), se evaluó la diversidad funcional de la vegetación del sotobosque considerando características funcionales relacionadas con el ciclado de nutrientes, la productividad primaria neta y la tolerancia a la herbivoría y a la insolación. En sitios de alto NUS encontramos un mayor valor del índice FDQ de diversidad funcional que en sitios con bajo NUS ($t=2,7$; $p<0,05$) (Arias Sepúlveda y Chillo 2017) (Figura 2). El aumento en el NUS genera cambios en las características funcionales de la vegetación dados por un aumento en la diversidad de especies con ciclo de vida anual y deciduo, gramíneas, y especies de arquitectura de roseta y hábito postrado (Arias Sepúlveda y Chillo 2017). A su vez, el aumento en el NUS resultó en un aumento del área foliar específica y del contenido de nitrógeno foliar (Chillo et al. 2018a). Este cambio en la composición de la comunidad hacia una estrategia de rápida adquisición de recursos (características relacionadas con un rápido crecimiento en vez de con la conservación de los recursos adquiridos; Chillo et al. 2018a) podría estar dado por la dominancia del factor luz sobre el factor pastoreo (Relva et al. 2008).

Estos cambios en la composición de la vegetación del sotobosque, dados como consecuencia de un mayor NUS, resultaron en marcados efectos sobre el funcionamiento del ecosistema. La tasa de descomposición del mantillo del sitio (indicador de reciclado de nutrientes) y la producción de biomasa verde en pie (indicador de productividad primaria) fueron mayores en los sitios con alt NUS (Chillo et al. 2018a). Esto puede deberse a que un aumento en el NUS genera un cambio de la comunidad vegetal hacia la estrategia de rápida adquisición de recursos (Arias Sepúlveda y Chillo 2017), lo que implica hojas membranosas en lugar de coriáceas, de rápido crecimiento y con alto contenido de nitrógeno. Estas características funcionales se relacionan con mayor tasa de descomposición (Cornwerll et al. 2008) y mayor productividad primaria neta (Poorter y Bongers 2006). Por ejemplo, las plantas con arquitectura de roseta y hábito postrado poseen hojas de textura membranosa y menor lignina que los arbustos perennes con hojas coriáceas, por lo que se descomponen con mayor rapidez (de Paz et al. 2013).



Tabla 2. Análisis del potencial de regeneración a través de las variaciones en la abundancia relativa de individuos de ciprés y coihue en distintos estadios. Comparación entre niveles de uso silvopastoril. La variable "árbol" representa la suma de ambas especies de dosel. Se muestra el uso que presentó mayor abundancia relativa y el valor de significancia (p), en negrita se resaltan las diferencias significativas evaluadas mediante un Análisis de la varianza. Juvenil 1: hasta 0,1 m. Juvenil 2: 0,1 a 1,5 m. Adulto: más de 5 m. A: mayor abundancia relativa en nivel de alto uso. B: mayor abundancia relativa en nivel de bajo uso. Extraído de Amoroso y colaboradores (2018).

		Juvenil 1		Juvenil 2		Adulto	
		Uso con mayor abundancia	P	Uso con mayor abundancia	p	Uso con mayor abundancia	P
Manso	Ciprés	A	0.15	=	0.48	B	0.13
	Coihue	=	0.37	=	0.83	=	0.46
	Árbol	=	0.42	=	0.8	B	0.05
Azul	Ciprés		0.89	A	0.05	B	0.21
	Coihue	A	0.09	B	0.35	=	0.62
	Árbol	A	0.36	=	0.45	B	0.32
Villegas	Ciprés	=	0.68	B	0.21	=	0.58
	Coihue	=	0.49	A	0.29	B	0.27
	Árbol	=	0.37	=	0.98	=	0.85

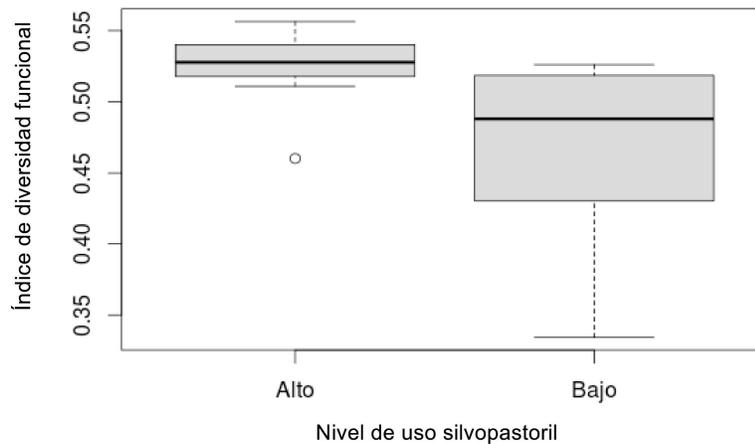


Figura 2. Diversidad funcional (índice FDQ) en función de la intensidad de uso silvopastoril. Las partes superior e inferior de la caja muestran el tercer y el primer cuartil de los datos respectivamente, la línea central representa la mediana, las líneas verticales indican la dispersión de los datos, y los puntos muestran datos atípicos. Extraído de Arias Sepúlveda y Chillo (2017).

Notoriamente identificamos que que los cambios en los procesos ecológicos analizados están más fuertemente relacionados a cambios en la composición de la comunidad vegetal (relación



indirecta) dados por los cambios en el NUS; que a cambios en el NUS en sí (relación directa) (Chillo et al. 2018a). Estos resultados resaltan el rol de la biodiversidad en el funcionamiento del ecosistema, con un efecto mayor que el del uso del suelo, como ha sido encontrado en otros trabajos (Cardinale et al. 2012).

En relación al tercer objetivo, encontramos que los cambios en la composición de la comunidad tuvieron un efecto tanto positivo como negativo sobre los diferentes indicadores de SE evaluados. Al igual que con el funcionamiento del ecosistema, encontramos un efecto mayor de la diversidad sobre los SE (efecto indirecto), que de la intensidad en el uso del suelo en sí (efecto directo) (Chillo et al. 2018b). En particular, los indicadores de SE de fertilidad de suelo, producción de forraje y prevención de la erosión se relacionan principalmente con cambios en la diversidad de plantas (efecto indirecto), mientras que el SE de valor cultural se relaciona principalmente con el NUS en sí (efecto directo) (Figura 3). El efecto de la diversidad funcional de plantas sobre la provisión de SE ocurre a través de cambios en los procesos ecológicos que los sustentan (Chillo et al. 2018a), como fue reportado en estudios de campo y experimentos a nivel mundial (Cardinale et al. 2012).

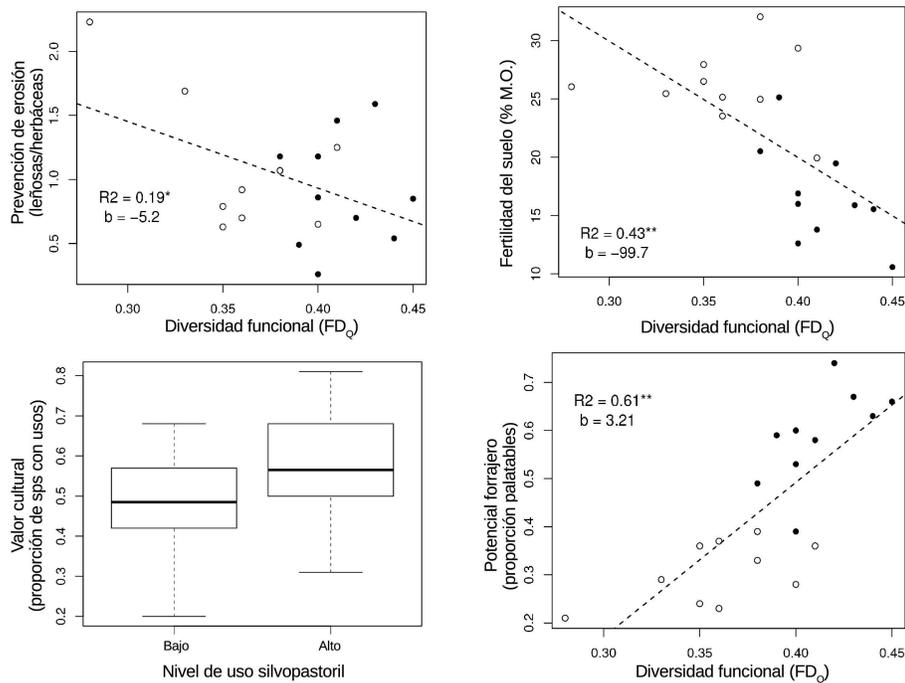


Figura 3. Modelos lineales de mejor ajuste para cada servicio ecosistémico. Para los indicadores de servicios ecosistémicos cuya variación fue explicada principalmente por la diversidad funcional se ajustaron regresiones lineales. La línea punteada representa la función de tendencia, los puntos blancos representan sitios de bajo nivel de uso silvopastoril (NUS), los puntos negros representan sitios de alto NUS. Se muestra el valor de ajuste (R^2) y la pendiente (b) de cada función. Para el servicio ecosistémico de valor cultural, cuya variación fué explicada principalmente por el nivel de uso silvopastoril, se muestra un gráfico de cajas. La diferencia es significativa cuando los límites superior e inferior de las cajas no se superponen con el valor medio (línea en negrita). Figura adaptada de Chillo et al. (2018b)



El indicador del SE de fertilidad de suelo se relacionó negativamente con el índice de diversidad funcional (Chillo et al. 2018b), dado porque un mayor valor del índice que se relaciona con una mayor tasa de descomposición (Chillo et al. 2018a), y por ende, menor acumulación de materia orgánica en el suelo. De forma similar, el indicador del SE de estabilidad en la prevención de la erosión se relacionó negativamente con el índice de diversidad funcional, porque las comunidades con mayor valor del índice están caracterizadas por hierbas y gramíneas anuales o deciduas (Arias Sepúlveda y Chillo 2017), consideradas como de menor estabilidad en la cobertura de suelo. La relación del índice de diversidad funcional con el indicador de potencial forrajero fue fuerte (Chillo et al. 2018b), siendo mayor el potencial forrajero en sitios de alta intensidad de uso silvopastoril. Esto probablemente se deba a la mayor abundancia de plantas con hojas membranosas o intermedias y con bajo contenido de compuestos secundarios, y un mayor contenido de nitrógeno en hoja y menor contenido de lignina. Esto resultaría en una mayor palatabilidad (Díaz et al. 2007) en comparación con los sitios de menor valor del índice diversidad funcional. Por último, una mayor provisión del SE de valor cultural de la vegetación se encuentra a mayor NUS (Chillo et al. 2018b) (Figura 3) probablemente dado que muchas de las especies con usos ornamentales, medicinales o comestibles son características y muy abundantes en ambientes abiertos (ej. *Alstroemeria aurea*, *Aristotelia chilensis*, *Chamomilla suaveolens*) (Morales y Ladio 2012). La provisión de este SE está más fuertemente asociada al NUS que a la diversidad funcional de la vegetación, quizás porque es más importante la identidad de las plantas que su diversidad.

Finalmente, del análisis conjunto de estos SE se desprenden relaciones positivas (sinergias) y negativas (compromisos) entre ellos dentro de cada de los NUS. En particular, identificamos sinergias entre la mayoría de los SE (Chillo et al. 2018 a,b). Las sinergias fueron identificadas entre servicios de regulación, y los compromisos fueron identificados entre servicios de regulación y de provisión, acorde a lo encontrado en numerosos trabajos a nivel mundial (Cardinale et al. 2012). Sólo la producción de forraje muestra compromisos con la fertilidad del suelo y la prevención de la erosión. Esta relación cambió de intensidad (ej. compromisos mas fuertes en sitios con alto NUS) pero no de dirección entre NUS (las sinergias y los compromisos se mantuvieron como tales entre NUS) (Chillo et al. 2018a, b).

Notablemente, un mayor NUS genera un aumento de la diversidad de plantas (y su diversidad funcional) pero no así de la provisión de múltiples SE. Estos resultados son importantes para el manejo silvopastoril del bosque mixto en el noroeste de la Patagonia. El desafío radica en desarrollar y promover un manejo que permita la provisión de múltiples servicios ecosistémicos. Una propuesta sustentable podría promover un manejo que incluya distintas intensidades de uso distribuidas de manera heterogénea en el paisaje, permitiendo el mantenimiento de la diversidad y la provisión de múltiples servicios ecosistémicos.

CONCLUSIONES

El análisis integral de varios trabajos de investigación centrados en entender el efecto de la intensidad de uso silvopastoril sobre la estructura, funcionamiento y provisión de múltiples SE en bosques mixtos siempreverdes nos permite ver la dinámica compleja de este sistema. En primer lugar, encontramos una estructura de la vegetación bastante más compleja en sitios de alta



intensidad de uso. Este es un cambio significativo, pero que no se ve reflejado en el número de individuos establecidos de las principales especies arbóreas. Esto podría estar dado porque en sitios de alto nivel de uso, a pesar de existir una alta severidad de ramoneo sobre los renovales, el número de individuos ramoneados no difiere. Sin embargo, nuestros resultados sugieren que en altos NUS el crecimiento y desarrollo de individuos juveniles estaría siendo afectado por la severidad de ramoneo, comprometiendo el eventual reemplazo de individuos adultos. La mayor apertura de dosel en los sitios de mayor intensidad de uso permite la ocurrencia de comunidades vegetales de sotobosque más diversas en cuanto a sus características funcionales relacionadas al ciclado de nutrientes y productividad primaria neta. Estas comunidades presentan, por ende, mayor tasa de descomposición y potencial productividad primaria. Estos cambios en la composición de la comunidad, reflejados en cambios en su funcionamiento, repercuten en cambios en la provisión de servicios ecosistémicos. Así, los sitios de mayor intensidad de uso presentan mayor potencial forrajero y ocurrencia de especies con usos culturales conocidos, pero menor fertilidad de suelo y potencial de prevención de erosión. Notoriamente, encontramos que las relaciones positivas y negativas entre servicios ecosistémicos no varían entre intensidades de uso. Estos resultados permiten pensar que el sistema de uso silvopastoril en las áreas bajas del paisaje (invernada) genera cambios significativos en la comunidad, pero que estos cambios no son siempre negativos para el funcionamiento del ecosistema, y mucho menos para la provisión de servicios ecosistémicos de interés para el productor. Así, las áreas de mayor nivel de uso presentan aspectos tanto negativos como positivos, sumado al hecho de que están distribuidas en una matriz de baja intensidad de uso, su manejo permitiría generar paisajes multifuncionales.

Agradecimientos

A Oscar y Lisandro Lanfré, Roberto Criado, INTA Campo Forestal Gral. San Martín y Estancia El Foyel por autorizarnos el trabajo en sus campos. A Andrea Cardozo, Ezequiel Villacide, Marcos Ancalao, Vanesa Alcalá, Eugenia Arias Sepúlveda, Brisa Serena Guenuleuo, Estefanía Bianco Bueno y Marcos Ocampo por ayuda en la identificación de sitios, en el trabajo de campo y de laboratorio. Proyectos parcialmente financiados por PI UNRN 40-B-458 y PICT 2015-1692

Bibliografía

- Amoroso, M.M., Chillo, V., Alcalá, V., Arpigliani, D., Rezzano, C.A. 2018. Efecto del manejo silvopastoril sobre la estructura y dinámica poblacional de bosques mixtos de ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*) y coihue (*Nothofagus dombeyi*). Ecosistemas, en prensa.
- Arias Sepúlveda, J.E., Chillo, V., 2017. Cambios en la diversidad funcional del sotobosque y la tasa de descomposición frente a diferentes intensidades de uso silvopastoril en el noroeste de la Patagonia, Argentina. *Ecología Austral* 27, 29-38.
- Blackhall, M. et al. 2008. Cattle affect early post-fire regeneration in a *Nothofagus dombeyi*-*Austrocedrus chilensis* mixed forest in northern Patagonia, Argentina. *Biological Conservation* 141:2251.
- Cardinale, B., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59-67.
- Cardozo, A.G., Reuque, R., 2012. Caracterización de la producción ganadera correspondiente al sector rionegrino de la Comarca Andina del Paralelo 42°. Comunicación Técnica N°80, INTA AER El Bolsón, Argentina.
- Chillo, V., Vázquez, D. P., Amoroso, M. M., Bennett, E. M., 2018a. Land-use intensity indirectly affects ecosystem services mainly through plant functional identity in a temperate forest. *Functional Ecology* 32, 1390-1399.
- Chillo, V., Amoroso, M.M., Rezzano, C.A. 2018b. La intensidad en el uso silvopastoril modifica la provisión de servicios ecosistémicos a través de cambios en la diversidad de plantas del sotobosque en el noroeste de la Patagonia Argentina. *Ecosistemas*, en prensa.



- Cornwell, W. K., Cornelissen, J.H.C., Amatangelo, K., Dorrepaal, E., Eviner, V.T., Godoy, O. et al., 2008. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. *Ecology Letters* 11, 1065-1071.
- De Paz, M., Gobbi, M.E., Raffaele, E., 2013. Mantillo de las especies leñosas de matorrales del NO de la Patagonia: abundancia, composición, estructura y heterogeneidad. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 48, 525-541.
- Díaz, S., Acosta, A., Cabido, M. 1992. Morphological analysis of herbaceous communities under different grazing regimes. *Journal of Vegetation Science* 3, 689-696.
- Díaz, S., Cabido, M., 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16, 646-655.
- Díaz, S., Lavorel, S., McIntyre, S., Falczuk, V., Casanoves, F., Milchunas, D.G., 2007. Plant trait responses to grazing - a global synthesis. *Global Change Biology* 13, 313-341.
- Easdale, M.H., 2007. Los sistemas agropecuarios en los valles cordilleranos de Patagonia norte y su posible evolución. *Cuadernos de desarrollo rural* 4, 11 – 35.
- Gowda, J. H., Kitzberger, T., Premoli, A.C., 2011. Landscape responses to a century of land use along the northern Patagonian forest-steppe transition. *Plant Ecology* 213, 259-272.
- Karlin, M., Arnulphi, S., Alday, A.I., Bernasconi, J., Accietto, R., 2016. Post-fire revegetation in *Acacia* spp. shrublands in Sierras of Córdoba, Central Argentina. *Oecologia Australis* 20, 464-476.
- Lara, A., Little, C., Urrutia, R., McPhee, J., Álvarez-Garretón, C., Oyarzún, C. et al., 2009. Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest Ecology and Management* 258, 415-424.
- Lencinas, M.V., Martínez Pastur, G., Gallo, E., Cellini, J.M., 2011. Alternative silvicultural practices with variable retention to improve understory plant diversity conservation in southern Patagonian forests. *Forest Ecology and Management* 262, 1236-1250.
- Loguercio, G.A., Burschel, P., Rey, M., 1999. El bosque de Ciprés de la Cordillera: su conservación y uso. Centro Forestal CIEFAP, Esquel. Folleto de divulgación 14, pp.1- 22.
- Morales, S., Ladio, A., 2012. Mapuche perceptions and conservation of Andean *Nothofagus* forests and their medicinal plants: a case study from a rural community in Patagonia, Argentina. *Biodiversity and Conservation* 21, 1079-1093.
- Patagonian forests. En: AM Gordon & SM Newman (Eds.). *Temperate Agroforestry System*. Cab International, pp. 237-250.
- Peri, P.L., Hansen, N.E., Bahamonde, H.A., Lencinas, M.V., von Muller, A.R., Ormaechea, S., Gargaglione, V., Soler, R., Tejera, L.E., Lloyd, C.E., Martinez-Pasteur, G., 2016. Silvopastoral Systems Under Native Forest in Patagonia Argentina, En: *Silvopastoral Systems in Southern South America*, Springer, pp. 117-168.
- Polania, C, Pla, L., Casanoves, F., 2011. Diversidad funcional y servicios ecosistémicos. En: Casanoves, F., Pla, L. y Di Rienzo, J.A. (Eds), *Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos*. CATIE, Turrialba. Serie Técnica 384, pp. 5-8.
- Poorter, L., Bongers, F., 2006. Leaf traits are good predictors of plant performance across 53 rain forest species. *Ecology* 87, 1733-1743.
- Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos y Áreas Protegidas 2005. Proyecto bosques nativos y áreas protegidas. BIRF 4085-AR 1998-2005. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Ministerio de Salud y Ambiente de la Nación, Argentina.
- Relva, M. A., López Westerholm, C., Kitzberger, T., 2008. Effects of introduced ungulates on forest understory communities in northern Patagonia are modified by timing and severity of stand mortality. *Plant Ecology* 201, 11-22.
- Relva, M.A. y L.A. Sancholuz. 2000. Effects of simulated browsing on the growth of *Austrocedrus chilensis* saplings. *Plant Ecol* 151: 121–127.
- Relva, M.A. y Veblen, T. 1998. Impacts of introduced large herbivores on *Austrocedrus chilensis* forests in northern Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management* 108:27.
- Somlo, R., Bonvissuto, G., Schlichter, T., Laclau, P, Peri, P., Alloggia M., 1997. Silvopastoral use of Argentine
- Vázquez, D.P. 2002. Multiple effects of introduced mammalian herbivores in a temperate forest. *Biological Invasions* 4:175.
- Veblen, T. et al. 1992. Ecological impacts of introduced animals in Nahuel Huapi National Park, Argentina. *Conservation Biology* 6:71.



SISTEMA DE MONITOREO A ESCALA PREDIAL PARA MANEJO DE BOSQUE CON GANADERÍA INTEGRADA (MBGI) EN LA REGIÓN CHAQUEÑA.

MONITORING SYSTEM AT FARM LEVEL FOR FOREST MANAGEMENT WITH INTEGRATED LIVESTOCK (FMIL) IN CHACO REGION

Carranza, Carlos A. (1); Dardo R. López (1); Laura Cavallero (1); Pablo L. Peri (1); Gonzalo Daniele (2); María J. Cabello (3); Eloisa Mussat (4); Anahí Manzur (1); Marcela Ledesma (1)

(1) Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA);

(2) Dirección de Bosques, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación;

(3) Secretaría de Ganadería, Ministerio de Agroindustria de la Nación.

(4) Consultora independiente;

Resumen

Los Planes de Manejo de Bosque con Ganadería Integrada (MBGI), son un modelo de gestión sustentable del bosque nativo a escala predial, que tiene como objetivo conjugar la producción y la conservación de los bosques, a través de intervenciones de bajo impacto. Considerando que la propuesta se basa en el manejo adaptativo y sustentable de socio-ecosistemas complejos, es imprescindible contar con un sistema de monitoreo que verifique que la planificación cumple con los objetivos en todas las dimensiones de la sustentabilidad. Para tal fin, en el presente trabajo se presenta la metodología utilizada para contar con un conjunto de indicadores bajo tres principios de sustentabilidad: a) La capacidad productiva del ecosistema deben mantenerse o mejorarse; b) La integridad del ecosistema y sus servicios ecosistémicos deben mantenerse o mejorarse; c) El bienestar de las comunidades asociadas a su uso debe mantenerse o mejorarse. El trabajo consistió en tres etapas: I Consulta a expertos; II taller para priorización de indicadores; III metodología para recolección de datos, valoración de los indicadores y validación en sistemas reales. Se propone interpretar los indicadores en base a situaciones de referencia mediante análisis multicriterio.

Palabras clave: sustentabilidad; indicadores; planes de manejo

Abstract

The guidelines of Forest Management with Integrated Livestock (FMIL) plans are a model of sustainable management of native forests at the farm level that combine wood and meat production with forest conservation, through low impact interventions. These guidelines are based on adaptive and sustainable management of complex socio-ecosystems. A monitoring system is implemented to test whether management plans meet the production and conservation objectives considering all dimensions of sustainability. This work presents the methods used to select a set of indicators under the three principles of sustainability, which should be achieved through FMIL plans: (a) The productive capacity of the ecosystem must be maintained or improved; (b) The integrity of the ecosystem and its associated ecosystem services must be maintained or improved; (c) The well-being of the associated communities must be maintained or improved. The selection of indicators had three stages: I proposal of indicators through expert consultation; II expert workshop for the prioritization of indicators; III guidelines for data collection, valuation of indicators and validation of the monitoring system in real systems. The indicators are interpreted in relation to a reference situation using a multicriteria analysis.

Key words: sustainability; indicators; management plan



INTRODUCCIÓN

El Gran Chaco Americano es la región forestal tropical seca más grande del mundo, con una superficie de más de 1.100.000 km², de la cual un 62% se asienta en la Argentina. En éste país es la región que presenta la mayor tasa de deforestación en las últimas dos décadas, debido a la reciente expansión de agro-negocios para la producción de carne y granos (Zak et al. 2004; Hoyos et al. 2012; Gasparri et al. 2015; Peri et al. 2017). La Ley Nacional 26331/2007, disminuyó drásticamente la superficie desmontada anualmente. Sin embargo, puso en evidencia conflictos entre diferentes grupos sociales. Parte de la sociedad urbana, apoya la restricción a la producción cuando los servicios ecosistémicos que proveen los bosques nativos se ven comprometidos; movimientos organizados de productores campesinos apoyados por parte de la sociedad urbana apoyan las restricciones al uso de los bosques por ver amenazado el uso común tradicional ante la aparición de nuevos actores en los territorios y por último un sector de pequeños, medianos y grandes productores con dominio sobre la mayor parte de la superficie de bosques siente que la ley afecta su capacidad productiva.

En el año 2015, para zanjar el conflicto conservación – producción, INTA, el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable y el entonces Ministerio de Agricultura y Ganadería de la Nación proponen lineamientos generales para el Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI). El Manejo de Bosque con Ganadería Integrada (MBGI), es un modelo de gestión sustentable a escala predial de Bosque Nativo, que tiene como objetivo aumentar los servicios ecosistémicos de provisión: forestales, no forestales, ganaderos, con el mínimo impacto sobre los servicios ecosistémicos de regulación y sostén, manteniendo los servicios culturales asociados al bosque. Entre los servicios de provisión se incluye al forraje y se incorpora a la ganadería como un componente integrado culturalmente al bosque, ya que está presente en prácticamente todos los bosques nativos del país. La propuesta técnica se basa en el manejo adaptativo y se plasma en la presentación de un Plan MBGI, donde a través de un abordaje sistémico, se planifican las intervenciones sobre todo los componentes del sistema (Peri et al 2017). Para el ordenamiento de los predios a través de planes MBGI, se proponen intervenciones de bajo impacto en la mayor parte de la superficie del predio, regulando intensidad, extensión y periodicidad de las intervenciones sobre los diferentes componentes del sistema (árboles, estrato arbustivo, forraje herbáceo). En sectores de menor superficie y ubicación estratégica, se proponen núcleos de conservación/corredores y áreas para la producción intensiva de forrajeras, que mejoren la eficiencia productiva y faciliten el manejo del bosque (exclusiones temporarias, descanso de pastizales, etc). Si bien los planes son prediales, su ordenamiento debe guardar relación con el paisaje, sobre todo para definir las áreas de conservación y corredores, o sea están relacionados a una planificación del territorio de menor escala (Peri et al 2017).

Para llevar a cabo el ordenamiento predial bajo el concepto de manejo adaptativo, es imprescindible contar con un plan de mediano plazo (PMBGI) y un sistema de monitoreo que verifique que la planificación cumple con los objetivos en todas las dimensiones de la sustentabilidad: ambiental, social-económica y productiva (Peri et al 2017).

El plan de monitoreo propuesto para MBGI se basa en un sistema de Principios, Criterios e Indicadores (P, C&I). Los P, C&I, son sistemas jerárquicos que permiten abordar la complejidad del concepto de sustentabilidad en forma lógica, objetiva y anidada, en relación a las escalas espaciales y temporales, permitiendo fijar umbrales de aceptación y explicitar los supuestos subyacentes de



las propuestas de manejo (Rusch et al 1999).

En el caso de MBGI, se adoptaron tres grandes principios, que deben cumplirse simultáneamente para considerar que la propuesta de gestión del predio es sustentable (Rusch et al 1999):

- a) La capacidad productiva y la productividad del ecosistema deben mantenerse o mejorarse.
- b) La integridad del ecosistema y sus servicios deben mantenerse o mejorarse.
- c) El bienestar de las comunidades asociadas a su uso debe mantenerse o mejorarse.

Bajo estos principios, el proceso que se presenta tuvo por objetivo la construcción de un sistema de monitoreo de planes de MBGI a nivel predial para la región del Parque Chaqueño, a través del uso de indicadores.

METODOLOGÍA

Etapa I

Se definió un conjunto de criterios e indicadores (C&I) de sustentabilidad para los bosques bajo MBGI siguiendo la metodología propuesta en Prabhu et al. (1999). En una primera instancia se realizó un trabajo individual de un grupo diversificado de expertos de diferentes instituciones (INTA, Universidades, CONICET, direcciones de bosques provinciales, MAyDS). Los responsables del proceso consultamos a 21 especialistas que reunieran dos condiciones básicas: ser reconocidos como referentes en su especialidad en las ciencias ambientales, sociales o en el ámbito de la producción, y que tuvieran antecedentes laborales en la utilización de indicadores de sustentabilidad. A estos referentes se les solicitó a su vez que recomendarán al menos tres especialistas en su área de conocimiento, para incorporarlos a la consulta. A la lista ampliada de 51 profesionales se les solicitó que propusiera indicadores de sustentabilidad relacionados a su área de especialidad, verificadores para su estimación, umbrales (si se conocieran), frecuencia y metodología de medición y referencias bibliográficas que sustenten al indicador.

Etapa II

Esta etapa consistió en dos jornadas de trabajo grupal, en el que se promovieron las discusiones y se priorizaron los indicadores que formarían parte del conjunto de C&I, en base a los identificados en la etapa I. Un objetivo específico del taller fue reducir el número total de indicadores a no más de 20, que fueran operativos, sensibles y representativos del manejo propuesto en MBGI. En esta etapa participaron 25 expertos.

Etapa III

En la tercera etapa, un grupo reducido conformado por técnicos de INTA, Ministerio de Agroindustria y Dirección de Bosques del Ministerio de Ambiente de Nación, revisaron los indicadores y verificadores seleccionados, en consulta con los técnicos que participaron de la etapa II. Se revisó fundamentalmente la valoración de cada indicador en función de sus verificadores y se validaron en situaciones reales de producción, realizando mediciones a campo y entrevistas a productores, a fin de ajustar la metodología. Se proponen dos posibilidades para la evaluación de los indicadores: una evaluación individual teniendo en cuenta umbrales de aceptación y una interpretación integrada de la información que aportan los indicadores a través de análisis multicriterio. Para ésta última fue necesario la transformación de los resultados a una escala



discreta de valores para visualizar en una escala unificada valores las diferentes dimensiones: ambiental, socio-económica, productiva. Para esto, se consensó una escala de 1 a 4, siendo 1 la expresión de la performance más baja del indicador y 4 la mejor. El análisis multicriterio permite una visualización rápida de los puntos fuertes y débiles de los planes MBGI. Tratándose del monitoreo de sistemas dinámicos, el comportamiento de los indicadores debe analizarse en función de su tendencia. Un ejemplo claro sería el del indicador "Área basal de especies forestales", definido como un indicador de la producción potencial forestal. Este indicador podría marcar un retroceso en algún momento del ciclo de manejo, luego de un aprovechamiento. La alerta que plantearía ese valor, nos debe llevar a analizar la regeneración. Si en sucesivos monitoreos el valor del indicador "regeneración forestal" es adecuado para cubrir en el futuro el stock forestal, aquel valor de disminución de área basal del año de aprovechamiento no habrá significado un problema.

Se sugiere también que la tendencia de los indicadores debe evaluarse como positiva o negativa de acuerdo a tres situaciones de referencia:

- a- Los valores del punto "0" o línea de base, ya que los principios sobre los que se sustentan los indicadores son conservar o mejorar la situación inicial en cada dimensión de la sustentabilidad
- b- Los objetivos del Plan MBGI, que deben ser explícitos y referirse a todas las dimensiones de la sustentabilidad.
- c- Los valores de referencia de un bosque en buen estado de conservación, sobre todo para valorar aspectos relativos a biodiversidad y servicios ecosistémicos de regulación.

RESULTADOS DEL PROCESO

Los expertos en la Etapa I definieron 251 indicadores (24 Socio económicos, 170 ambientales y 57 de producción y gestión). Muchos de los indicadores sugeridos tenían bastante similitud, difiriendo en su enunciación, en los verificadores o en la forma de cálculo para su valoración.

En la segunda etapa, luego del trabajo de Taller, se acordó por consenso de los especialistas una lista de 17 indicadores: 7 ambientales, 4 socio-económicos, 6 productivos.

En la tercera etapa finalmente quedaron definidos 18 indicadores, ya que al indicador "Estructura y composición de la vegetación" propuesto en la etapa II, se lo separó en un indicador que expresa la ocupación física de la comunidad: "Estructura y complejidad de la vegetación" y otro indicador que aborda la diversidad de la comunidad: "Diversidad vegetal". Además se agregó como información complementaria a la riqueza específica y a la presencia de especies raras o endémicas.

Para la estimación de los indicadores se recurre a encuestas y registros en el caso de indicadores socio-económicos y productivos a muestreo de variables a campo. para medir o estimar variables relacionadas al ambiente y la producción y al análisis de imágenes satelitales para verificar indicadores de cobertura de bosque y conectividad, a nivel de predio y del predio con su contexto.



Procedimiento para el relevamiento de datos a través de encuestas y registros:

Las encuestas son abiertas y semiestructuradas y los datos se verifican con el acompañamiento del proyecto. No se trata de un interrogatorio, sino de la interpretación participativa de hechos y percepciones de los productores, trabajadores y familias ligadas al proyecto, que nos permite valorar indicadores del proceso de implementación del MBGI (Cuadro 1). El encuestador registra y analiza las opiniones de la familia y trabajadores del predio, para lo cual debe disponer de algunas preguntas disparadoras que ayuden a valorar los indicadores.

Los indicadores productivos y económicos, si es posible, se estiman con registros objetivos. En caso de no contar con registros, la información también se puede obtener a través de encuesta.

La sistematización es parte del proceso participativo. El tipo de sistematización de los procesos participativos con los usuarios pueden ser de varios tipos: registros escritos, grabaciones de audio y la transcripción de las mismas; registros fotográficos; etc.

Es importante que en el Plan MBGI se prevea el registro de datos objetivos en algunas variables. En lo económico, serán importantes registros de ingresos, egresos, autoconsumo, inversiones productivas. En lo productivo, ventas, registros ganaderos de nacimientos, destete, evolución de stock, suplementación, registros forestales de venta de madera y de PFNM.

Cuadro 1. Indicadores que se calculan a partir de registros del productor y encuesta

<i>Dimensión del indicador</i>	<i>Indicador</i>	<i>Fuente de los datos</i>	<i>Verificadores</i>
<i>Socio-económico</i>	Grado de Satisfacción	Registros de reuniones y actividades durante el acompañamiento del plan. Encuestas semi estructuradas	Perceptivos: Situación actual (bajo plan MBGI) con respecto a situación inicial (sin plan). Satisfacción con respecto a expectativa o resolución de problemas.
	Grado de adopción de la tecnología	Encuestas con ejes semiestructurados referidos a los diferentes subsistemas (forestal, ganadero, otros usos del bosque)	Dificultades para la aplicación del plan; innovaciones y aportes propios del productor al plan; apropiación de la tecnología y del plan en general.
	Trabajo	Registros y encuesta cuali-cuantitativa	Cantidad y calidad del trabajo: Horas de trabajo de los integrantes de la familia productora, contratación de mano de obra; efectividad del trabajo; percepción de cada trabajador. Mano de obra en blanco, acceso a seguridad social y salud, acceso a capacitación, uso de destrezas locales.



	Resultado Económico	Registros - Encuesta	Preferentemente Margen Neto , si no es posible se utiliza Margen Bruto ; en caso de pequeños productores campesinos se puede utilizar Ingreso , contemplando autoconsumo y autoinsumo.
	Producción Forestal	Registros (guías); encuesta (autoconsumo y autoinsumo)	Volumen de productos forestales madereros extraídos
Productivo	Producción de Productos Forestales no Madereros	Encuesta	Unidades; volumen o biomasa de productos forestales no madereros extraídos (comercializados y consumidos)
	Productividad ganadera	Registros de venta, encuesta incluyendo autoconsumo	Kg de carne/ha
	Eficiencia reproductiva ganadera	Registros de manejo; encuesta	% de destete referido al total de vientres que entraron en servicio

Procedimiento para el Muestreo a Campo

La metodología propuesta para el muestreo a campo, intenta congeniar la estimación de datos de calidad con economía de recursos y tiempo. Atento a esta premisa, se planificó de tal manera que tomando como base una transecta lineal, fajas de diferentes anchos asociadas a la transecta y cuadros de censo cada 5 metros de transecta para cada unidad de muestreo, se pudieran medir o estimar todas las variables necesarias para calcular o estimar los verificadores de 6 indicadores ambientales y 2 productivos (Cuadro II). Se presenta como ejemplo las dimensiones de la transecta, las fajas y los cuadros de censo validados en diferentes fisonomías de Chaco árido, en el NO de Córdoba. Otras fisonomías chaqueñas pueden diferir en cuanto a estas dimensiones. En cualquier caso, el tamaño muestral se definirá en función de cubrir adecuadamente la variación de las variables medidas y estimadas mediante el muestreo.

El primer paso consiste en delimitar áreas homogéneas en cuanto a condiciones ambientales e historia de uso. Para esto se pueden utilizar desde imágenes satelitales hasta google earth. Estas unidades tendrán diferentes fisonomías (bosque, pastizal, matorral, cultural) y tendrán una heterogeneidad espacial y composición específica característica.

En el momento de inicio del plan MBGI, en cada unidad homogénea se establecerá una transecta de 200 m de longitud (Fig. 1). Cuando las unidades de vegetación se componga de parches menores a 200 m de diámetro dispersos en una matriz de distinta fisonomía (por ej. parches de bosque en matorral, o parches de bosque en pastizales), se considerará como unidad de muestreo al mosaico, adaptando el largo y ubicación de la transecta, de tal modo de abarcar la variabilidad. Se deberá instalar 1 transecta por cada unidad vegetación homogénea de 500 ha presente en el predio a evaluar adicionando una nueva transecta por cada excedente de igual dimensión (dispuestas al azar). Las transectas deben instalarse a más de 30 m del borde de un



alambrado, picada, aguada y/o camino de acceso. El punto "0" se identificará con estaca o cualquier referencia que permita volver al mismo punto en otra oportunidad. La dirección debe seguir el sentido del flujo del principal agente erosivo (viento / agua) (Fig. 1) (Tongway y Hindley 2004; Herrikdk et al. 2005). Es de suma importancia determinar la dirección de la transecta para poder analizar la capacidad que tiene el sistema para evitar pérdidas de agua, suelo y materia orgánica, estimando el nivel de resistencia a la erosión que ofrece la vegetación.

Una vez fijado el punto de inicio y dirección (rumbo), en cada transecta se registrará mediante el método de punto-intercepción (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974; Elzinga et al. 2001); (Fig. 1):

1. Cada 1 m:

1.a- Se registrará cobertura y composición de especies herbáceas, leñosas y criptógamas. Teniendo en cuenta la clasificación del sistema de Raunkiær (1934), el espacio vertical se dividirá en tres estratos: bajo (individuos de altura ≤ 2 m), medio (individuos entre 2 m y 8 m) y alto (individuos >8 m). Cuando en un mismo estrato exista más de un individuo, en la planilla de campo se registrará el individuo más alto dentro de cada estrato. Un mismo individuo nunca puede registrarse en dos estratos diferentes. Esta información se utilizará para el cálculo del indicador "*estructura de la vegetación*" y *diversidad de la vegetación*.

1.b- Se registrarán todas las especies que intercepten ese punto (no solo las dominantes), información que se utilizará para valorar *riqueza de plantas vasculares*, como dato complementario de los indicadores.

1.c- Se registrará cobertura basal de especies forrajeras, que expresa el vigor forrajero del sistema. Esta información se utilizará para calcular el indicador "*oferta forrajera*".

2. Cada 5 m:

2.a- Se medirá o estimará la mayor altura a la cual los individuos de cada estrato interceptan el punto de la transecta (no la altura máxima del individuo). En algunos sistemas existen especies no leñosas que cumplen un rol diferente a las herbáceas y si dominan en algún estrato (ej. Bromeliáceas, subarbustivas, etc en los estratos bajo o medio) deben ser contempladas. Esta información, junto a la del punto 1.a se utilizará para el cálculo del indicador "*estructura de la vegetación*", a través de índices que resumen la heterogeneidad espacial en cuanto a distribución horizontal y vertical de la comunidad (López et al 2013; Cavallero et al 2015).

2.b- En parcelas de 2m x 2m, considerando a la línea de la transecta como eje central del cuadro, se realizará conteo de: (*Clase I*) plántulas de especies arbóreas menores a 0,30 m de altura; (*Clase II*) renovales de especies arbóreas mayores a 0,30 m y menores o iguales a 1,5 m de altura y (*Clase III*) renovales mayores a 1,5 m de altura y con menos de 5 cm de diámetro del fuste a 1,3m de altura (DAP). Esta información se utilizará para el cálculo del indicador "*regeneración*". Para todas las categorías de regeneración se deberán contabilizar aquellos renovales que presenten buen estado sanitario y que tengan posibilidades de regenerar una estructura similar a la del sistema de referencia.



3. A lo largo de la transecta:

3.a- Se registrarán ancho y altura de cárcavas y/o surcos de escorrentía que intercepta la transecta. Para estimar el nivel de actividad del proceso de erosión, se apuntará cobertura vegetal de herbáceas (si/no) en cárcavas y surcos. Se registrará la presencia de plantas en pedestal. Esta información se utilizará para valorar el indicador "signos de erosión".

4. En una faja de 200m por 2m de ancho (1m a cada lado de la transecta):

4.a Se registrarán cuevas en el suelo, fecas y otros signos de presencia de fauna. A priori se considera que ésta información, muy general, servirá para la estimación del indicador "diversidad".

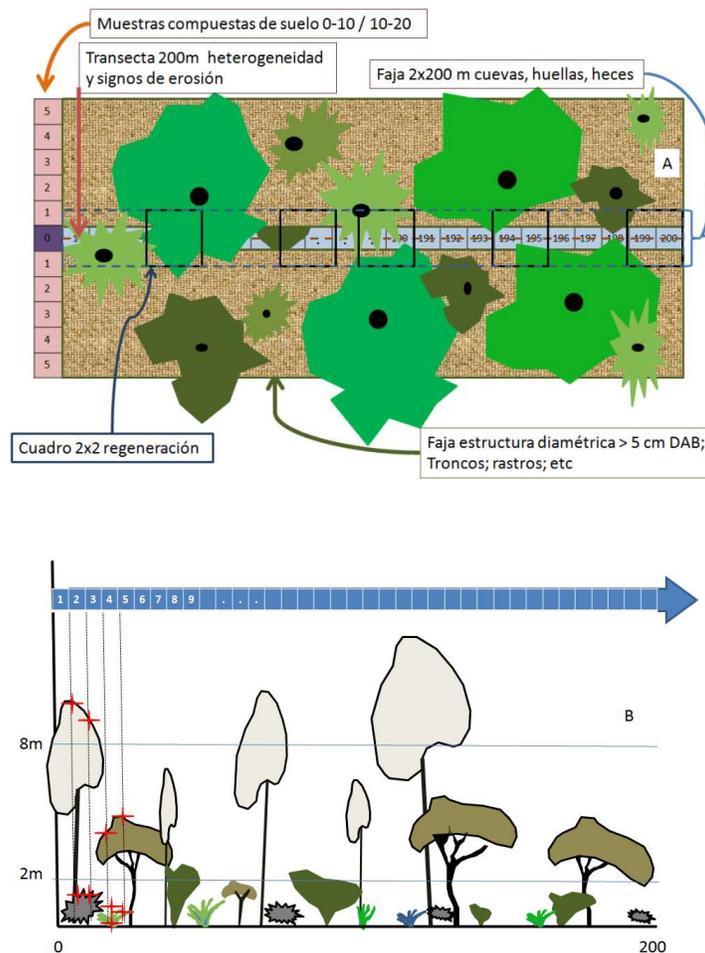


Figura 1. Esquema de muestreo de variables ambientales y productivas. A: vista en planta; B: vista frente. En B, las cruces muestran los registros de cobertura en los primeros 4 m de muestreo.



5. En una faja de 200m por 10 m de ancho (5m a cada lado de la transecta):

5.a- Se medirán los diámetros de fuste de las especies arbóreas mayores a 5 cm de diámetro a 1,30 m de altura (DAP). Con estos datos se calculará el indicador *"capacidad productiva forestal"*

5.b- En la misma faja se registrarán el número de huecos o cavidades en árboles y el nº y largo de troncos caídos en el suelo (con DAB > 10 cm). Al igual que con el registro de cuevas en el suelo, ésta información servirá para la estimación del indicador *"diversidad"*. Es recomendable avanzar hacia indicadores más específicos de requerimientos de hábitat de especies clave en los ecosistemas que se intervengan, a fin de relevar aspectos estructurales que manifiesten su capacidad para albergar esas especies.

Cuadro 2. Indicadores que se calculan a partir de los datos de las transectas y las fajas:

<i>Dimensión del indicador</i>	<i>Muestras obtenidas / variables relevadas</i>	<i>Indicador</i>	<i>Verificadores</i>
	Muestras de suelo (al comienzo de la transecta, muestra compuesta) y mantillo (al comienzo de la transecta)	Materia Orgánica del suelo	- Carbono Orgánico de suelo Total (0-10cm y 10-20 cm) - Biomasa de mantillo leñoso y no leñoso
Ambiental	Especies dominantes por estrato / suelo desnudo (cada 1 m) y alturas de especies dominantes por estrato (cada 5m)	Estructura de la vegetación (ocupación del espacio por los distintos estratos) / índices de diversidad	- Índice de heterogeneidad espacial Horizontal - Índice de heterogeneidad espacial vertical - Diversidad alpha, beta y gamma de las comunidades a nivel intrapredial - Diversidad beta de la comunidad del predio con respecto a comunidad de referencia
	Frecuencia de cavidades en árboles (faja 200m x 10m), frecuencia de cavidades en el suelo, otras señales de presencia de fauna (faja 200m x 2m)	Diversidad	- Densidad de micrositios relacionados a hábitat de fauna
	Registro de especies vegetales (cada metro)	Número de especies; especies raras, especies endémicas, especies de	- Riqueza específica



		baja frecuencia	
	Signos de erosión (cada 5m)	Erosión de suelo	- Signos de erosión: ancho y profundidad de cárcava o vías de escurrimiento, cobertura de la vía de escurrimiento
Productiva	Cobertura especies forrajeras (cada 1m)	Oferta forrajera	- Cobertura de matas a la altura de la base
	Regeneración (cada 5 m)	Regeneración	- Densidad de regeneración de clase I - Densidad de regeneración de clase II - Densidad de regeneración de clase III
Productiva / Ambiental	Estructura de tamaño de árboles > 5cm DAP (faja 200m x 10m)	Capacidad productiva forestal	- Area Basal /ha - Distribución de tamaños
Ambiental (información complementaria)	Listado completo de especies contabilizando especies raras que no entraron en el muestreo pero se observaron en el sitio		- Riqueza específica - Presencia / ausencia de especies raras, endémicas, claves, etc

6. En el inicio y en dirección transversal a la transecta principal:

6.a- Se obtendrá una muestra compuesta de 10 submuestras de suelo de los perfiles 0-10 y 10-20 cm de profundidad, con una separación de 1m entre muestras, en las cuales se determinará C orgánico total y en lo posible C orgánico particulado. Esta información se utilizará para valorar el indicador "materia orgánica del suelo".

6.b- Se coleccionará el mantillo acumulado en 10 cuadros de ¼ m, separados 1 m entre sí. En gabinete se separará mantillo no leñoso (variable rápida de ciclo de nutrientes) de mantillo leñoso (variable lenta de ciclo de nutrientes).

Cuadro 3. Indicadores estimados mediante teledetección

Dimensión del indicador	Indicador	Fuente de los datos	Verificadores
Ambiental	Configuración espacial y superficie del bosque a nivel de predio	Imágenes Landsat o MODIS	- Superficie de bosque en el predio - Distancia entre parches de bosque (a nivel del predio) - Conectividad con bosque de predios vecinos
	Dinámica de la captura de Carbono	Series temporales de índices de vegetación, a partir de imágenes Landsat o MODIS	- Cambios en los comportamientos de los índices de vegetación comparados con el comportamiento del último "período estable" (Volante et al 2012)



Análisis de los resultados del monitoreo:

Los indicadores pueden ser analizados en forma individual o agrupados, en relación a las situaciones de referencia ya mencionadas: a- Valor de partida de los indicadores (línea de base); b- valor esperado de los indicadores explicitado en el plan MBGI; c- valor de los indicadores en un bosque en buen estado, representativo de la región en que se lleve a cabo el plan.

Para los indicadores que se calculan con mayor grado de objetividad (productivos, económicos y ambientales), el intervalo de aceptación estaría ubicado dentro del espacio que se puede graficar entre los valores de referencia del bosque en buen estado de conservación y los valores esperados en el plan de manejo (Fig. 2). Cuando el valor de un indicador se aleje de ese intervalo, habrá que revisar si se debe a dificultades para llevar adelante el plan o si se debe a fallas de origen del plan.

En los indicadores que se estiman con mayor carga de subjetividad, como "grado de satisfacción"; ó "adopción", los límites de aceptación estarán relacionados a una graduación que se establece con el productor, la familia y/o el personal, a través de las encuestas y el seguimiento del proceso de implementación.

La transformación de los valores de los indicadores a una escala común permite una visualización rápida de aquellos aspectos que ponen en riesgo la sustentabilidad del sistema de producción. Una herramienta que permite una visualización expeditiva son los gráficos radiales (Fig. 3). Estos pueden utilizarse para visualizar todos los indicadores a la vez o para grupos de indicadores de interés. Posibilita también agrupar indicadores de la misma dimensión, por ejemplo sociales, en un valor medio o medio ponderado y analizarlos conjuntamente con otros indicadores individuales o agrupados en otra dimensión, por ejemplo productivos. El ejemplo de La figura 3 muestra un análisis multicriterio de los indicadores productivos, que para su análisis fueron previamente adaptados a una escala de números enteros entre 0 y 4. Se consideró: 0= muy bajo; 1= bajo; 2= aceptable; 3= Bueno y 4 Muy Bueno, en función de la situación inicial, el valor objetivo del proyecto y un valor óptimo obtenido de situaciones de referencia regional. Indica que la implementación de MBGI mejoró todos los indicadores relacionados a la ganadería y mantuvo la capacidad productiva forestal actual, pero empeoró en cuanto a regeneración y a la producción de productos forestales no madereros. En este caso entonces, habrá que corregir alguna práctica de manejo ya que la sustentabilidad no está garantizada a futuro si no se asegura la regeneración

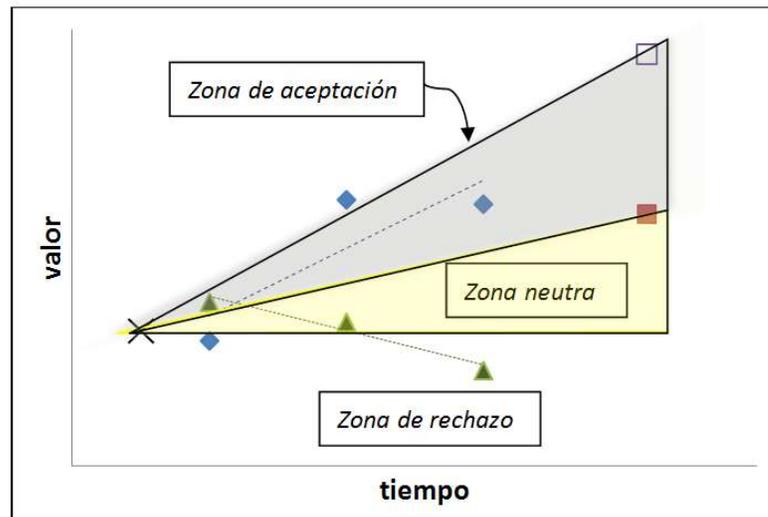


Figura 2: Ejemplo de análisis de un indicador de sustentabilidad de Plan MBGI. El área sombreada delimita la zona de aceptación: X Valor de inicio del indicador (línea de base); cuadrado vacío: valor de referencia del indicador en un bosque en buen estado; cuadrado lleno: valor esperado del indicador en el plan MBGI; rombo: valores sucesivos del indicador dentro del rango de aceptación; triángulo: valores sucesivos del indicador por debajo del rango de aceptación.

La disminución de PFM, aún cuando puedan no ser del interés económico del productor, podría estar relacionada a pérdida de biodiversidad, para lo cual habrá que revisar los indicadores ambientales y corregir las prácticas que los están poniendo en riesgo. Estos análisis sirven para tener una visualización rápida de la situación, pero tienen limitaciones importantes, por ejemplo analizan una situación estática. Por eso es importante recurrir a análisis que contemplen umbrales de aceptación y tengan en cuenta tendencias, como el sugerido arriba para análisis de indicadores individuales.

CONCLUSIONES:

El monitoreo de planes de manejo MBGI a través de indicadores, es útil a la hora de objetivizar el concepto de sustentabilidad que subyace a la propuesta y constituye una herramienta operativa que permitirá ajustar los planes a través de manejo adaptativo.

Es importante que se avance en estudios específicos para la determinación de umbrales de aceptación de los indicadores. El manejo adaptativo mejorará en tanto se disponga de mayor cantidad de información confiable, y para lograrlo se propone la creación de un banco de datos de monitoreo MBGI de casos reales y con metodología de relevamiento unificada.

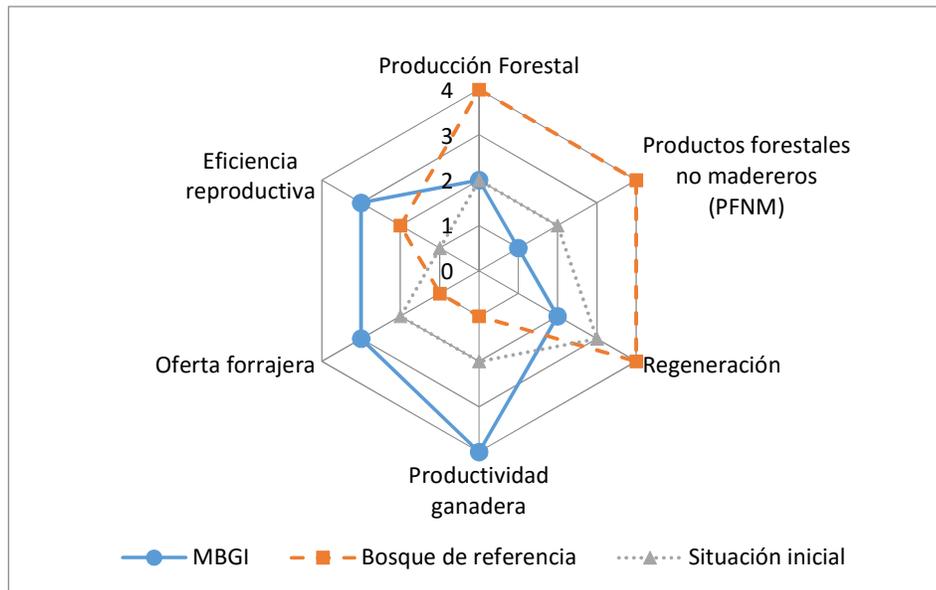


Figura 3: Ejemplo de análisis multicriterio a través de gráfico radial, de indicadores relacionados a producción en un Plan MBGI. Para graficar variables de diferentes dimensiones (ej: eficiencia reproductiva medida como % junto a producción forestal medida en m²/ha), se transformaron los valores originales de cada indicador a una escala de valores enteros entre 0 y 4. Se consideró: 0= muy bajo; 1= bajo; 2= aceptable; 3= Bueno y 4 Muy Bueno, en función de la situación inicial, el valor objetivo del proyecto y un valor óptimo obtenido de situaciones de referencia regional.

Sería deseable que se cuente con valores de referencia de bosques en buen estado de conservación para las diferentes comunidades y condiciones ambientales de las principales regiones. Para garantizar la sustentabilidad de sistemas productivos en bosque nativo, es indispensable que se avance en la implementación de sistemas de monitoreo en escalas menores, a niveles de paisaje y regional.

Si bien como quedó expresado en esta instancia se propone elaborar un sistema de evaluación a escala de predios, en etapas posteriores será fundamental elaborar sistemas de evaluación a escalas de paisaje y regionales.

Agradecimientos:

Los autores agradecemos a todos los técnicos y científicos consultados en el proceso de selección de indicadores de sustentabilidad para monitoreo MBGI ²⁵. En especial agradecemos a la Ing. Verónica Rusch, por sus valiosos aportes a este artículo.

Bibliografía:

Carranza, C. A. Ledesma, M. 2005. Sistemas Silvopastoriles en el Chaco Arido. IDIA XXI pp 240– 246.

Cavallero L.; López D.R.; Raffaele E. & Aizen M.A. 2015. Structural-functional approach to identify post-disturbance recovery indicators in forests from northwestern patagonia: a tool to prevent state transitions. Ecological Indicators 52: 85-95.

²⁵ A. Radrizzani; S. Kees; G. Martínez Pastur; M. Taboada; C. Gómez; T. Schlichter; J. Volante; N. Calamari; V. Rusch; G. Aprile; M. Magliano; B. Baldi; C. Rueda; C. Kunst; M. Mastrángelo; N. Mortola; N. Politi; G. Tery; T. Trucco; S. Díaz; D. Cáceres; S. Parra; M. Wilson; E. Gobbi



- Elzinga C. L., Salzer D. W., Willoughby J. W. & Gibbs J. (2001) *Monitoring plant and animal populations*. Blackwell Pub, Massachusetts, USA.
- Gasparri NI, Grau HR, Sacchi LV. 2015. Determinants of the spatial distribution of cultivated land in the North Argentine Dry Chaco in a multi-decadal study. *J Arid Environ* 123:31–39
- Herrick, J.E., Zee, J.W., Havstad, K.M., Burkett, L.M., Whitford, W.G., 2005. *Monitoring Manual for Grassland, Shrubland, and Savanna Ecosystems. Design, Supplementary Methods, and Interpretation, vol. II*. University of Arizona Press, Tucson, Arizona.
- Hoyos LE, Cingolani AM, Zak MR, Vaieretti MV, Gorla DE, Cabido MR. 2012. Deforestation and precipitation patterns in the arid Chaco forests of central Argentina. *Appl Veg Sci* 16:260–271
- López, D.R., Brizuela, M.A., Willems, P., Aguiar, M.R., Siffredi, G., Bran, D., 2013. Linking ecosystem resistance, resilience, and stability in steppes of North Patagonia. *Ecol. Indic.* 24, 1–11.
- Mueller-Dombois D. & Ellenberg H. (1974) *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley & Sons, Inc., New York-London-Sydney-Toronto.
- Peri, P. L.; C. A. Carranza; R. Soler; D. R. López; M. V. Lencinas; F. Alaggia; L. Cavallero; V. Gargaglione; H. Bahamonde; G. Martínez Pastur. 2017. Manejo de bosque con ganadería integrada en el contexto del debate separación (land sparing) e integración (land sharing) entre producción y conservación en Argentina. En: *Sistemas silvopastoriles, aportes a los objetivos de desarrollo sustentable*. IX Congreso Internacional de Sistemas Silvopastoriles. Colombia, Agosto de 2017. Ed Red Global de Sistemas Silvopastoriles. Pp 2-12.
- Prabhu R., Colfer C.J.P., Dudley R.G. (1999) *Guidelines for Developing, Testing and Selecting Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management (Toolbox No. 1)*. Jakarta: CIFOR.
- Rusch V y Sarasola M. 1999. Empleo de criterios e indicadores en el manejo forestal sustentable. En *Segundas Jornadas iberoamericanas sobre Biodiversidad*. San Luis, Argentina, 7 al 11/6/1999. Vol 2 pp 15-24
- Tongway, D.J., Hindley, N.L. 2004. *Landscape function analysis: procedures for monitoring and assessing landscapes*. Sust. Ecosyst., Brisbane
- Zak MR, Cabido M, Hodgson JG. 2004 Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, has a future? *Biol Conserv* 120:589–598



PRODUCCIÓN SUSTENTABLE DE MADERA Y SERVICIOS AMBIENTALES PROVENIENTES DE PLANTACIONES FORESTALES EN NOROESTE DE PATAGONIA

SUSTAINABLE PRODUCTION OF TIMBER AND MULTIPLE ENVIRONMENTAL SERVICES IN AFFORESTATIONS OF NORTHWEST PATAGONIA

**Amoroso, Mariano M. (1,2); Verónica Chillo (1,2); Andrea Enriquez (1,3); Facundo Gómez (2);
Federico Letourneau (3)**

⁽¹⁾ CONICET, Argentina.

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

⁽³⁾ INTA Estación Experimental Agropecuaria Bariloche, Argentina.

Dirección de contacto: mamoroso@unrn.edu.ar; Güemes 383 (8430), El Bolsón, Río Negro, Argentina

Resumen

En la Patagonia Andina las plantaciones forestales con especies exóticas representan un recurso natural renovable que produce bienes, pero también compiten con otros usos de la tierra y pueden generar impactos negativos sobre el ecosistema si no son manejadas adecuadamente. Nuestro objetivo fue analizar el impacto ambiental de distintas prácticas silvícolas con el fin de identificar estructuras de plantaciones que minimicen los compromisos negativos o maximicen las sinergias entre servicios ambientales (SA). Se estudiaron 14 plantaciones de *Pinus ponderosa* establecidas en el ecotono estepa-bosque (Río Negro y Chubut) representando un amplio rango y combinación de estructuras (5 a 30 años desde implantación, 200 a 1700 indiv./ha, con/sin raleo, con/sin poda). El efecto de las plantaciones sobre el ecosistema (estepa con pastoreo extensivo) se analizó a través de la cuantificación de SA de regulación (fertilidad del suelo, prevención de erosión) y de provisión (producción de forraje, disponibilidad de leña). Para analizar el cambio en el valor de los SA entre plantación y estepa calculamos la magnitud del efecto y realizamos regresiones con el diámetro promedio, la densidad y el área basal por hectárea (AB). Luego, identificamos compromisos y sinergias entre SA dentro de cada estructura forestal. Encontramos que el incremento del AB se relaciona positivamente con SA de regulación y negativamente con SA de provisión: fertilidad de suelo presenta una relación positiva ($b=0,37$; $R^2=0,43$; $p<0,01$) y de saturación a partir de un AB intermedia (30-35 m²/ha); la producción de forraje decae rápidamente ($b=-0,89$; $R^2=0,49$; $p<0,001$) con un aumento del AB, mientras que la disponibilidad de leña presenta una respuesta gradual ($b=-0,07$; $R^2=0,34$; $p=0,03$). Encontramos diferencias en las relaciones entre SA de las diferentes estructuras forestales, identificando manejos que maximizan diferentes compromisos o sinergias. Estos resultados permiten pensar estructuras forestales que resulten en sistemas agroforestales con diversas relaciones entre SA, que pueden ser manejadas acorde a la necesidad del productor y/o del Estado.

Palabras clave: Sistemas agroforestales multifuncionales; prevención de erosión; fertilidad de suelo; producción de forraje; disponibilidad de leña.

Abstract

*Forest plantations with exotic species in northwest Patagonia represent a renewable natural resource that produces goods, but also compete with other land uses and can generate negative impacts on the ecosystem if they are not managed. Our objective was to analyze the environmental impact of different silvicultural practices in order to identify plantation structures that minimize trade-offs or maximize synergies between environmental services (ES). We studied 14 plantations of *Pinus ponderosa* established in the steppe-forest ecotone (Río Negro and Chubut provinces) representing a wide range and combination of structures (5 to 30 years since implantation, 200 to 1700 indiv./ha, with/without thinning, with/without pruning). The effect of*



the plantations on the ecosystem (steppe with extensive grazing) was analyzed through the quantification of ES of regulation (soil fertility, erosion prevention) and provision (production of forage, availability of firewood). To analyze the change in the value of the ES between plantations and steppe, we analyze the magnitude of the effect and performed regressions with the average diameter, density and basal area per hectare (AB). Then, we identified trade-offs and synergies between ES within each forest structure. We found that the increase in AB is positively related to regulatory ES and negatively to supply ES: soil fertility shows a positive ($b=0,37$; $R^2=0,43$; $p<0,01$) and saturation relationship at an intermediate AB(30-35 m²/ha); the production of forage declines rapidly ($b=-0,89$; $R^2=0,49$; $p<0,001$) with an increase of the AB, while the availability of firewood shows a gradual response ($b=-0,07$; $R^2=0,34$; $p=0,03$). We found differences in the relationships between SA of the different forest structures, identifying management practices that maximize different trade-offs or synergies. These results allow us to think forest structures that result in agroforestry systems with different relationships between ES, which can be managed according to the needs of the producer and / or the State.

Keywords: Multifunctional agroforestry systems; soil fertility; erosion prevention; forage production; availability of firewood



INFLUENCIA DE LA COBERTURA FORESTAL Y DEL USO GANADERO SOBRE COMPONENTES DE LOS BOSQUES DE ÑIRE

INFLUENCE OF OVERSTORY AND LIVESTOCK IN ÑIRE FORESTS

Rosas Yamina M. (1); Pablo L. Peri (2); María V. Lencinas (1); Juan M. Cellini (3); Marcelo D. Barrera (3); Alejandro Huertas Herrera (1); Mónica Toro Manríquez (1); Julieta Benítez (1); Ana P. Blazina (1); Juan A. Miller (1);, Guillermo Martínez Pastur (1)

⁽¹⁾ CADIC CONICET, Ushuaia, Argentina. ⁽²⁾ UNPA INTA CONICET, Río Gallegos, Argentina. ⁽³⁾ LISEA UNLP, La Plata, Argentina. Dirección de contacto: yamicarosas@gmail.com; Houssay 200 (9410) Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina.

Resumen

El manejo silvopastoril mejora los componentes forestales y ganaderos mediante prácticas silvícolas. Estos cambios producen sinergias positivas o negativas entre los componentes del bosque. El objetivo fue analizar la influencia de diferentes coberturas e intensidades de uso ganadero en bosques de ñire (*Nothofagus antarctica*) en Tierra del Fuego. Se muestrearon 99 rodales relevando 60 variables de estructura forestal, regeneración, edáficas y de sotobosque, comparándolos con ANDEVAs múltiples (3 coberturas x 2 intensidades ganaderas). Veintinueve variables presentaron diferencias significativas, 25 en relación con a la cobertura y 4 con la intensidad ganadera. Las variables de estructura y crecimiento mostraron diferencias con la cobertura, y la instalación y densidad de regeneración aumentaron a coberturas medias. La cobertura de especies nativas, monocotiledóneas y palatables fue mayor en coberturas medias, pero a coberturas bajas aumentaron las exóticas. La biomasa de especies no palatables y dicotiledóneas aumentó a bajas coberturas y la relación palatables/total fue mayor a coberturas altas. Las plantas indicadoras de degradación productiva y ambiental aumentaron a bajas coberturas. El pH del suelo aumentó en alta intensidad ganadera, mientras que las demás variables edáficas no variaron. Una alta intensidad ganadera aumentó la riqueza de exóticas y disminuyó la cobertura de nativas. La intensidad ganadera fue mayor donde la biomasa de monocotiledóneas palatables fue mayor. Se concluye que: (i) a coberturas medias (40-80%) mejoran la regeneración, la riqueza y la biomasa de palatables, pero las plantas exóticas aumentan con la intensidad ganadera; y (ii) a bajas coberturas (<40%) se registran aumentos en las plantas indicadoras de degradación.

Palabras clave: estructura forestal; sotobosque; biomasa; degradación.

Abstract

*Silvopastoral management improve forestry and livestock components through silvicultural practices. These changes can produce positive or negative synergies among the forest components. The objective was to analyze the influence of different overstory cover and livestock density in ñire forests (*Nothofagus antarctica*) in Tierra del Fuego. Ninety-nine stands were sampled, measuring 60 variables of forest structure, regeneration, soil and understory, which were compared through multiple ANOVAs (3 covers x 2 livestock densities). The variables with significant differences were 29, where 25 were related to covers and 4 to livestock density. Structure and growth variables showed differences with overstory cover, and recruitment and regeneration density increased at medium covers. Native species cover, monocots and palatable plant covers were greater at medium covers, while at lower covers exotic richness plants increased. Non-palatable and dicots biomass increased at lower overstory covers, but the palatable/total ratio was greater at higher covers. Indicator plants of degradation (productive and environmental) increased at lower covers. Higher livestock densities increased pH, but other soil variables did not change. Exotic richness increased and native cover decreased with livestock. Livestock was greater where monocot palatable biomass was higher. We*



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

concluded that: (i) regeneration, richness and palatable biomass increased at medium covers (40-80%), while exotic plants increased with livestock; and (ii) indicator plants of degradation increased at lower overstory covers (<40%).

Keywords: *forest structure; understory; biomass; degradation.*



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

TRABAJOS DE DIVULGACION



PLAN DE RESTAURACIÓN AMBIENTAL Y DE MONITOREO EN EL ÁREA DE INCENDIO DE RUCA CHOROI

ENVIRONMENTAL RESTORATION AND MONITORING PLAN IN RUCA CHOROI AREA AFFECTED BY FIRE

Avila, Margarita G (1); María E. Ceballos (2); Fernando López Espinosa (3)

(1) Dirección General de Recursos Forestales, Ministerio de Producción e Industria, Aluminé, Argentina

(2) Dirección General de Recursos Forestales, Ministerio de Producción e Industria, San Martín de los Andes, Argentina.

(3) Corporación Interestadual Pulmari, Aluminé, Argentina.

marga02_avila@yahoo.com.ar; 4 de Caballería 672, Cod. Pos. 8345 Aluminé, Neuquén, Argentina.

Resumen

En el año 2014 un incendio afectó 1.500 hectáreas de bosques nativos en un sector concesionado a la Comunidad Mapuche Aigo, propiedad de la Corporación Interestadual Pulmari, en Aluminé, Neuquén. Previo al incidente, la Comunidad realizaba en esta superficie boscosa actividades de extracción de leña, cría de animales y usos culturales. Buscando la continuidad de las actividades ejecutadas por dicha Comunidad se elaboró un plan de restauración que involucró: cerramiento perimetral y parcelas de clausura, tareas de estabilización de laderas con fuertes pendientes y plantación de ejemplares de especies nativas (*Araucaria araucana*, *Chusquea culeou*, *Embothrium coccineum*, *Nothofagus antarctica*, *Nothofagus pumilio*, *Ochetophila trinervis*, *Schinus patagonicus* y *Stipa* spp.) en fajas, hileras y bloques, con una densidad de 400 plantas/ha. Se contempló también, la recuperación del estrato herbáceo y la fijación del suelo a partir de la plantación de pastos (coirones) por división de matas. Por la imposibilidad de excluir el ganado en el área afectada, se establecieron acuerdos de uso pastoril con la Comunidad en sectores de estepa y mallines, aspirando posteriormente a sectorizar con alambrado eléctrico. En cuanto al uso del recurso leñero, también se establecieron acuerdos para su extracción y regulación. La activa participación de la Comunidad y los actores locales y la contemplación de los distintos usos del territorio, fue fundamental en la ejecución y cumplimiento del plan de restauración.

Palabras claves: Comunidad Mapuche; plantación; leña; bosque nativo; recurso forrajero

Abstract

*In 2014, 1.500 ha of native forest located in Aluminé department, were affected by a fire. This area, in concession of the Pulmari Interstate Corporation, occupied by Aigo Mapuche Community where firewood extraction activities, animal husbandry and cultural uses were the main activities carried out before fire happens. In order to recover the forest, local, provincial and national institutions participated in the design of the restoration plan. This restoration plan involved perimeter enclosure and plots activities. In addition, steep slope stabilization tasks and planting native species (*Araucaria araucana*, *Chusquea culeou*, *Embothrium coccineum*, *Nothofagus antarctica*, *Nothofagus pumilio*, *Ochetophila trinervis*, *Schinus patagonicus* y *Stipa* spp.) were carried out in strips, rows and blocks, with a density of 400 pl / ha. Plantations of *Stipa* spp. were used as soil fixers and forage resource. However the exclusion of livestock in the burned area was considered, the pastoral use was included in the plan agreement with the community in areas with low and medium level of affectation by the fire. Selected mallines where also destined for livestock. Agreements were also made for firewood use. It is remarkable that the firewood and livestock uses are the most important productive*



strategies for the families located in the area. The participation of the Community and local actors in this type of activities is fundamental to achieve results in restorations plan. It must also contemplate a system of tree block plantations and grassland, considering all types of use that can be developed along the territory extention.

Keywords: *community; plantation; firewood; native forest; livestock*

INTRODUCCIÓN

En el Departamento Aluminé, provincia de Neuquén, residen nueve comunidades mapuche, de las cuales, cinco se encuentran en jurisdicción de la Corporación Interestadual Pulmarí. La situación que presenta cada comunidad con respecto a la tenencia de sus tierras es variable, encontrándose comunidades con títulos de propiedad comunitaria, con concesiones de largo plazo (por ejemplo, 99 años) o comunidades que habitan zonas dentro de la Administración del Parque Nacional Lanín. En el verano 2013-2014, un incendio forestal en la zona de Ruca Choroí, dentro de la Corporación Interestadual Pulmarí, afectó 1.500 ha. de bosque nativo impactando directamente sobre las actividades que realiza la Comunidad Mapuche Aigo. Ante dicho disturbio dieciocho familias perdieron sus sectores de pastoreo de veranada y un número mayor de ellas se vio perjudicada debido a la falta de recursos del bosque, como leña o piñones (fruto de la Araucaria araucana), o sitios de esparcimiento.

Los incendios de esta naturaleza, destruyen la vegetación y alteran las condiciones de fertilidad de los suelos, afectando negativamente la disponibilidad de nutrientes, la capacidad de retención hídrica y el contenido de materia orgánica. Estas alteraciones, junto a las características previas del bosque, y especialmente, a las actividades humanas que se desarrollan, definen la capacidad de regeneración o recuperación de la estructura y funciones del bosque post-incendio. No obstante, la recuperación de las capacidades ecológicas del bosque puede ser favorecida por un conjunto de acciones de restauración como: clausuras, plantación compensatoria, medidas para disminuir la erosión o formación de suelo (DGBN, 2014).

La zona afectada por el incendio se encuentra alcanzada por el Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos, en el marco de las Leyes Nacional N°26.331 y Ley Provincial N° 2.780. De la zona de bosque nativo afectada, el 63,5% de la superficie se encuentra bajo la categoría de mayor nivel de conservación I. El resto de área, representa un 36.5% que se corresponde a un sector de nivel de conservación II, con un gradiente altitudinal medio inferior (Fig. N°1). Por lo descripto, es necesario establecer un plan de restauración ecológica de los bosques nativos afectados por el incendio, cumpliendo con los objetivos de conservación definidos en las Leyes N°26.331 y 2.780.

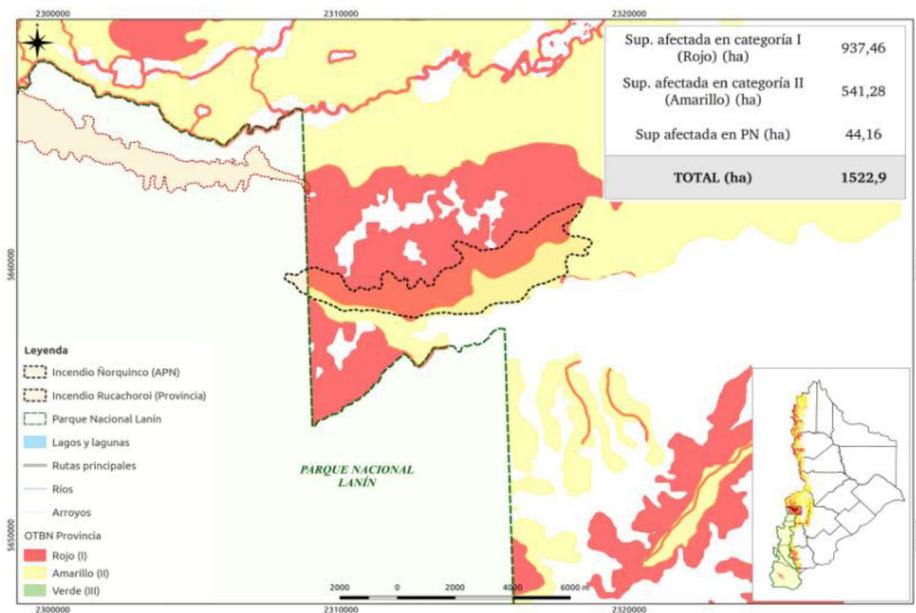


Figura 1. Mapa de la Ley de bosques de Neuquén, sobre el área afectada1.

1 Elaboración de mapas Gonzalez Musso, Romina.

Cabe mencionar que las familias de la comunidad realizaban históricamente actividades sobre el área del disturbio; cría de ganado, extracción de leña y cosecha de piñones. Aguas arriba del Río Ruca Choroí se encuentra el sector que los crianceros manejaban en la transición hacia áreas de veranada, categorizada como nivel de conservación II, limitando a su vez, con el sector de pastoreo de la invernada. En cuanto a los sectores más altos, categorizados en nivel de conservación I, se realizaba uso ganadero en un período corto de tiempo durante los meses de veranada; el plan de remediación se focalizó en la disminución de la actividad y en la realización de la está sólo en el área en categoría II. Esto conlleva, a la decisión por parte de los productores, y a la realización de mejoras sobre el área, logrando un manejo de la actividad ganadera de manera sustentable.

El presente trabajo pretendió contemplar la realidad social y los usos tradicionales locales, involucrando en el proceso a los actores directamente vinculados con el uso del recurso.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ambiente afectado por el incendio corresponde casi en su totalidad al tipo forestal Bosque Mixto de Lengua (*Nothofagus pumilio*) y Araucaria (*Araucaria araucana*). El sotobosque es relativamente denso hasta unos 2 m. de altura de caña colihue (*Chusquea culeou*) y varias especies de arbustos. Además, existen algunos sectores con bosque de ñire (*Nothofagus antártica*) con presencia de un sotobosque arbustivo de caña colihue y otras especies, o sólo de un estrato herbáceo (Cabrera, 1971).



El bosque afectado se encuentra cercano al extremo este de su distribución, limitando con la Estepa Patagónica. Es decir que se encuentra en el límite donde las precipitaciones, que disminuyen de oeste a este, son limitantes para el desarrollo del bosque. Es muy importante esta situación debido a que la regeneración del bosque se ve condicionada por el estrés hídrico (CIP. Plan de Conservación, Ley N° 2.780). La lenga es una especie sensible a los incendios, a diferencia de la araucaria que posee estrategias para sobrevivir, posee yemas terminales protegidas y una gruesa corteza resistente al fuego que se desarrolla en placas poligonales, (Burns, 1991). Dependiendo de la intensidad del fuego se observó pérdida total del sotobosque y del mantillo superficial, alcanzando en algunos sectores la pérdida del horizonte orgánico y las raíces. Las características de cada especie y la intensidad del fuego, influyen claramente en la capacidad de regeneración (CIP. Plan de Conservación. 2014)

METODOLOGÍA

Inicialmente se realizó un diagnóstico para caracterizar los ambientes donde ocurrió el incendio, evaluando intensidad del fuego, estado de plantas quemadas, existencia de incendios previos, pendientes, erosión anterior y pos incendio, regeneración y rebrote de plantas quemadas. Además, teniendo como base el diagnóstico socioeconómico realizado en el año 2014 por los técnicos de la DGBN, se realizaron entrevistas con los pobladores locales y especialmente con los damnificados. Se relevaron los usos que realizaban las familias sobre el área afectada, pérdidas de animales y de áreas de pastoreo; también actividades productivas y de recreación que podrían verse afectadas por el incendio. Este diagnóstico fue importante de realizar en conjunto con las familias de la comunidad para contar con el consentimiento del plan de remediación y poder definir donde realizar las actividades que previamente se venían ejecutando, sobre otras áreas disponibles.

De los relevamientos a campo se obtuvieron mapas, donde se seleccionaron las áreas prioritarias de restauración, con mayor fragilidad ambiental (Fig. N°2 y N°3).

Con dicho diagnóstico, que incluyó numerosos recorridos en terreno y reuniones con la comunidad, referentes locales y especialistas en la temática, se definieron las líneas de acción (Meier, D. 2015).

La primer acción contemplada para la restauración fue el cierre perimetral. Sobre el lado inferior se levantó un alambre de mediana resistencia con siete hilos. Siendo este, el lado que contaba con mayor tránsito de animales y más próximo al pastoreo durante la gran parte de año. Se propusieron tranqueras y caminos de arreo hacia los sectores altos. Sobre el lado superior se construyó un cierre con bollero eléctrico, permitiendo el uso solamente en temporada estival, cuando los animales se trasladan a las veranadas (González Musso.R. 2014).

Según las pendientes, los quiebres geográficos, los tipos forestales y los usos que la comunidad realizaba se determinaron tres de cuatro áreas definidas donde se realizaron plantaciones (Fig. N° 4).

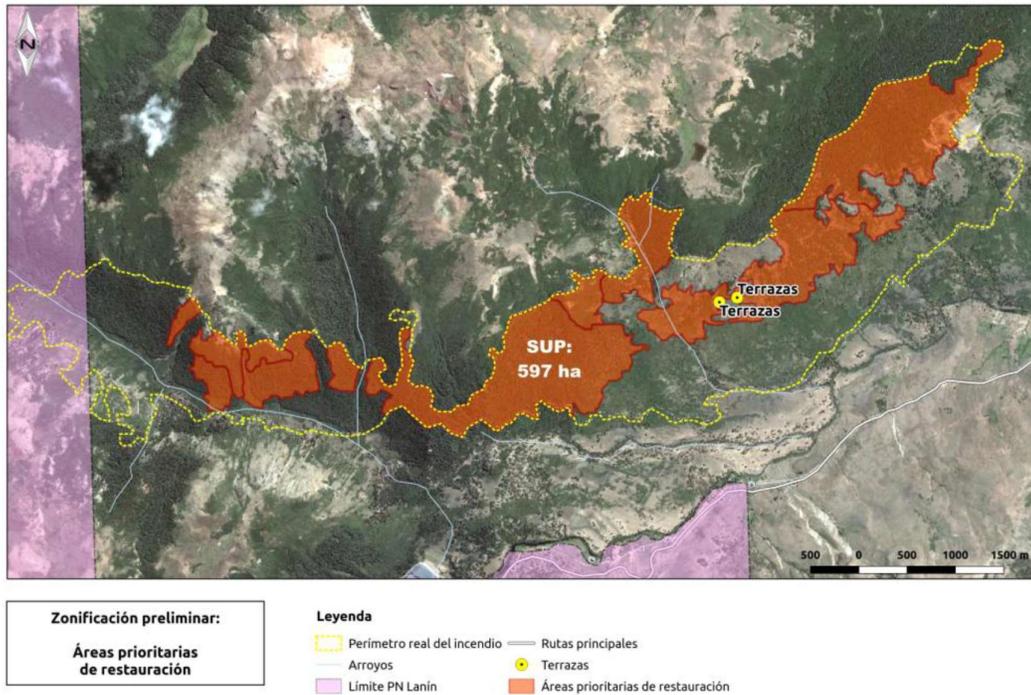


Figura 2. Mapa de Áreas prioritarias de restauración

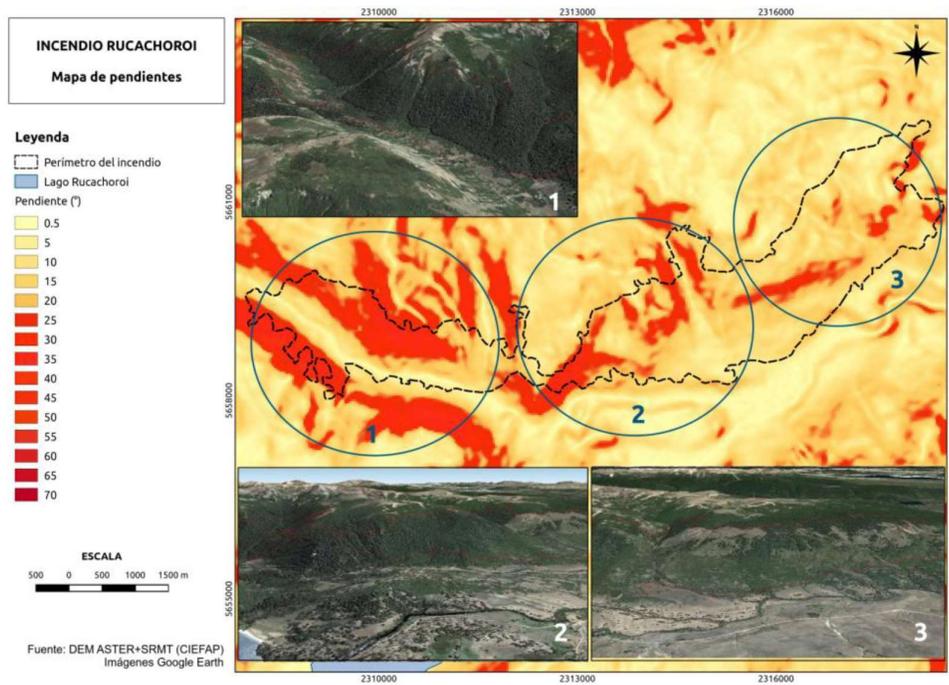


Figura 3. Mapa de pendientes en el área afectada



Sectores a Restaurar con Especie Lengua y Pehuén_2016.

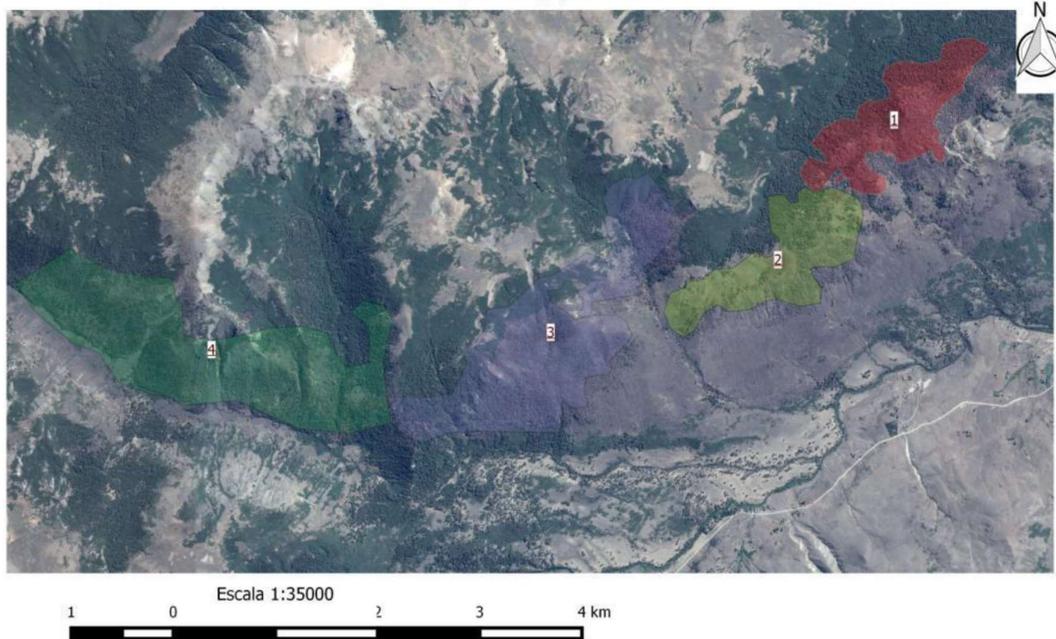


Figura 4. Sectorización de áreas de plantación

Se levantaron clausuras con malla sima y alambre romboidal para la restauración, con plantas nativas forestales, arbustivas y herbáceas. Las plantas fueron obtenidas de viveros locales. Las herbáceas se lograron mediante división de matas de coirones. Las plantaciones se realizaron dentro de las clausuras y fuera de ellas en fajas, hileras y bloques de diferentes tamaños; respetándose los ambientes que ocupaban previo al incendio. Las plantas fueron de especies de araucaria, lenga, notro, ñire, laura, chacay, caña colihue y coirón. La densidad de la plantación utilizada en bloque fue de 400pl/ha. y en hileras o fajas fueron distanciadas a 4 m. en los árboles, a 2 m. los arbustos y 0.5 a 1 m. en el caso de herbáceas.

Otras acciones fueron el control de la erosión en las laderas de mayor pendiente, para evitar el deslizamiento y pérdidas de suelo, a través del aterrazamiento con madera caída del incendio. Las mismas consisten en obras de contención con troncos y ramas colocadas perpendiculares a la pendiente.

Siembra de especies herbáceas y forrajeras. Se coordinó una actividad con las Escuelas del paraje, contemplando la cosecha de semillas, preparación de bombas de barro y posterior siembra.

Las comunidades locales participaron de las actividades de restauración y conservación. La Comunidad Mapuche Aigo participó activamente en las tareas de coordinación del proyecto, plantación, cierres y clausuras, aportando su conocimiento del lugar y mano de obra.

Siendo el área afectada un sector de uso ganadero de transición y de veranadas, se trabajó con los productores ganaderos, la exclusión del ganado en algunos casos y el manejo mediante cierres



con bolleros eléctricos de potreros en otros, teniendo en cuenta un manejo de ganado en sectores con bosque nativo. Se determinaron áreas en buen estado que no fueron afectadas por el incendio para el reemplazo de las áreas de veranada. Se planificó un manejo en las áreas de invernada y uso de cuadros para producción de forraje diferido.

Esta situación implicó un proceso de diálogo y acuerdos con la comunidad, técnicos e instituciones participantes tendientes a garantizar la efectividad de los esfuerzos y las acciones de terreno.

RESULTADOS

Si bien el plan se encuentra en desarrollo, se pueden visualizar resultados potenciales.

Terrazas. Se han realizado alrededor de 400 terrazas, en sectores expuestos y de máxima pendiente, donde ya ha comenzado un proceso incipiente de sucesión ecológica, estableciéndose ejemplares de vegetación arbustivas y herbáceas asociadas a la protección de las laderas.

Cerramientos. Se ha levantado un alambrado de 13 kilómetros de extensión y tranqueras que permiten el paso hacia los sectores superiores. En el lado superior se ha armado un cerco eléctrico de manera de evitar el ingreso de animales en época de veranada.

Se ha concretado la instalación de 19 parcelas para plantación con nativas en distintos sectores y con diferente grado de afectación del disturbio, sumando un total de 5.8 hectáreas.

Plantación. A la fecha se han plantado 50.000 ejemplares de especies nativas en el área de restauración. Las plantas utilizadas fueron producidas en el vivero de Ruca Choroy y en el Vivero Provincial La Angostura. Los trabajos han requerido de un esfuerzo mayor tanto para el traslado cómo también para la plantación propiamente dicha, puesto que el acceso a la mayoría de las zonas es mediante huellas y senderos siendo dificultoso su acceso en vehículo.

Uso Leñero. Se han determinado inicialmente sectores destinados al aprovechamiento de leña para las familias de la comunidad, incluyendo material extraído por la apertura de caminos durante el incendio, tareas de limpieza, apertura de faja del alambrado, caída de árboles, entre otras.

Actividad ganadera. Se han logrado acuerdos con las familias damnificadas. Se entiende al sistema ganadero formado por la veranada y la invernada, donde una mejora en alguno de ellos, redundará en el otro y en el bosque nativo por sobre todo. El trabajo con los productores ha sido realizado por sectores de uso, para lo cual se han relevado a campo las distintas situaciones, resolviendo un manejo diferenciado específico para cada grupo. A la vez se han definido acuerdos de uso sobre mallines, en estado de sobrepastoreo y degradados. Si bien estas obras no se encuentran concretadas a la fecha, lograr estos acuerdos de manejo ganadero, en sí mismos representan un resultado.

Financiamiento. El plan de restauración ha sido financiado a través de la Ley Nacional N° 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos y la Ley Provincial N° 2.780



de Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos. Actualmente se encuentra por iniciar la ejecución de su Plan Operativo Anual número tres, habiéndose invertido aproximadamente \$4.000.000 en las actividades desarrolladas.

Trabajo interinstitucional. En el proyecto han participado diferentes actores sociales. El factor humano fue clave para el proceso que se encuentra aún en desarrollo en el cumplimiento de las etapas previstas. Cada institución y/o productor ha desarrollado un papel significativo con el objeto de lograr las pequeñas acciones conseguidas. Se ha contado con la participación de las Comunidades Mapuche Aigo y Salazar, escuelas primarias del paraje; La Corporación Interestadual Pulamarí, la Dirección General de Recursos Forestales y Dirección de Gestión de Bosque Nativo, pertenecientes al Ministerio de Producción e Industria, la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Territorial de la Provincia de Neuquén, el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de Nación.

CONCLUSIÓN

En procesos de restauración donde existen comunidades asentadas, el apoyo comunitario es un elemento clave en el éxito de cualquier restauración de paisajes y bosques, donde diferentes percepciones pueden requerir de negociaciones y tal vez la implementación de un mecanismo de resolución de conflictos. Por lo tanto se propuso trabajar en conjunto con aquellas reparticiones que tienen injerencia en los aspectos sociales y económicos de la población local afectada por el incendio.

Se sugiere la creación de paisajes multifuncionales, es decir una zonificación de sitios gestionados con diferentes objetivos, pero armónicos para proporcionar enfoques equilibrados en los paisajes, considerando tanto aspectos ambientales como sociales, es decir, un manejo óptimo que pueda permitir usos sostenibles en diferentes sectores del bosque nativo incendiado.

En este contexto, una de las principales acciones sería la de zonificar el área del incendio, regular el manejo y la carga ganadera de las áreas quemadas, evitando la herbívora y la sobrecarga en los sitios primordiales. Otra de las principales acciones es la de establecer criterios y zonificaciones para la extracción de leña y madera y así evitar una mayor pérdida de suelo y la capacidad de restauración del bosque.

A su vez se debe considerar la plantación, no solo de plantas arbóreas, sino y fundamentalmente pastizales, como así también es fundamental considerar los límites geográficos de uso del territorio para que la restauración sea integral.

Agradecimientos:

Integrantes de la Comunidad Mapuche Aigo; estudiantes y cuerpo escolar de Esc. Primaria N° 145 y 58. Agencia de Producción Aluminé, Sistema Provincial de Manejo del Fuego Aluminé, Unidad Ejecutora Provincial de la Secretaría de Ambiente, Dirección de Gestión de Bosque Nativo, Corporación Interestadual Pulmarí, Vivero de Ruca Choroi, Vivero provincial La Angostura.



Bibliografía

Burns, B., 1991. The Regeneration Dynamics of Araucaria Araucana. Tesis. Universidad de Colorado.

Cabrera A. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica

Corporación Interestadual Pulmari, Dirección Gestión de Bosque Nativo, 2014. Plan de Restauración Ambiental y de Monitoreo en el área del incendio de Ruca Choroi, Prov. Neuquén. Ley Provincial de Ordenamiento Territorial de bosque nativo N 2.780.

Dirección de Gestión de Bosque Nativo, Neuquén. 2014. Informe técnico. Diagnóstico socio-ambiental del área de incendio de Ruca Choroy y propuesta de intervención. Inédito.

González Musso R.; Buacis, A.; Avila, M.; Huinca, M. 2014. DGBN, Informe Técnico. Informe de recorrida, Incendio Ruca Choroi, Alambrados. Inédito

Meier, D.; González Musso, R.; Herrero, R. 2015. Informe técnico. Identificación a escala de paisaje de áreas prioritarias para restauración ecológica luego de un incendio de bosque nativo en Patagonia.



RECOMENDACIONES PARA LA RECOLECCIÓN SUSTENTABLE DE HOJAS DE ÑIRE (*Nothofagus antártica*) BAJO USO SILVOPASTORIL Y MBGI EN LA PROVINCIA DE SANTA CRUZ

RECOMMENDATIONS FOR THE SUSTAINABLE COLLECTION OF ÑIRE LEAVES (*Nothofagus antarctica*) UNDER SILVOPASTORAL USE AND MBGI IN THE PROVINCE OF SANTA CRUZ

Mattenet, Francisco J (1); Pablo L Peri (2); Humberto L Monelos (3); Martín H. Mónaco (1)

⁽¹⁾ Consejo Agrario Provincial, Avda. Presidente Dr. Néstor C. Kirchner N° 863, (9400) Santa Cruz, Argentina.

⁽²⁾ EEA INTA Santa Cruz, Mahatma Gandhi N° 1322, (9400) Río Gallegos, Santa Cruz.

⁽³⁾ Universidad Nacional de la Patagonia Austral. Lisandro de la Torre 1070. (9400) Río Gallegos, Santa Cruz, Argentina.

Dirección de contacto: mattenet.francisco@gmail.com.ar Consejo Agrario Provincial, Avda. Presidente Dr. Néstor C. Kirchner N° 863, (9400) Santa Cruz, Argentina.

Resumen

Los productos forestales no madereros (PFNM) encierran un gran potencial para el futuro desarrollo de las economías locales y regionales. Estos productos forman parte de la estrategia de valor agregado del manejo de bosques con ganadería integrada (MBGI) en la provincia de Santa Cruz donde el 90% de los ñirantales son utilizados en la actividad ganadera. Los compuestos antioxidantes y aceites esenciales de las hojas de ñire presentan beneficios a la salud (propiedades nutraceuticas) y una potencialidad para el uso en la industria perfumista. El uso de este recurso necesita de definiciones técnicas que aseguren el aprovechamiento responsable y la conservación de los bosques que lo provee. El presente trabajo tiene como objetivo generar recomendaciones prácticas para la recolección de hojas de ñire a fin de promover un uso racional y sustentable de los ñirantales. Para esto se recomienda: 1 Realizar la cosecha de forma manual; 2 Cosechar solo el 30% del total de árboles del rodal; 3 Extraer como máximo el 20% del follaje disponible de cada árbol; 4 La altura máxima de cosecha será aquella a la que el operario pueda acceder desde el suelo; 5 Durante la cosecha de hojas evitar quebrar las ramas; 6 El momento para la recolección es durante la floración; 7 Alternar los lugares de recolección, brindando un periodo de descanso a los árboles de un rodal de al menos dos años. La producción de hojas cosechada en rodales de ñire en Clase de Sitio V fluctuó entre 54 y 66 kg de materia seca de hojas por hectárea con un rendimiento de 0,4-0,7 kg de materia seca por operario y por hora. Estas recomendaciones permiten sentar las bases de un marco legal que posibilite el desarrollo de economías regionales mediante la generación de empleo basado en el aprovechamiento de PFNM.

Palabras Claves: PFNM, antioxidantes, aceites esenciales, nutraceutica.

Abstract

Non-wood forest products (NTFPs) hold great potential for the future development of local and regional economies. These products are part of the added value strategy as part of integrated livestock management (MBGI) in the province of Santa Cruz, where 90% of the ñire forests are used in the livestock activity. The antioxidant compounds and essential oils of ñire leaves has nutraceutical properties in the human diet with multiple health benefits and as a potential for perfume industry. The objective was to make practical recommendations for the collection of ñire leaves in order to promote a rational and sustainable use of ñirantales. For this, it is recommended the following steps: 1. Perform the harvest manually; 2 Harvest only 30% of the total stand trees; 3 Extract a maximum of 20% of the available foliage of each tree crown; 4 The



maximum height of harvest up to operator access from the ground; 5 During the harvest of leaves avoid breaking the branches; 6 the recommended time for harvesting during flowering; 7 Alternating collection sites, providing a period of rest to the trees of a stand of at least two years. The production of leaves harvested in ñire stands grown in Site Class V fluctuated between 54 and 66 kg of dry matter leaves per hectare with a yield of 0.4-0.7 kg of dry matter per operator per hour. This action would promote a legal framework for future development of local and regional economies through the generation of employment based on the use of NTFPs in the region.

Keywords: NWFP, antioxidants, essential oils, nutraceutical.

INTRODUCCIÓN

El Ñire (*Nothofagus antarctica*) es una especie arbórea caducifolia de los bosques andino patagónicos que en la Argentina crece desde el norte de la provincia de Neuquén hasta Tierra del Fuego. Altitudinalmente se distribuye desde el nivel del mar hasta los 2000 m.s.n.m (Veblen et al., 1996). La propagación de la especie puede ser por semillas, aunque en Santa Cruz es principalmente por reproducción vegetativa mediante el rebrote desde raíces, tocones y acodos (Veblen et al., 1996). Su capacidad de adaptación le permite desarrollarse en una gran variedad de condiciones ambientales, ocupando desde sitios con exceso de humedad (turberas y mallines) hasta sitios muy secos (límite con la estepa) en un gradiente de precipitación anual de entre 300 y 800 mm/año, tolerando heladas de hasta -22°C (Alberdi, 1995). Dependiendo de las condiciones del sitio en donde crece, el ñire puede desarrollar tamaño arbóreo, arbustivo o caméfito en un rango de alturas para bosques maduros de entre 21 m y 30 cm (Peri et al., 2009). Además los ñirantales que se desarrollan en una zona ecotonal, entre el bosque y la estepa patagónica, presentan un especial interés debido a su gran diversidad biológica (Gallo et al., 2005).

El uso principal de los bosques de ñire es la cría de ganado (ovino y bovino) bajo un sistema silvopastoril dada su capacidad productiva forrajera. Estos sistemas han demostrado ser una herramienta para mejorar los parámetros productivos sin perjudicar la calidad y continuidad de los bosques. Además de la producción ganadera, se obtienen productos madereros provenientes de las intervenciones silvícolas (raleos) como postes, varas y leña. Estos sistemas productivos son más inclusivos que los sistemas ganaderos puros, por contemplar el uso múltiple, demandar más mano de obra y por ser plausible de producir productos forestales con valor agregado en la región (Peri y Ormaechea, 2013).

Según los datos correspondientes al segundo Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (OTBN), la provincia de Santa Cruz cuenta con 421.284 ha de los cuales 90.573 ha corresponden a bosques puros de ñire (Peri et al., 2016). Actualmente, el 90% de los bosques de ñire en Santa Cruz son utilizados como sistemas silvopastoriles (Peri y Ormaechea, 2013) lo que demuestra su importancia dentro de la cadena productiva ganadera. En este contexto cabe destacar la firma del convenio nacional para el Manejo de Bosque con Ganadería Integrada (MBGI) celebrado entre el Ministerio de Agroindustria y el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, al que adhirieron las 5 provincias patagónicas en noviembre de 2016, mediante la firma de convenios marco de cooperación entre las mismas y las instituciones nacionales. Este convenio persigue entre otros objetivos, contribuir al uso sustentable de los bosques nativos y fomentar el fortalecimiento de las provincias impulsando la generación de capacidades para la implementación de planes de MBGI. Además apunta a lograr aumentar la eficiencia productiva de la ganadería, aumentar el valor



agregado de los productos forestales madereros y no madereros, mejorar la conservación de los bosques y facilitar asistencia a los productores.

Los productos forestales no madereros (PFNM) de los bosques Andino Patagónicos encierran un gran potencial para el futuro desarrollo de las economías regionales mediante la generación de empleo basado en recursos naturales renovables. En estos bosques existe una enorme variedad de frutos silvestres que los habitantes utilizan frescos o elaborados como la frutilla silvestre (*Potentilla chilensis*), el maqui (*Aristotelia chilensis*), el calafate (*Berberis microphylla*), la chaura (*Gaultheria mucronata*), la parrilla (*Ribes magellanicum*), la zarzaparrilla (*Muehlenbeckia hastulata*) y la parrillita (*Ribes cucullatum*), con los que se preparan dulces. Otras especies se usan para condimentar los alimentos, como el canelo (*Drimys winteri*), en reemplazo de la pimienta, el quin quin (*Osmorhiza chilensis*) en lugar del eneldo, y el culle colorado (*Oxalis andenophylla*) como sustituto del limón. Además, sobre algunas especies del género *Nothofagus* como la lenga, el ñire y el guindo crece un hongo conocido como "Pan de indio" (*Cyttaria darwinii*), cuya fructificación formaba parte importante de la dieta de los Onas. Además, existen numerosas plantas que las artesanas utilizan para colorear las lanas con las cuales confeccionan diversos productos textiles a partir de especies tintóreas del ñirantal (Mattenet et al., 2015).

Estudios recientes (Gastaldi et al., 2015) han demostrado la presencia de antioxidantes en las hojas de ñire. La presencia de estos compuestos resulta importante ya que su incorporación a la dieta humana ha demostrado tener múltiples beneficios a la salud. La posibilidad de su uso como fuente natural de antioxidantes (uso medicinal, nutracéutico), amplía la diversidad productiva de estos bosques. González et al., (2016), describen por primera vez la composición química de los aceites esenciales de esta especie, mencionando que dada la calidad de los mismos, obtenida por hidrodestilación, resulta interesante en cuanto a su potencialidad para la industria perfumista. Finalmente, se está incrementando el consumo de esta especie por parte de la población y la aparición en el mercado de algunos productos que incluyen al ñire dentro de sus ingredientes como las infusiones, bebidas alcohólicas y cremas cosméticas. En función de los antecedentes presentados en el uso actual y potencial del ñire, es necesario contar con un marco técnico que permita el aprovechamiento racional y la conservación del recurso. Por lo tanto, el presente trabajo tiene como objetivo generar recomendaciones prácticas para la utilización sostenible de los bosques de ñire en la recolección de sus hojas para la elaboración de distintos productos.

Recomendaciones para la recolección sustentable de hojas de Ñire

La Ley N° 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos contempla el manejo y recolección de productos forestales no madereros en todas las categorías de conservación. Por lo cual, la cosecha de hojas de ñire podría realizarse en todo el territorio de la provincia, excluyendo los bosques que se encuentran dentro de Parques Nacionales y las consideraciones que realice el Consejo Agrario Provincial (CAP) en su rol de la autoridad provincial de aplicación. Para realizar la cosecha el interesado deberá cumplir con los requisitos técnico-legales estipulados por el CAP, como permisos, guía de transporte forestal, entre otros.

En función de la información disponible, la experiencia y los parámetros técnicos identificados para el sostenimiento del ecosistema y el rendimiento productivo de la cosecha de hojas de ñire, se recomienda:



1. Realizar la cosecha de forma manual (Foto 1) favoreciendo el rebrote de las ramas cosechadas. No utilizar implementos como tijeras, hachas u otros elementos.
2. Recolectar el 30% de los árboles del área de recolección. Esto se logra cosechando uno de cada tres árboles.
3. Extraer como máximo el 20% del follaje disponible de cada árbol o hasta 600 gr de hojas verdes, priorizando la recolección en aquellos que muestren un crecimiento vigoroso evitando los que se noten lastimado o en fase de desmoronamiento.
4. La altura máxima de cosecha será aquella a la que el operario pueda acceder desde el suelo. En ningún caso la persona que cosecha deberá treparse a un árbol o utilizar escaleras. Preferentemente no cosechar árboles que superen los 6 metros de altura.
5. La cosecha se debe realizar presionando las hojas contra las ramas con la mano y tirando hacia la parte más fina de ésta para extraer así un puñado de hojas. Debemos evitar cortar o quebrar las ramas. De este modo podrán rebrotar nuevas hojas de la rama cosechada.
6. Realizar la cosecha durante la floración de la especie. El momento óptimo para la cosecha es aquel que nos permita obtener hojas en su punto máximo de sabor y aroma. Los aceites esenciales que generan las plantas son los principales responsables de las fragancias que percibimos en ellas. Si bien no han sido publicados aun, estudios recientes indican que la concentración de aceites esenciales en las hojas de ñire llega a su punto máximo durante la floración. En Santa Cruz esto ocurre normalmente entre los meses de septiembre y noviembre.
7. Alternar los lugares de recolección, brindando un periodo de descanso a los árboles de un rodal de al menos dos años.



Foto 1. Cosecha manual de hojas de ñire en Ea. Stag River, zona de Río Turbio, Santa Cruz.



Resultados de la experiencia práctica de la cosecha de hojas de Ñire

Con el propósito de conocer cuál sería la cosecha de hojas por hectárea y el rendimiento de un operario siguiendo los pasos de recolección propuestos para ñire, durante el año 2017 con alumnos de la carrera de Ingeniería en Recursos Naturales de la Universidad de la Patagonia Austral (UNPA) se realizó una práctica de cosecha en la Ea. Stag River (51° 39' 47"LS, 72° 01' 20"LO) en la provincia de Santa Cruz. Los rodales cosechados correspondieron a una Clase de Sitio V con árboles dominantes que no superan los 6 m de altura (Tabla 1). Para el cálculo del rendimiento de cosecha por operario, se registraron los tiempos empleados y el peso seco de las hojas cosechadas.

Tabla 1. Características dasométricas de los rodales de ñire cosechados, Ea. Stag River.

Edad (años)	Densidad (arb ha ⁻¹)	Área Basal (m ² ha ⁻¹)	Biomasa hojas (ton MS ha ⁻¹) ¹	Cosecha de hojas (kg MS ha ⁻¹)	Rendimiento cosecha (kg MS hojas/operario/hora)
80 - 180	400 - 1120	25,4 - 27,8	0,9 - 1,1	54 - 66	0,4 - 0,7

¹ Biomasa total de hojas estimadas a partir del trabajo de Peri et al. (2008) para bosques de ñire en Clase de Sitio V.

La producción de hojas cosechada en este tipo de ambientes fluctuó entre 54 y 66 kg de materia seca de hojas por hectárea con un rendimiento de 0,4-0,7 kg de materia seca por operario y por hora (Tabla 1).

DISCUSIÓN

La información del presente trabajo servirá para la cosecha sustentable de hojas de ñire y su planificación con fines productivos en el marco de su insipiente aparición en el mercado y el avance en el conocimiento de sus propiedades. La cosecha desmedida en intensidad y frecuencia podrían deteriorar la calidad ambiental de estos bosques. Trabajos similares a este, basados en el conocimiento de la flora nativa y su ambiente, han sido desarrollados con el mismo propósito de brindar a la población información útil y práctica a fin de promover el uso racional de los PFNM y conservar los ecosistemas que los proveen. Por ejemplo, Elechosa et al. (2009) realizaron recomendaciones para la recolección sustentable de varias especies de plantas aromáticas nativas de la región central y norte de Argentina, tales como época y modo de cosecha, altura de los cortes, podas de rejuvenecimiento y dispersión de semillas. Por su parte, en Chile, Méndez et al. (2015) brindan detalles respecto de 33 especies priorizadas teniendo en cuenta el conocimiento ancestral del pueblo Mapuche sobre el uso medicinal de las plantas nativas, dedicando además un capítulo a un listado de buenas prácticas en la recolección como una intensidad de cosecha de hojas no superior al 50% de la planta, lo cual es más intenso que lo planteado para ñire en el presente trabajo.

La existencia y adopción de recomendaciones para la cosecha sustentable de hojas de ñire, en el marco de un uso silvopastoril y MBGI, será sin duda necesario para la incorporación de este producto y sus derivados en el Código Alimentario Argentino (CAA) dependiente de la Administración Nacional de Medicamentos, Alimentos y Tecnología Médica (ANMAT) quien regula las condiciones para la elaboración y comercialización de alimentos en Argentina. Como



antecedente, y a modo de ejemplo de esto último, podemos mencionar el caso del Pan de Indio (*Cyttaria darwini*). Este es un hongo nativo que crece sobre los árboles del género *Nothofagus* y que fue incorporado al CAA hace más de 10 años (Artículo 1249 de la Resolución Conjunta SPReI N° 92/2012 y SAGyP N° 287/2012) siendo actualmente comercializada en la localidad de Ushuaia.

Estas recomendaciones permiten sentar las bases de un marco legal que posibilite el desarrollo de economías regionales mediante la generación de empleo basado en el aprovechamiento de PFNM.

Bibliografía

Alberdi, M., 1995. Ecofisiología de especies leñosas de los bosques hidrófilos templados de Chile: Resistencia a la sequía y bajas temperaturas. En: Ecología de los Bosques Nativos de Chile (Eds. Armesto J., Villagrán C. y Arroyo C.). Universidad de Chile. 420 pp.

Elechosa, M. A., 2009. Manual de recolección sustentable de plantas aromáticas nativas de la región central y noreste de la Argentina. Proyecto PNHFA4164: Desarrollo de tecnologías indicativas para la exploración conservación, evaluación y utilización de plantas aromáticas nativas. Ediciones INTA pp 63. ISBN: 978-987-1623-25-9

Gallo, E., Lencinas, M.V., Peri, P.L., 2004. Biodiversidad en ñirantales. Alternativas de Manejo Sustentable para el Manejo Forestal Integral de los bosques de Patagonia. Informe Final del Proyecto de Investigación Aplicada a los Recursos Forestales Nativos (PIARFON), Tomo II: 645-670. Dirección de Bosques de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de Nación (SAyDS). Proyecto BIRF 4085-AR

Gastaldi, G., Gonzalez, S., Mattenet, F., Monelos L.H., Peri, P.L., 2015 Determinación de la actividad antioxidante en infusiones de *Nothofagus antarctica* (ñire) bajo uso silvopastoril. 3° Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, VII Congreso Internacional Sistemas Agroforestales. Iguazú Misiones. 710pp.

González, S.B., Gastaldi, B., Mattenet F., Peri P. L., Van Baren C., Di Leo Lira P., Retta D., Bandoni A., 2016. Aceites esenciales en partes aéreas de *Nothofagus antarctica* (g. forst.) oerst. de diferentes sitios de la Patagonia V Jornadas Nacionales de Plantas Aromáticas Nativas y sus Aceites Esenciales - I Jornadas Nacionales de Plantas Medicinales Nativas. Esquel, Chubut, Argentina. Pp 90-91.

Mattenet, F., Goyheneix, M., Peri, P.L., 2015. Tintes Naturales de Plantas Nativas: Colores de la Patagonia. 64 pp. Ediciones INTA-Secretaría de Agricultura Familia-Universidad Nacional de la Patagonia Austral, Buenos Aires. ISBN 978-987-33-9691-5

Méndez P., 2015. Guía para la Recolección de Plantas Medicinales Nativas, Mesa para la Conservación y Manejo de Plantas Medicinales Tradicionales Araucanía Costa, Chile. 93pp.

Peri, P.L., Hansen, N., Rusch, v., Tejera L., Monelos L. H., Fertig, M., Bahamonde H., Sarasola M., 2009. Pautas de manejo de sistemas silvopastoriles en bosques nativos de *Nothofagus antarctica* (ñire) en Patagonia. Actas Primer Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, pp. 151-164, Ediciones INTA. Posadas, Misiones, 14 al 16 de Mayo 2009. ISBN: 978-987-521-350-0.

Peri, P.L., Gargaglione, V., Martinez Pastur, G., 2008. Above- and belowground nutrients storage and biomass accumulation in marginal *Nothofagus antarctica* forests in Southern Patagonia. Forest Ecology and Management 255: 2502-2511.

Peri, P.L., Ormaechea S. 2013. Relevamiento de los bosques nativos de ñire (*Nothofagus antarctica*) en Santa Cruz: base para su conservación y manejo. 88pp.

Peri, P.L., Quevedo, C., Urquiza, J. 2016. Segundo Ordenamiento territorial de los bosques nativos de la provincia de Santa Cruz. 20pp

Veblen, T.T., Hill, R.S., Read, J., 1996. Ecology of Southern Chilean and Argentinean *Nothofagus* forest. In: The Ecology and Biogeography of *Nothofagus* Forests. Chapter 10, pp. 293 - 353. Yale University Press, New Haven and London.



ALGUNOS AVANCES EN SISTEMAS SILVOAPICOLAPASTORILES CON SAUCES EN EL DELTA DEL PARANÁ

SOME ADVANCES IN THE SILVOPASTORAL SYSTEMS WITH WILLOWS AND BEEKEEPING IN THE DELTA OF THE PARANÁ RIVER

Casaubón, Edgardo (*1); Teresa Cerrillo (1); Laura Gurini (1); Valeria López (1) y Guillermo Madoz (1)

(1) Estación Experimental Agropecuaria Delta del Paraná (INTA), Campana, Buenos Aires, Argentina

*casaubon.edgardo@inta.gob.ar. E.E.A. Delta del Paraná. Río Paraná de las Palmas y Canal L. Comas. Campana, C.C. 14, (2804), Buenos Aires, Argentina.

Resumen

La forestación con salicáceas, la ganadería y la apicultura son actividades productivas tradicionales en el Delta. Los suelos de bañado del bajo Delta, bien drenados, resultan naturalmente aptos para la forestación con sauces que en la actualidad alcanzan 65.000 ha. A su vez, la ganadería y la apicultura se desarrollan en casi todo el territorio. Durante los últimos 20 años, una importante proporción del ganado vacuno pampeano se trasladó a los pastizales isleños y a las plantaciones forestales de salicáceas a causa de la expansión de los cultivos agropecuarios en el país motivando un cambio productivo fundamental, convirtiendo en muchos casos a las forestaciones en sistemas de producción silvopastoriles (SSP), silvoapicolapastoriles (SSAP) y/o agrosilvopastoriles (SA). El propósito de estos sistemas es producir madera de sauce, carne y productos apícolas acordes a las exigencias de calidad de los mercados, empleando los pastizales naturales de la región. La producción ganadera predomina en casi toda la superficie y utiliza amplias extensiones de pasturas naturales de buena calidad, y volúmenes de agua para bebida, de los humedales del Delta. La vegetación nativa y la exótica brindan asimismo a la apicultura de *Apis mellifera* una calidad nutritiva adecuada y aportan entre otros, un producto típico denominado "miel de islas", que posee características muy apreciadas en los mercados internacionales, polen para la cosecha comercial, y el crecimiento de las colmenas, propóleos de buena calidad, y material vivo en gran parte del territorio. En la presente comunicación se reportan resultados sobre las prácticas más convenientes que se realizan en base a la investigación y experimentación desarrollada sobre estos sistemas productivos integrados en la Estación Experimental Agropecuaria Delta del Paraná de INTA.

Palabras clave: *Salix* spp; Sistemas silvoapicolapastoriles; Delta del Río Paraná.

Abstract

*Forestation with Salicaceae, livestock farming, and beekeeping are traditional production activities in the Delta (1,750,000 ha). Willow forestations (65,000 ha), and marshland soils in the Lower Delta have good superficial drainage, making them naturally apt for cultivation. In turn, livestock farming and beekeeping take place in almost all the territory. For the past 20 years, a great proportion of the beef cattle from the pampas has been moved to the island grasslands and the Salicaceae forestations due to crop expansion in the country. This has caused a fundamental change in production, many times turning forestations into silvopastoral systems (SPSs), silvopastoral systems with beekeeping (SSBs), and/or agrosilvopastoral systems (APSs). The purpose of these systems is producing willow timber for various uses, meat and apiculture products based on the market's demand for quality in the natural grasslands of the region. Livestock farming predominates in most of the area, using vast extensions of high-quality natural grasslands, and high volumes of drinking water from the wetlands in the Delta. In addition, native and exotic vegetations provide *Apis mellifera* bees with*



adequate nutritional quality and contribute, among others, with a typical product known as "island honey", which has unique characteristics and is highly valued in international markets, as well as enough pollen for commercial harvest and beehive growth, high-quality propolis, and living material in a great portion of the territory. This document reports the results associated with the most convenient practices carried out based on research and experiments about these integrated systems conducted in INTA's Agricultural Experimental Station in the Delta of the Paraná River.

Keywords: *Salix spp.*, silvopastoral systems with beekeeping, Lower Delta.

INTRODUCCIÓN

La forestación con salicáceas, la ganadería y la apicultura son actividades productivas relevantes en el bajo Delta del Paraná (350.000 ha). Muy a menudo interactúan entre sí conformando sistemas silvopastoriles (SSP), silvoapícolapastoriles (SAP) y/o agrosilvopastoriles (SA) y constituyen una alternativa productiva en constante crecimiento en la región. Si se manejan las interacciones entre los diferentes componentes del sistema, pueden generarse sustentablemente, a corto plazo, miel y otros productos de la colmena (polen, material vivo), a mediano plazo una producción ganadera (bovina, ovina y en mucho menor escala, bubalina y caprina) y a largo plazo una producción forestal. Este nuevo concepto constituye un nuevo desafío para productores pequeños, medianos y grandes del Delta del Paraná.

La superficie forestada con sauces se estima en 65.000 ha y los suelos de bañado, con buen drenaje superficial, resultan naturalmente aptos para su cultivo. Si bien el principal destino de la madera es la industria del triturado y la pulpa para papel (95%), la misma presenta muy buena aptitud para el aserrado y el debobinado. El uso actual de la madera aserrada es la cajonería para carnes, frutas y verduras (5%) (Casaubon E., 2014) y hay buenas experiencias de uso de la madera de sauce en mueblería (Atencia, 2010) y en la fabricación de viviendas (Sanchez Acosta *et al.*, 2014).

La ganadería y la apicultura son actividades tradicionales prácticamente en todo el Delta (1.750.000 ha). Durante los últimos 20 años, una importante proporción del ganado vacuno pampeano se trasladó desde el continente a los pastizales isleños y a las forestaciones de salicáceas del bajo Delta a causa de la expansión de los cultivos agropecuarios, en especial de la soja, en áreas ganaderas del país (Rossi *et al.*, 2014) provocando un cambio productivo fundamental en la región. El Delta posee una extensa superficie con buena oferta de forraje, y agua con buena aptitud como bebida para el ganado lo cual lo convierte en un área con un elevado potencial para la producción de carne en sistemas naturales.

Las Salicáceas constituyen a su vez un importante recurso para la producción apícola de la región permitiendo su diversificación y en algunos casos la obtención de productos diferenciados (miel y polen monoflorales de sauces) con potencialidad para la organización de sistemas de producción silvoapícola (Gurini *et al.*, 2009). El importante ingreso de polen de *Salix* al comienzo de temporada facilita la multiplicación de las colmenas. Asimismo, bajo los montes de *Salix* se identificaron especies de reconocido uso apícola tales como: *Iris pseudacorus*, *Polygonum spp.*, *Ligustrum sinense*, Poaceae y *Carex riparia* (Guirini *et al.*, 2018). La miel argentina es valorada por su calidad en los mercados más exigentes del mundo (Ferrere y Gurini, 2015).



Suelos: En general los suelos del Delta poseen mayor aptitud para el cultivo del sauce (80%) que del álamo (20%). En lo referente a la actividad forestal el establecimiento de estos sistemas requiere de la organización del área de plantación, identificando en principio el sitio más apropiado para cada cultivar que se proponga instalar. En general, los suelos bajos de bañado, franco-arcillo-limosos, bien drenados y con pH ácidos a neutros conforman muy buenos sitios de plantación para sauces, mientras que los suelos arcillosos, y/o los mal drenados no deberían utilizarse con un fin productivo. Por otra parte, árboles bajo estrés por haber sido implantados en sitios inapropiados son altamente susceptibles al ataque de plagas y enfermedades.

Manejo del agua: Como los sauces no toleran las aguas estancadas resulta imprescindible realizar un adecuado manejo del agua, para lo cual es necesario sistematizar el terreno, mediante la construcción de canales, zanjas y sangrías de drenaje para facilitar el ingreso del agua a la plantación en épocas de sequía, y el egreso en época de intensas precipitaciones y aguas bajas del río. En muchas ocasiones se cuenta con un sistema de bombeo y de compuertas que facilitan el movimiento del agua y su oxigenación dentro del sistema. Es conveniente además efectuar el control de la profundidad de la napa freática dentro de cada rodal mediante la instalación de una red de freatómetros, situando la misma en un nivel de capa oscilante cercano a la superficie (Casabon, 2012).

Cuadro 1: Material genético en parcelas experimentales y ensayos de SSP.

Clones tradicionales	Ensayo
<i>Salix babylonica</i> x <i>Salix alba</i> `Ragonese 131-25 INTA`	2000, 2002, 2003, 2005
<i>Salix babylonica</i> x <i>Salix alba</i> `Ragonese 131-27 INTA`	2000, 2003, 2005
<i>Salix matsudana</i> x <i>Salix alba</i> `Barrett 13-44 INTA`	2005
<i>S. nigra</i> `Alonzo nigra 4 INTA`	1993, 2002, 2005
<i>Salix matsudana</i> x <i>Salix alba</i> `26992`	2005
<i>Salix matsudana</i> x <i>Salix alba</i> `26992`	2005
Clones mejorados en 2013	
<i>S. nigra</i> x ? `Ibicuy INTA-CIEF`	2014, 2015
<i>S. matsudana</i> x <i>S. alba</i> `Agronales INTA-CIEF`	2014, 2015
<i>S. matsudana</i> x <i>S. nigra</i> `Lezama INTA-CIEF`	2014
<i>S. matsudana</i> x <i>S. alba</i> `Los Arroyos INTA-CIEF`	2014, 2015
<i>S. alba</i> x ? `Yaguareté INTA-CIEF`	2014, 2015

Material genético: Las recomendaciones de carácter preliminar de la presente comunicación se realizan sobre la base de investigaciones y experimentaciones desarrolladas en la Estación Experimental Agropecuaria Delta del Paraná, en ensayos establecidos entre 1993 y 2014. En los



mismos (Cuadro 1) se ha considerado la exploración de una diversidad de clones, entre los que se cuentan los "tradicionales" (material genético obtenido o introducido al país entre 1957 y 1970) y los mejorados e inscriptos últimamente, como resultado del Programa de Mejoramiento del INTA (Cerrillo, 2016).

Materiales de propagación: El material habitualmente utilizado para instalar una plantación de sauces con destino al triturado y la pulpa para papel es la "estaca", un trozo de rama de 0,60 ó 0,70 m de largo; los "estacones" (hasta 1,5 m de largo) para forestar generalmente terrenos bajos sin una adecuada preparación, y las "guías" (entre 3 y 4 metros de largo) para forestar los pajonales, para reposición de plantas muertas al segundo año de plantación, y para la instalación de SSP.

Con el fin de acelerar el ingreso de animales al sistema y producir simultáneamente madera de calidad para múltiples usos, en 2005 se instalaron ensayos silvopastoriles utilizando barbados (guías de un año de edad con raíz) como material de propagación de `Ragonese 131-25` INTA, `Ragonese 131-27` INTA, `Barrett 13-44` INTA, `Alonzo nigra 4` INTA, `26992` y `26993` logrando en todos los casos un 100% de prendimiento. La distancia entre plantas utilizada fue de 5x5 m. La copa globosa de la mayoría de los clones comerciales permitió el pastoreo del ganado solamente entre el 2° y el 5° año de plantación, ya que el sombreado del suelo dificultó el desarrollo del forraje debajo de las parcelas (Casaubon *et al.*, 2011).

En 2014 se repitió la experiencia utilizando los nuevos sauces mejorados `Agronales INTA-CIEF`, `Los Arroyos INTA-CIEF` y `Lezama INTA-CIEF`, logrando nuevamente un prendimiento del 100%. La distancia de plantación utilizada en esta oportunidad fue de 6x6 m y se utilizaron clones que poseen una copa estrecha procurando mantener el buen desarrollo de las pasturas naturales hasta el turno de corta (10 a 12 años).

Distanciamientos de plantación: Como el principal uso de la madera de sauce es la industria del triturado y la pulpa para papel (95%), las altas densidades de plantación (2x3 m, 3x3 m y similares) resultan habituales en la región. Si bien el mayor ingreso de animales se realiza en las plantaciones de álamos situadas en los terrenos más altos, en las plantaciones de sauces tradicionales, de copa globosa, los animales ingresan al sistema al 4°, 5° ó 6° año de edad de la plantación y permanecen solo uno, dos ó tres años ya que el sombreado del dosel arbóreo impide el normal desarrollo de los pastizales naturales.

En los nuevos distanciamientos ensayados, del tipo 4x4 m, 5x5 m y 6x6 m, sumado a la utilización de clones multipropósito, de copa más estrecha y cilíndrica, el ingreso del ganado al sistema puede acelerarse y permanecer dentro del mismo un tiempo mayor, cercano o igual al turno de corta.

Herbivoría: En relación al comportamiento del ganado vacuno de cría frente a la herbivoría se observó que los animales consumen ávidamente hojas y brotes tiernos que crecen en el fuste después de una poda sistemática, sin embargo, cuando la disponibilidad de forraje resulta adecuada no se producen daños, desgarros o descortezamientos, ni aparecen plantas tumbadas a causa del ramoneo o rascado del animal (Casaubon *et al.*, 2009 y Casaubon *et al.*, 2011).

En el ensayo SA instalado en la EEA Delta del Paraná en el año 2014, utilizando los clones `Lezama INTA-CIEF`, `Agronales INTA-CIEF` y `Los Arroyos INTA-CIEF`, se pudo observar que plantando guías (R1) y barbados (R1T1) de sauce a 6x6 m, los animales ingresaron al sistema a los 10 meses de haber



sido plantado, sin que se produjeran daños de importancia en los materiales de propagación utilizados (Casabon *et al.*, 2016a). Este ensayo, próximo a cumplir 4 años de edad, los animales ingresaron en 7 oportunidades al sistema.

Poda sistemática del fuste: Si bien la presencia de nudos pequeños en la madera de sauces le confiere un mayor atractivo para la industria del mueble, se ensayó cual era la mejor época de poda en los clones `Ragonese 131-25` y `Ragonese 131-27`. Las podas de formación se realizaron desde el primer año y en las cuatro estaciones, eliminando todas las ramas hasta los primeros 7 metros de altura del fuste para generar madera libre de nudos o con presencia de nudos pequeños, para usos sólidos. Mientras que las podas de primavera y verano presentaron una menor cantidad de ramas chuponas (brotes epicórmicos) en el fuste, la cicatrización de las heridas fue adecuada en todas las temporadas. El clon `Ragonese 131-25` presentó mayor cantidad de brotes epicórmicos después de la poda que su clon hermano `Ragonese 131-27` (Casabon *et al.*, 2006; Casabon *et al.*, 2016b).

Valor forrajero de las hojas de sauce: Las hojas de sauce especialmente en primavera y verano constituyen un complemento alimenticio de alta calidad para el ganado. Análisis de calidad forrajera efectuados en hojas determinaron valores de Proteína Bruta de 19% como promedio de las cuatro temporadas superando a las obtenidas en el pastizal natural (9,84%). En primavera estos valores ascendieron a un 29,47% en hojas de sauce, mientras que en el pastizal natural fueron de un 12,91% (Casabón *et al.*, 2017).

Pasturas naturales: En el sotobosque del SSP y SAP de la región, después de un disturbio en el suelo ocasionado por herramientas y/o por el ingreso del ganado vacuno, se identificaron las siguientes especies vegetales con buena aptitud forrajera: *Carex riparia* (Pajilla), *Phalaris angusta* (Alpistillo), *Lolium multiflorum* (Rye grass), *Bromus catarcticus* (Cebadilla), *Paspalum urvillei* (Pasto macho), *Amorpha fruticosa* (Sauce indio, Falso índigo) (Casabon, 2017). Algunas de las especies vegetales espontáneas presentes en el sistema cumplen variadas funciones, como el Sauce indio (*Amorpha fruticosa*); posee proteína bruta en hojas del orden 23% (Rossi *et al.*, 2014) y son preferidas por el ganado vacuno y por las hormigas. Sus flores son utilizadas por las abejas y además, por ser una leguminosa, fija nitrógeno en el suelo.

Manejo ganadero: La producción ganadera, primordialmente los rumiantes bovinos (razas Aberdeen Angus y Hereford), ovinos (Corriedale, Romney y Hampshire down), bubalinos, caprinos y equinos predominan actualmente en casi toda la superficie de la región y utilizan amplias extensiones de pasturas naturales de buena calidad y agua para beber propia de los humedales del Delta. El ganado contribuye en el sistema al desmalezado de las plantaciones incorporando nutrientes en la superficie del suelo en forma de excrementos, a su vez el suelo cubierto por los árboles y la hojarasca es protegido de la erosión y la presencia de raíces facilita una mejor aireación y penetración del agua. La ganadería vacuna es cuestionada por las emisiones de gases del efecto invernadero, así como por sus efectos sobre la degradación de los suelos en tierras marginales. Para seguir creciendo en número de cabezas se deben encontrar soluciones inteligentes a esos efectos negativos; y la asociación de la ganadería con plantaciones podría ser una de ellas.

Efecto antihelmíntico de las hojas de sauce: Los nematodos gastrointestinales constituyen serias limitantes a la productividad y al bienestar animal de todos los herbívoros domésticos y el control de estos parásitos actualmente depende casi exclusivamente de la administración de drogas



antihelmínticas. Extractos de hojas de `Yaguareté INTA-CIEF`, `Ibicuy INTA-CIEF`, `Agronales INTA-CIEF` y `Los Arroyos INTA-CIEF`, poseen actividad ovicida y larvica "in vitro" en el control de una cepa pura de *Haemonchus contortus*, un nematodo muy importante en rumiantes debido a sus efectos adversos sobre la producción ganadera (Schapiro *et al.*, 2016). De poder demostrarse este efecto "in vivo" podría abrir un camino en el tema de las producciones de carne sustentables en el Delta del Paraná, con denominación de origen.

Manejo de colmenas de *Apis mellifera*: El ensayo de SAP instalado en el año 2014 en la EEA Delta, cuenta con una cortina de *Eucalyptus* spp., manejo de pasturas naturales y un apiario de 25 colmenas (López *et al.*, 2018). Se estableció una relación entre los productos obtenidos, los recursos provistos por el ensayo y las masas forestales adyacentes. Se colocaron tres trampas de polen y tres mallas matrizadas para la recolección de propóleos. Se tomaron tres muestras de miel inmadura y tres de miel operculada. Se multiplicaron las colmenas mediante la obtención de núcleos. Se realizó el relevamiento de flora durante una temporada productiva, registrando la floración, y se compararon las especies presentes en el ensayo y el recurso utilizado por las abejas. La calidad de los productos apícolas obtenidos se determinó mediante análisis de origen botánico, propiedades físico-químicas y sensoriales para la miel, origen botánico y contenido de proteínas para el polen. Se elaboraron los períodos de floración de las especies utilizadas como recurso por las abejas. Se identificaron dieciséis géneros o especies dominantes y/o secundarios en las cargas de polen analizadas y doce en las mieles. Las abejas utilizaron como recurso más destacado para la obtención de polen, miel y propóleos, a las especies arbóreas presentes (*Salix* sp., *Eucalyptus* sp., *Populus* sp.), incorporando algunas especies arbustivas (*Rubus caesius*, *Amorpha fruticosa*, *Baccharis* spp. y *Ligustrum* spp.) y herbáceas (*Carduus* sp., *Melilotus alba*, *Trifolium repens*, *Iridaceae* y *Brassica* sp.) (López *et al.*, 2018).

Manejo de hormigas cortadoras de hojas (*Acromyrmex* spp.): La vegetación natural de crecimiento espontáneo comúnmente llamada "maleza", y las hormigas cortadoras de hojas, son consideradas ambas perjudiciales especialmente en la etapa de instalación de un sistema silvopastoril (SSP). Sin embargo, esta vegetación es un componente importante de los agroecosistemas, dado que colabora con el control de la erosión, mantiene la humedad e incrementa la materia orgánica y el nitrógeno del suelo, preserva los insectos benéficos y la vida silvestre.

Estas hormigas podrían manifestar menor incidencia de daño a las forestaciones de sauces, si se mantiene una vegetación circundante que provea de otra fuente de especies "palatables" como alternativa de colecta. Especies del estrato herbáceo que reúnen estas características son: *Ligustrum sinense*, *Rubus* sp., *Amorpha fruticosa*, *Iris pseudacorus*, *Solidago chilensis*, *Brassica* sp., *Morus alba* y *Phytolacca americana* entre otras. La búsqueda e identificación de especies preferidas por las hormigas cortadoras entre la vegetación espontánea que rodea a las plantaciones, abre la posibilidad de utilizarlas como herramienta en un programa de manejo sustentable (Casabon *et al.*, 2015; Perri *et al.*, 2015). Asimismo, en ensayos donde se plantaron 4 clones de *Salix* spp se observó un daño diferencial por parte de las hormigas. El clon preferido fue el Soveny Americano y el menos afectado fue el *Salix nigra* 4 (Perri *et al.*, 2017).

Manejo de Avispa sierra (*Nematus oligospilus*) y el Taladro de los forestales (*Megaplatypus mutatus*): Dada la importancia de la predación como factor de mortalidad denso-dependiente en



las abundancias de las larvas de *N. oligospilus* y ejemplares adultos de *M. mutatus*, se recomienda mantener la diversidad vegetal como refugio de pájaros y enemigos naturales de esta plaga.

Otras especies animales presentes en el SAP: En las plantaciones bien manejadas del Delta es común observar la presencia de *Blastoceros dichotomus* (ciervo de los pantanos), *Hydrochaeris hydrochaeris* (carpinchos), *Lontra longicaudis* (Lobito de río), gato montés (*Leopardus geoffroyi*) y de aves frugívoras e insectívoras.

Beneficios: El pastoreo bajo plantaciones forestales es una alternativa factible gracias a la generación de ingresos tempranos, antes del turno de corta forestal y a la reducción de los costos de control de malezas durante los primeros años. Bajo la modalidad descrita, el SSP y/o SAP puede instalarse dentro del primer año de plantación. Los beneficios de manejar las plantaciones de manera sustentable son los siguientes: se produce un mayor crecimiento individual por planta, un mayor volumen de madera de calidad para usos múltiples, una mayor homogeneidad del cultivo, un mayor porcentaje de fustes rectos y cilíndricos, un mayor rendimiento de plantas por hectárea, un mayor acceso al agua de la napa freática y una mayor cantidad de forraje debajo de las plantaciones. A su vez, una menor pérdida de plantas por heladas tardías, un menor ataque de hormigas, un menor porcentaje de madera de tensión, un menor volumen de madera manchada por presencia de aguas estancadas, una menor cantidad de plantas muertas en pie, una menor competencia con las malezas, y un menor riesgo de incendios forestales ya que el forraje está siempre verde y disponible para el ganado (Casaubon *et al.*, 2016b).

Según Murgueitio *et al.*, (2006) el ganado vacuno pastoreando bajo la sombra de los árboles sufre menos el estrés por altas temperaturas que en un sistema ganadero puro. El ganado puede ingresar tempranamente al sistema y consumir especies forrajeras arbóreas, arbustivas y herbáceas nutricionalmente valiosas presentes en el sotobosque. Los árboles proveen sombra y refugio para el ganado, y capturan dióxido de carbono producido por los animales, conformando los sistemas integrados denominados climáticamente inteligentes por su activa participación en la disminución de los gases del efecto invernadero.

La forma de la copa de los árboles juega asimismo un rol importante en el sombreado del sotobosque. El efecto neto sobre la producción forrajera depende del grado de sombreado de las especies involucradas. Una reducción de la densidad del estrato arbóreo, incrementa la productividad del estrato herbáceo debido a una disminución de la competencia por la luz, agua y nutrientes. A su vez la combinación de pasturas y árboles forrajeros incrementa el valor nutritivo de la dieta animal, mientras que la hojarasca de los árboles estimula el ciclaje de nutrientes, protege el suelo y mejora su fertilidad.

Por otra parte surge además la posibilidad de producir sustentablemente carnes y productos de la colmena en ambientes poco o nada contaminados del Delta lo cual podría conferirles a estos productos un valor diferencial.



Bibliografía

- Atencia, M.E. 2010. Usos sólidos de madera de sauce: tecnología de corte y secado. Actas Jornada Técnica Sauce. EEA Delta, INTA. ISSN 1514-3910. pp. 62-73.
- Casaubon, E.; Casado, V.; Cerrillo, T.; Gurini, L.; Gamietea, I.; Fernandez, M.; Ravalli, J.; Madoz G. y Cueto, G. 2017. Valor forrajero de hojas de sauce (*Salix* spp.) y del pastizal natural en el Delta del Paraná. 40° Congreso Argentino de Producción Animal. Ciudad de Córdoba. Argentina
- Casaubon, E.; Cornaglia P.; Peri P.; Gatti M.; Clavijo M.; Borodowski E. and Cueto G. 2016b. Silvopastoral Systems in the Delta Región of Argentina. Capítulo III in Peri, Pablo Luis; Dube, Francis; Varella, Alexandre. Editors. Silvopastoral Systems in Southern South America. Springer International Publishing 2016. Pp 41-62 ISSN/ISBN: ISSN 1875-1199. Advances in Agroforestry. ISBN 978-3-319-24107-4. DOI 10.1007/978-3-319-24109-8. ISSN 18751202 (electronic). ISBN 978-3-319-24109-8 (eBook).
- Casaubon, E. & Cerrillo T. 2016a. Establishment of silvopastoral systems in the Delta of the Parana River: rooted and un-rooted pole cuttings willow as propagating material. 25th Session International Poplar Commission (IPC-FAO). Berlín. Alemania.
- Casaubon, E.; Gorosito, N.; Perri, D.; Gurini, L.; Fernández, P. 2015. Rol de la vegetación espontánea en el manejo de hormigas cortadoras en un sistema silvopastoril de salicáceas en el delta del Paraná. VIII Congreso Internacional de Sistemas Agroforestales y III Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. ISBN: 978-987-521-611-2. Actas VIII Congreso Internacional de Sistemas Agroforestales y III Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles (Ed. Peri, P.L.), pp. 671. Ediciones INTA.
- Casaubon, E. 2014. Manejo silvicultural del sauce orientado a la producción de madera de calidad para usos sólidos en el delta del río Paraná. Cuarto Congreso Internacional de Salicáceas. La Plata. Argentina.
- Casaubon, E. 2012. Silvopastoral systems with *Salix* in the lower delta of the Paraná river (Argentina). 24th Session International Poplar Commission. Dehradun, India.
- Casaubon, E.; Cueto, G.; Madoz, G. 2011. Comportamiento dasométrico e interacciones entre clones de sauces y ganado vacuno en un sistema silvopastoril del Delta del Río Paraná. 3er Congreso Internacional de Salicáceas. Neuquén. Argentina.
- Casaubon, E.; Cueto, G.; González, A. 2009. Interacciones entre clones de sauces y ganado vacuno en un sistema silvopastoril del bajo delta del río Paraná. II° Jornadas de Salicáceas. Mendoza. Argentina.
- Casaubon, E., Cueto G., Gonzalez, A. 2006. Rebrote de ramas en *Salix babylonica* x *Salix alba* 'A 131-27' frente a dos intensidades de poda sistemática del fuste. Primeras Jornadas de Salicáceas. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. Argentina.
- Cerrillo, T.; Grande, J.; Monteoliva, S; Lúquez, V; García, A; Braccini, F; Hernandez, P; Thomas, E; Amico, E; Fosco, I; Achinelli, F; Casaubón E, R Villaverde. 2016. "Advances in a Willow (*Salix* Spp) Breeding Programme in Argentina for Different Wood Applications". Disertación en reunión plenaria de la 25ª Sesión de la Comisión Internacional del Álamo (ICP-FAO, Berlín, 13 al 16 de septiembre de 2016.
- Ferrere P. y Gurini L. 2015. Un nuevo modelo productivo integrado: El sistema silvoapícola pastoril. VIII Congreso Internacional de Sistemas Agroforestales y III Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. ISBN: 978-987-521-611-2. Actas VIII Congreso Internacional de Sistemas Agroforestales y III Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles (Ed. Peri, P.L.), pp. 333-335. Ediciones INTA.
- Gurini, L.; Basilio, A.; Fracassi, N. y Casaubon, E. 2009. Los géneros *Salix* y *Populus* como recurso para la obtención de productos de la colmena de abeja doméstica (*Apis mellifera*) en el Bajo Delta del Paraná. Jornadas de Salicáceas. Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza. Argentina.
- Gurini, L.; Casaubón, E.; Basilio, A. Lopez, V. 2018. Recurso apícola ofrecido por la flora acompañante de las plantaciones de Salicáceas en el Bajo Delta del Paraná XIII Congreso Latinoamericano de Apicultura Filapi. Montevideo. Uruguay.
- Lopez, V.; Gurini, L.; Casaubón, E. 2018. Recursos apícolas en un sistema silvoapicolapastoril, con Salicáceas, instalado en el Bajo Delta Bonaerense (Argentina). XIII Congreso Latinoamericano de Apicultura Filapi. Montevideo. Uruguay.
- Murgueitio E., Arellar P., Ibrahim M., Gobbi J., Cuartas C., Naranjo J., Zapata A., Mejía C., Zuluaga A., Casasola F. 2006. Adopción de sistemas agroforestales pecuarios. Pastos y Forrajes, 29(4):365-383.
- Perri, D.; Casaubon, E.; Gorosito, N.; Gurini, L.; Fernández, P. 2015. Vegetación espontánea preferida por hormigas cortadoras en plantaciones de salicáceas en el delta del Paraná. V Congreso Latinoamericano de Agroecología. La Plata. Buenos Aires. Argentina.
- Perri, D., Jimenez N y Fernández P. 2017. Diversidad biológica como estrategia de manejo de hormigas cortadoras de hojas en plantaciones de Salicáceas. III Jornadas Argentinas de Sanidad Forestal. Universidad Nacional de Luján. Ciudad de Luján. Agosto.
- Quintana, R., Bó, R., Astrada, E., Reeves, C. 2014. Lineamientos para una ganadería ambientalmente sustentable en el Delta del Paraná. Wetlands International. Pp 116.



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

Rossi C., De Magistris A., González G., Carou N., De Loof N. 2014. Plantas de interés ganadero de la región del Bajo Delta del Paraná (Argentina). 1° edición. Lomas de Zamora: Editorial UNLZ. Facultad de Ciencias Agrarias. E-Book. ISBN 978-987-45490-2-0.

Sánchez Acosta, M., Cerrillo, T. y Casaubon E. 2014. Proyecto de construcción de viviendas rurales con madera de clones de *Salix* spp. de INTA Delta y de *Eucalyptus grandis*. Cuarto Congreso Internacional de Salicáceas. La Plata. Argentina.

Schapiro, J.; Casaubon E.; Morici G.; Salvat A.; Di Ciaccio, L.; Cerrillo T.; Gamietea I.; & Caracostantogolo, J. 2016. Ovicidal and larvicidal in vitro activity of eighth *Salix* clone extracts against a pure strain of *Haemonchus contortus*. 25th Session International Poplar Commission. Berlín. Alemania.



SISTEMAS SILVOAPÍCOLAPASTORILES CON ÁLAMOS EN EL DELTA DEL PARANÁ

SILVOPASTORAL SYSTEMS WITH BEEKEEPING AND POPLARS IN THE DELTA OF THE PARANÁ RIVER

Casabón, Edgardo (*1); Laura Gurini (1); Carolina López (1); Alba González (1) y Guillermo Madoz (1).

⁽¹⁾ Estación Experimental Agropecuaria Delta del Paraná (INTA), Campana, Buenos Aires, Argentina

*casabon.edgardo@inta.gov.ar. E.E.A. Delta del Paraná. Río Paraná de las Palmas y Canal L. Comas. Campana, C.C. 14, (2804), Buenos Aires, Argentina.

Resumen

El área cultivada con álamos en el bajo Delta del Río Paraná se estima en 14.000 ha. Ante el incremento de ganado vacuno en el Delta bonaerense, INTA Delta se abocó al desarrollo de sistemas silvopastoriles (SSP) y silvoapícolapastoriles (SSAP) a fin de obtener en un mismo predio madera, pastos, carne y productos de la colmena en forma sustentable. Se estiman en 48.000 las hectáreas endicadas y con mayor aptitud para los SSP. Desde el punto de vista silvícola es factible utilizar nuevos materiales de propagación (guías de uno y dos años de edad, sin raíz, plantadas a profundidad) producidos en viveros con amplios distanciamientos (1x1m); un menor número de plantas por hectárea (6x6m); controlar la capa freática y mantener las redes de drenaje, favoreciendo el egreso del agua de lluvia en épocas de intensas precipitaciones y el ingreso de agua del río en períodos de sequías, disponiendo de agua para bebida de los animales y el crecimiento de árboles y pasturas. Esta nueva silvicultura facilita el ingreso del ganado a las forestaciones al primer año, reduciendo el lucro cesante que se produce entre la plantación y la instalación del SSP propiamente dicho. El pastoreo animal y el laboreo del suelo favorecen la aparición de especies forrajeras tales como *Lolium multiflorum*, *Bromus catharticus*, *Phalaris angusta*, *Paspalum urvillei*, *Trifolium repens* y otras. La apicultura es otra de las actividades productivas importantes de la región. La vegetación natural y las plantaciones de Salicáceas brindan una calidad y cantidad de polen adecuadas para el desarrollo de las colmenas y para la cosecha comercial y propóleos de muy buena calidad. La escasez de rutas y cultivos que utilizan agroquímicos facilitan el desarrollo de una producción orgánica que puede llegar a certificarse.

Palabras clave: *Populus deltoides*; Sistemas agrosilvopastoriles; Delta del Río Paraná.

Abstract

The area planted with *Populus spp* in the Lower Delta of the Paraná is estimated around 14,000 ha. Due to the increase in beef cattle in the Delta of Buenos Aires Province, INTA Delta has made efforts to develop silvopastoral systems (SPSs) and silvopastoral systems with beekeeping (SSBs) in order to sustainably obtain timber, pastures, beef and bee products in the same site. The embanked, most apt area for SPSs is estimated to be 48,000 ha. From a forestry perspective, it is feasible to use new propagation materials (one and two-year old pole cuttings, no roots, deeply planted) produced in nurseries keeping generous space (1x1 m); a smaller number of plants per hectare (6x6 m); to control ground-water level and keep drainage networks, allowing rainwater outflow in times of high precipitation and river water inflow in times of drought, providing water for animals, and good pasture and tree growth. This new kind of silviculture facilitates the introduction of cattle in forestations during the first year, thus reducing the loss of profit taking place between planting and establishing the SPS itself. Cattle grazing and superficial soil tillage stimulate the appearance of forage species such as *Lolium multiflorum*, *Bromus catharticus*, *Phalaris angusta*, *Paspalum urvillei*, *Trifolium repens*, among others. Beekeeping is another important production activity in the region. Natural vegetation and Salicaceae plantations provide good quality and abundant pollen for beehive development and commercial harvest, and high-quality propolis. Furthermore, the shortage of roads and crops using agrochemicals allow



for the development of an organic production which adds value to the products that may eventually be certified.

Keywords: *Populus spp*; silvopastoral systems with beekeeping, Lower Delta.

INTRODUCCIÓN

Los SSP en el Delta del Paraná constituyen una importante alternativa para grandes, medianos y pequeños productores, ya que ofrecen una posibilidad de diversificación y de eficiencia en la utilización de los recursos naturales disponibles sin producir grandes transformaciones en los sistemas productivos. Pueden citarse como ventajas competitivas, la proximidad a los centros de concentración, comercialización y consumo que junto al conocimiento del origen de la madera, de la hacienda y de la miel que se produce, confieren al producto final una calidad diferencial que puede certificarse (Gonzalez *et al.*, 2006; Casaubón, 2013).

El área cultivada con Salicáceas en el bajo Delta del Río Paraná se estima en 80.000 ha; 14.000 de las cuales corresponden a álamo y las restantes a sauces. Los rendimientos promedios en álamos se calculan en 20 a 25 m³ha⁻¹ año⁻¹, con turnos de corta entre 12 y 14 años y rendimientos promedio de 200 a 400 m³ ha⁻¹ (MAGyP, 2011). Los sitios más apropiados para su cultivo son los suelos altos de albardón, caídas de albardón y los bañados sistematizados, de la familia franca gruesa, moderadamente bien drenados y con una profundidad efectiva superior a los 60 cm. Los clones comercialmente más plantados son *Populus deltoides* `Australiano 129/60`, *Populus deltoides* `Australiano 106/60` y `Mississippi Slim` (*Populus deltoides* `Stoneville 67`) (Borodowski *et al.*, 2014). La producción silvopastoral está estrechamente ligada a las plantaciones de álamo. Se estiman en 48.000 las hectáreas endicadas y con aptitud para los SSP bajo álamos en el bajo Delta del Río Paraná (Gaute *et al.*, 2007).

El hábito de ingresar ganado vacuno a las forestaciones de Salicáceas no con un fin productivo sino para minimizar la ocurrencia de incendios de pastizales y forestales, constituyó una técnica tradicional en el bajo Delta del Paraná. La práctica forestal, acompañada en mayor o menor grado por la ganadería y el pastoreo bajo las plantaciones, es una alternativa que resulta técnica y financieramente factible, ya que posibilita la generación de ingresos tempranos, previos al turno de corta forestal y la reducción de los costos de control de malezas fundamentalmente durante los primeros años de instalación del cultivo (Casaubon *et al.*, 2016).

La región del Delta se caracteriza por presentar dos componentes fundamentales para el desarrollo de la ganadería, la presencia de agua apta para el consumo animal y una extensa superficie con abundantes especies nativas o espontáneas de excelente calidad (Quintana, 2014), que constituyen la principal fuente forrajera para los diferentes sistemas ganaderos de producción de carne y tipos de actividad (cría, recria y engorde) que se desarrollan en la región. Muchas especies vegetales que crecen espontáneamente superan los valores nutricionales considerados de buena calidad (González *et al.*, 2008). En el Delta se puede pensar en desarrollar una producción de carne con pautas ambientalmente sustentables (Quintana *et al.*, 2014).

La presencia de ganado vacuno en el Delta fue citada por Galafassi (2005) desde la época de los jesuitas (Siglo XVIII), sin embargo en los últimos 20 años, se produjo un fuerte incremento en el



número de cabezas originado en el aumento de los cultivos agropecuarios en las áreas netamente ganaderas de tierra firme. Ante dicha realidad las investigaciones en INTA Delta se orientaron hacia los Sistemas Silvopastoriles (SSP), Silvoapícolapastoriles (SSAP) y Agroforestales (SA) modificando la silvicultura tradicional y el sistema ganadero convencional, con el fin de obtener en un mismo predio madera, pastos, carne y/o productos de la colmena en forma sustentable.

La apicultura es otra de las actividades productivas importantes de la región; los inmigrantes europeos introdujeron la abeja (*Apis mellifera*) al bajo Delta a fines del siglo XIX y principios del XX cuando la actividad preponderante en la región era la fruticultura (Gurini, 2014). La vegetación natural y las plantaciones de sauces y álamos ofrecen en la actualidad una calidad nutritiva adecuada para el desarrollo de las colmenas y aportan abundante polen para la cosecha comercial y propóleos de muy buena calidad. Asimismo la escasez de rutas y de cultivos que utilicen agroquímicos facilitan, con un manejo adecuado, el desarrollo de una producción orgánica que les otorgaría un valor agregado a los productos (Basilio *et al.*, 2010). En el sotobosque de *Populus* se registraron especies de interés apícola tales como: *Rubus spp.*, *Baccharis spp.*, *Amorpha fruticosa*, *Lonicera sp.*, *Ligustrum sinense* y *Carex riparia*, con presencias entre el 10 y 80% (Gurini *et al.*, 2018).

Los manejos silviculturales que se realizan tradicionalmente en álamo están orientados mayormente a la producción de madera para usos sólidos (aserrado y/o debobinado) y en menor proporción para la molienda (madera triturada y pulpa para papel) y usos energéticos. Algunos productores líderes del bajo Delta realizan un manejo del rodal que propone un uso más diversificado del árbol y del ambiente. Esta silvicultura permite además producir un mayor volumen de madera por planta para múltiples destinos, lo cual exige en principio un ordenamiento del predio identificando el sitio más adecuado para cada clon en cultivo.

Nuevos materiales de multiplicación: El establecimiento de un SSP demanda estrategias de manejo diferentes a los monocultivos tradicionales. Iniciar el pastoreo a etapas tempranas de la plantación puede causar daños a las jóvenes plantas y hasta provocar su muerte. La decisión de ingresar los animales al sistema tiene que estar de acuerdo con el tamaño inicial de los árboles, lo cual depende a su vez de la calidad de sitio, del tipo de material de multiplicación utilizado y de la disponibilidad de forraje en volumen y calidad.

Desde el punto de vista silvícola resulta habitual utilizar como materiales de propagación guías de uno y dos años de edad, en lugar de estacas, las cuales facilitan un ingreso temprano de los animales al sistema. Estos materiales se producen en estaqueros diseñados especialmente para tal fin, utilizando distanciamientos de plantación superiores a los tradicionales (1mx1m; 1,20x1,20m), los cuales producen guías de mayor diámetro y altura que las originadas en los estaqueros convencionales con distanciamientos más estrechos (Casaubon, 2013).

Posiblemente, la mayor reserva de nutrientes que acumulan las guías en los mayores distanciamientos, determine que el porcentaje de prendimiento de plantas por hectárea resulte superior en guías que en estacas. Tampoco aparecen en guías problemas típicos de enraizamiento y de crecimiento denominados de topófisis y ciclófisis como ocurre habitualmente con las estacas. Utilizando guías de buen tamaño es posible alcanzar porcentajes de prendimiento del 100% y rodales con una mayor uniformidad en el diámetro y altura.



Cuadro 1: Material genético en parcelas experimentales y ensayos de SSP.

Clones de álamos ensayados de guías	Año del ensayo
<i>Populus deltoides</i> `Australiano 106/60`	2002; 2005; 2006.
<i>Populus deltoides</i> `Australiano 129/60`	2002; 2005; 2006.
<i>Populus deltoides</i> `Stoneville 67`	2002; 2006.
<i>Populus deltoides</i> `Stoneville 109`	2002.
<i>Populus deltoides</i> `151/68`	2003.
<i>Populus deltoides</i> `I-72`	2002.
<i>Populus deltoides</i> `125/68`	2002.

La plantación con guías puede iniciarse ni bien los estaqueros hayan perdido sus hojas y, como la longitud de las mismas supera fácilmente los 3 metros de altura, permite ampliar el período de plantación que se extiende prácticamente desde el mes de mayo hasta agosto, ocasionando un menor porcentaje de pérdida de plantas por heladas tardías. Asimismo, como las guías se plantan a una profundidad de 0,80 m a 1 m, profundidad que prácticamente duplica a la de las estacas, facilita el contacto de la base de las guías con la humedad de la capa freática y disminuye la posibilidad de competencia con la vegetación natural que las circunda.

Estas guías poseen además una mayor conicidad lo cual le confiere una mayor resistencia frente al rascado de los animales ganado permitiendo acelerar el ingreso de los animales al sistema ya que por su mayor diámetro a la altura del pecho y por la mayor profundidad de plantación prácticamente no se ve afectado el prendimiento de la guía por acción del ganado, disminuyendo o evitando las pérdidas de plantas por vuelco, tumbado, quebraduras, etc. Esta condición acelera el ingreso del ganado al sistema, aumentando el tiempo de permanencia en el mismo ambiente ya que la baja densidad de plantas facilita la aparición en el sotobosque de un número mayor de especies vegetales en muchas ocasiones de mayor valor forrajero que las originales (Casaubon *et al.*, 2018).

Manejo del agua: El conocimiento de la profundidad de la capa freática, especialmente durante el período vegetativo del rodal, se logra mediante la instalación de freatómetros los que permiten identificar los momentos de escasez y de excesos de agua. Para ello resulta imprescindible mantener limpias las redes de drenaje y facilitar el ingreso del agua del río al sistema en períodos de sequía, favoreciendo su egreso en épocas de intensas precipitaciones disponiendo a su vez de agua como bebida para los animales, el buen crecimiento de los árboles y de las pasturas, brindando un mayor bienestar a los animales, minimizando asimismo la posibilidad de ocurrencia de incendios de



pasturas y forestales. Además, reducir la presencia de aguas estancadas en el rodal minimiza la aparición de manchas oscuras en la madera que ocasionan pérdidas de calidad en el producto final; a su vez y por idéntico motivo se reduce mortandad de plantas y aumenta la superficie con forraje apto para el consumo del ganado.

Densidad de plantación: Los distanciamientos de plantación más comunes son del tipo 5x5 ó 6x6 m. El mayor distanciamiento facilita en los buenos sitios un mayor crecimiento individual por planta en diámetro y altura, la producción de fustes cilíndricos y un volumen mayor de forraje por hectárea.

Podas de formación y sistemáticas: Las podas de formación del fuste y las sistemáticas realizadas durante los primeros años generan madera libre de nudos dentro de los primeros 7 metros de altura, con destino al debobinado y al aserrado de madera de primera calidad dentro de las dos o tres primeras trozas, el aserrado de rollos de segunda categoría dentro de las dos siguientes y posteriormente madera apta para el triturado, papel y los usos energéticos. Las mejores épocas de poda son la primavera y el verano (Casaubon *et al.*, 2006). Las podas de otoño e invierno facilitan el despertar de yemas dormidas con la consecuente aparición de ramas chuponas (brotes epicórmicos) en el fuste de los árboles.

Ingreso del ganado al sistema: Cuando el diámetro a la altura del pecho de las guías iguala o supera los 6 cm de diámetro, el ingreso del ganado a las forestaciones puede realizarse a partir del primer año, reduciendo el lucro cesante que se produce entre la plantación y la instalación del SSP propiamente dicho (Casaubon, 2013). Con distancias de plantación mayores (6x6m, 7x7 m o más), es factible mantener animales dentro del sistema durante todo el turno de corta de la plantación (12 a 14 años).

Valor nutritivo de las hojas de álamo: Las hojas de los álamos resultan un excelente complemento forrajero para el ganado. Poseen valores de proteína bruta y de digestibilidad estimada muy superiores a los del pastizal natural especialmente en los meses de primavera y son además ricas en P y K. El álamo posee en ramas jóvenes y follaje un elevado potencial forrajero y por sus cualidades nutricionales y su palatabilidad, pueden constituir buenos suplementos de la base alimentaria en un sistema silvopastoril (SSP), mejorar la dieta del ganado en pastoreo y aportar un volumen de forraje en períodos de escasez. Sin embargo la preferencia manifiesta del ganado en primavera no se mantiene estable durante todo el período vegetativo del árbol, sino que disminuye considerablemente a mediados del verano y en otoño (Casaubon *et al.*, 2013).

Analizando la composición mineral en hojas de álamo con interés nutricional para el ganado, Carou *et al.*, (2010) determinaron que dichos valores son superiores a los publicados en gramíneas y similares a los informados para leguminosas forrajeras, y que en hojas de *Salix* y *Populus* dichos valores cubren los requerimientos nutricionales para bovinos.

Producción de forraje: Los mayores distanciamientos facilitan el incremento en el volumen de forraje espontáneo que crece debajo de las plantaciones, minimizando a su vez con la presencia del ganado el riesgo de incendios de pastizales, típico del Delta. Por otra parte, el disturbio que se produce por consumo y por pisoteo y/o por el uso de alguna herramienta mecánica, tipo rastra de discos, pisón ó desmalezadora favorece la aparición de especies de mayor valor forrajero que las originales tales como *Lolium multiflorum* (Rye grass), *Bromus catharticus* (Cebadilla), *Phalaris*



angusta (Alpistillo), *Paspalum urvillei* (Pasto macho), *Trifolium repens* (Trébol blanco) (Casabon et al., 2005).

CONCLUSIONES

Los SSP y SSAP con álamos en el bajo Delta del Río Paraná facilitan el establecimiento de pasturas naturales espontáneas de mayor valor forrajero que el pastizal original y la producción de carne y/o productos de la colmena simultáneamente con la obtención de madera para usos sólidos y el triturado.

La ganadería que se practica con esta modalidad no emplea fertilizantes químicos ni uso del fuego permitiendo un proceso de certificación de origen de la producción como

La apicultura es otra de las actividades productivas importantes de la región. La vegetación natural y las plantaciones de Salicáceas brindan abundantes recursos para el desarrollo de las colmenas y para la cosecha de polen comercial y propóleos de muy buena calidad. La escasez de rutas y de cultivos que utilicen agroquímicos facilitan el desarrollo de una producción orgánica que le otorga un valor agregado a los productos que pueden llegar a certificarse.

Bibliografía

Basilio A., Gurini L., Fracassi N. y Fagúndez G. 2010. Apicultura. Bienes y Servicios Ecosistémicos de los Humedales del Delta del Paraná. Wetlands International. Fundación Humedales. ISBN 978-987-24710-2-6.

Borodowski E., Signorelli A., Battistella A. 2014. Salicáceas en el Delta del Paraná: situación actual y perspectivas. Disertación. Actas Jornadas de Salicáceas. La Plata, Buenos Aires, Argentina.

Carou N, De Loof E, Casabón E, González A, Dallorso M. 2010. Mineral composition of willow and poplar leaves of nutritional interest for cattle in silvopastoral systems at the delta of the Paraná River, Argentina. Rev Livest Res Rural Dev 22, N°1. ISSN 0121-3784. www.lrrd.org/lrrd22/1/cont2201.htm.

Casabón E, Gurini L, Cueto G, Arano A, Torrá E, Corvalán G, González A, Ortiz S. 2005. Evaluación del efecto de diferentes labores culturales en un sistema silvopastoril de álamo en el bajo delta bonaerense del Río Paraná. III Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano. Corrientes. Argentina.

Casabon E. 2013. Establecimiento de Sistemas Silvopastoriles: Efecto de la edad del material de multiplicación y manejo del pastoreo con bovinos. Tesis presentada para optar al título de Magister de la Universidad de Buenos Aires, Área Recursos Naturales.

Casabon, E.; Cornaglia P.; Peri P.; Gatti M.; Clavijo M.; Borodowski E. and Cueto G. 2016. Silvopastoral Systems in the Delta Region of Argentina. Capítulo III in Peri, Pablo Luis; Dube, Francis; Varella, Alexandre. Editors. Silvopastoral Systems in Southern South America. Springer International Publishing 2016. Pp 41-62. ISSN/ISBN: ISSN 1875-1199. Advances in Agroforestry. ISBN 978-3-319-24107-4. DOI 10.1007/978-3-319-24109-8. ISSN 18751202 (electronic). ISBN 978-3-319-24109-8 (eBook).

Casabon, E.; Cornaglia, P. and Peri, P. 2018. Establishment of silvopastures: effect of the age of multiplication material and cattle grazing management. Chapter 21 Agroforestry: Anecdotal to Modern Science. J.C.Dagar, V.P.Tewari (eds.). Springer Nature Singapore Pte Ltd. http://doi.org/10.1007/978-981-10-7650-3_21. <https://www.springer.com/in/book/9789811076497>.

Galafassi G. 2005. La Pampeanización del Delta. Sociología e historia del proceso de transformación productiva, social y ambiental del Bajo Delta del Paraná. 1ª Ed. Extramuros. ISBN 987-43-9082-4.

Gaute M, Mari N, Borodowski E, Di Bella C. 2007. Elaboración de un Sistema de Información Geográfica para el monitoreo de polders en el Bajo delta Bonaerense durante el período 1985-2005. Teledetección. Hacia un mejor entendimiento de la dinámica global y regional. Ed. Martin, pp 465-470.



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

González G, Rossi C, Torrá E, De Magistris A. 2006. Caracterización de un Sistema Silvopastoril bajo Normativas de Producción Orgánica en el Delta de Paraná (Argentina). Resúmenes del IV Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la Producción Pecuaria Sostenible. Varadero, Cuba, pp 95–103.

González G, Rossi C, Pereyra A, De Magistris A, Lacarra H, Varela E. 2008. Determinación de la calidad forrajera en un pastizal natural de la región del delta bonaerense argentino. *Zootec Trop* 26(3):223–225.

Gurini, L. 2014. Historia y futuro de la apicultura en el Delta del Paraná. *Boletín Nuestro Delta* N°4.

Gurini, L.; Casaubón, E.; Basilio, A. Lopez, V. 2018. Recurso apícola ofrecido por la flora acompañante de las plantaciones de Salicáceas en el Bajo Delta del Paraná XIII Congreso Latinoamericano de Apicultura Filapi. Montevideo. Uruguay.

MAGyP. 2011. Superficie implantada con álamos y sauces en el delta del Paraná. Fuente área SIG. Dirección de Producción Forestal. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. www.minagri.gob.ar/forestación. Argentina.

Quintana R., Bó R., Astrada E., Reeves C. 2014. Lineamientos para una ganadería ambientalmente sustentable en el Delta del Paraná. *Wetlands International*. Pp 116.



OFERTA FORRAJERA NATIVA DEL SOTOBOSQUE – “ABRA” DEL “CALDENAL PUNTANO”

NATIVE FORAGE OF THE UNDERSTORY – “ABRA” OF THE “CALDENAL PUNTANO”

Becerra, Carlos R. (1); Mónica B. Romero (1); Adolfo E. Castro Luna (1)

⁽¹⁾ PROICO 141116 – FICA-UNSL

Dirección de contacto: bece_ar@yahoo.com, Universidad Nacional de San Luis - Av.25 de Mayo 384 CP 5730-Villa Mercedes (San Luis) Argentina.

Resumen

La situación del sotobosque y pastizal nativos en el “Caldenal Puntano” varía según la radiación solar que recibe, por lo que su productividad y calidad forrajera están directamente relacionados con la cobertura arbórea del ambiente. Se estudió la diversidad de especies que componen la flora nativa en lotes silvopastoriles con bosque de Caldén (*Prosopis caldenia* Burk.). El estudio se realizó en el Establecimiento “El Mollar”, en lotes de uso pastoril invernal para vacas de cría. Se identificaron las herbáceas dominantes en dos ambientes diferenciados por la incidencia de radiación solar (“abra” y sotobosque). En el sotobosque se observó la dominancia de herbáceas anuales que producen forraje según la humedad disponible, destacándose *Bromus brevis* durante el período invernal y *Chenopodium album* en conjunto con *Setaria leucopila* durante el verano. Estas especies presentan una producción forrajera potencial elevada con condiciones climáticas adecuadas y permiten su utilización en pastoreo estratégico por su elevada calidad nutricional para el ganado bovino. En las “abras”, las herbáceas presentes identificadas fueron poáceas perennes de calidad forrajera variable. Se destacaron *Piptochaetium napostaense* durante el invierno y *Digitaria californica* en el verano, ambas disminuyen por la competencia con herbáceas anuales y perennes de baja calidad forrajera que colonizan el suelo desnudo liberado. Esta diferencia entre ambientes determina la necesidad de realizar manejos pastoriles diferenciales según la proporción de abra y sotobosque de los lotes de pastoreo en la región del “Caldenal Puntano”.

Palabras clave: ganadería, pastizal, radiación solar.



ESTRATEGIA DE MANEJO GANADERO EN BOSQUE NATIVO DE LA CORDILLERA NORPATAGÓNICA

LIVESTOCK MANAGEMENT STRATEGY IN NATIVE FOREST OF THE CORDILLERA NORPATAGONICA

Cancino, Andrea K. (1); Ernesto Domingo (1); Raúl Reuque (2); Hernán Testa (3)

⁽¹⁾ EEA INTA Bariloche, Bariloche, Argentina

⁽²⁾ AER INTA Bolsón, Bariloche, Argentina

⁽³⁾ Cambio Rural, El Bolsón, Argentina

Dirección de contacto: cancino.karina@inta.gov.ar; Modesta Victoria, 4450 (8400) Bariloche, Río Negro, Argentina

Resumen

El manejo del ganado bovino en el bosque nativo de la Cordillera - Patagonia Argentina, se encuentra mayoritariamente en manos de pequeños productores y en muy baja proporción en productores medianos y grandes. Los índices reproductivos varían de un año al otro y el cálculo fluctúa según la época del año (verano: terneros entre 1 a 8 meses de edad/animales adultos) por la dificultad en el arreo del total del rodeo en este ambiente, quedan en el bosque: hembras por parir o recién paridas, terneros desorientados, hembras difíciles de conducir hacia los corrales. En general existe escaso manejo y adopción de tecnologías con poca inversión en infraestructura (mangas, alambrados, etc.). El ganado se encuentra disperso por todo el campo, provocando impacto sobre el ambiente natural, producto del ramoneo y el pisoteo de los renovales de las especies nativas del bosque y sotobosque. Es común el uso de toros en periodos largos de servicio, entre dos y tres veces al año se realizan prácticas de manejo en el corral, principalmente con fines sanitarios y excepcionalmente se realiza diagnóstico de gestación. El objetivo del trabajo fue evaluar el porcentaje preñez en hembras con cría al pie y con distintos periodos posparto, mediante el destete temprano de los terneros. Se trabajó en un campo con bosque nativo e implantado con matorrales de ñire, pastizal natural y presencia de mallines, en el Paraje El Foyel (Dpto. Bariloche – Río Negro), sitio con más de 50 mm de precipitación en invierno que en verano (precipitación promedio de 14 mm en el mes de menos lluvia, enero) y temperatura promedio de 8,1°C (veranos secos con días largos y noches frías) y con un rodeo cruza Hereford (24 hembras adultas con 16 terneros al pie y 12 novillitos de un año de edad más 1 toro), que en febrero de 2014 tuvo el 66% de parición y carecía de vaquillonas. Se realizó por primera vez un destete a corral con 10 terneros (no se incluyeron a los 4 más pesados y 2 recién nacidos) en buen estado de salud vacunados y desparasitados. Se empleó un galpón para el alojamiento y alimentación en comederos y acceso a corral durante el día. Se alimentaron por 92 días, a base de un "balanceado comercial" (específico para el destete precoz y recría, con 17 y 15 % de PB respectivamente y 2,8 mcal/Kg) al 1,5 % del PV, más fibra (fardo de alfalfa) en igual proporción, con un periodo de acostumbramiento de 8 días. Se ofreció agua *ad-libitum*. Los terneros fueron pesados individualmente los días (d): d0= inicio del destete, d8, d28, d66 y d100, al inicio del ensayo (4 de febrero) tuvieron un peso de 112 ± 14 kg (media ± ee) y finalizaron con 177 ± 15 kg. La ganancia promedio total fue de 54 ± 19 kg y de 0,700 ± 0,05 kg/an/día (sin acostumbramiento), con una disminución promedio de hasta el 25% en abril. En otoño (mayo), se realizó el diagnóstico de gestación de las hembras logrando el 87,5 % de preñez en las vacas paridas (14/16) y 75 % en vacas secas (6/8). El destete temprano favoreció el incremento de la preñez en vacas con respecto al manejo del ciclo anterior por acortamiento del período de amamantamiento. El destete a corral permitió el crecimiento y engorde de los terneros y la recuperación del estado corporal de las madres. Consideraciones: las lluvias intensas y las bajas temperaturas registradas en abril y presencia de barro, disminuyeron la ganancia diaria de peso dentro de los valores que cita la bibliografía para bovinos en confinamiento (15 a 30%), debido al aumento del requerimiento de



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

mantenimiento diario del animal. Adaptar la tecnología a las condiciones ambientales, mejorar la infraestructura y asegurar la buena alimentación, aceleraran la tasa de crecimiento de los terneros para la venta y recría, reduciendo el impacto del ganado sobre el sistema.

Palabras clave: Destete a corral; alimentación; infraestructura; intensificación del manejo.



INVENTARIO DE PLANTACIONES FORESTALES EN LA REGIÓN DEL PARQUE CHAQUEÑO. UN APOORTE DE CONOCIMIENTO SOBRE LOS SISTEMAS AGROFORESTALES Y SILVOPASTORILES

INVENTORY OF FOREST PLANTATIONS IN THE CHAQUEÑO PARK REGION. A CONTRIBUTION OF KNOWLEDGE ABOUT AGROFORESTRY AND SILVOPASTORAL SYSTEMS.

Capelli, Sabrina (1); Matías C. Gaute (1),

⁽¹⁾ Área SIG e Inventario Forestal, Dirección Nacional de Desarrollo Foresto Industrial. Ministerio de Agroindustria. Ciudad de Buenos Aires. Argentina
Dirección de contacto scapelli@magyp.gob.ar. Paseo Colón 982. Ciudad de Buenos Aires. Argentina

Resumen

La definición de una estrategia sustentable para maximizar el beneficio proveniente de las plantaciones forestales ha conducido hacia la decisión de llevar a cabo un inventario forestal con la finalidad de generar conocimiento cuantitativo y cualitativo en la región. A partir de la cartografía de plantaciones forestales, se aplicó un diseño de muestreo estratificado proporcional y aleatorio, resultando 112, 127 y 29 parcelas en las provincias de Santiago del Estero, Chaco y Formosa respectivamente, las cuales luego fueron relevadas a campo durante el 2017. El tamaño de la parcela de muestreo fue de 200 m² rectangular (en macizos) y 30 m lineales (en cortinas), siendo la edad mínima inventariable de 4 años. En cada plantación involucrada se registraron espacialmente diversos parámetros forestales, biofísicos y productivos; siendo los de mayor interés para este trabajo: tipo de plantación, tratamiento silvícola, residuos combustibles, evidencias de fructificación, presencia y/o ausencia de ganado por tipo, registros fotográficos. La proporción de parcelas relevadas con presencia de ganado fue diferente para las tres provincias. El 60% de las plantaciones inventariadas contó con al menos un tipo de ganado, en su gran mayoría, vacuno. En cuanto al manejo forestal, no se evidenció relación alguna entre la presencia de ganado y los tratamientos de poda, al igual que con la actividad raleo. Si bien cada provincia mostró proporciones distintas, se observó una tendencia a que las parcelas con ausencia de ganado cuenten con altas densidades de residuos combustibles. En las parcelas sin ganado no se identificaron evidencias de fructificación en más del 70 % de los casos, en tanto que en aquellas con ganado la proporción (con evidencia de fructificación/sin evidencia) tendió a igualarse. Este trabajo constituye una contribución de información a escala espacial productiva de actualización permanente a partir de muestreos anuales y sistemas de monitoreo colaborativos.

Palabras claves: Inventario forestal, *Prosopis*, Parque Chaqueño, ganadería.

Abstract

The definition of a sustainable strategy to maximize the benefit from forest plantations has led to the decision to carry out a forest inventory with the purpose of generating quantitative and qualitative knowledge in the region. From the mapping of forest plantations, a proportional and randomized stratified sampling design was applied, 112, 127 and 29 plots in the provinces of Santiago del Estero, Chaco and Formosa respectively, which were then relieved in the field during 2017. The size of the sampling plot was 200 m² rectangular (in beds) and 30 linear meters (in curtains), being the minimum inventory age of 4 years. In each plantation involved, several forest, biophysical and productive parameters were recorded spatially; being the main interest for this work: type of plantation, silvicultural treatment, combustible residues, evidence of fructification, presence and / or absence of cattle by type, photographic records. The proportion of parcels



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

surveyed with the presence of cattle was different for the three provinces. 60% of the inventoried plantations counted on at least one type of cattle, in its great majority, cattle. Regarding forest management, there is no evidence of a relationship between the presence of livestock and pruning treatments, as well as thinning activity. Although each province showed different proportions, a tendency was observed in the plot between the absence of cattle and high densities of combustible waste. In plots with no cattle, no evidence of fructification was found in more than 70% of the cases, while in plots with livestock the proportion (with evidence of fructification / without evidence) tends to equalize. This work constitutes a contribution of information on a spatial scale of continuous updating based on annual samplings and collaborative monitoring systems.

Keywords: Forestry inventory, *Prosopis*, Parque Chaqueño, livestock.



SISTEMAS INTEGRADOS CON NUEZ PECÁN (*Carya illinoensis*) EN EL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ

INTEGRATED SYSTEMS WITH PECAN NUT (*Carya illinoensis*) IN THE PARANÁ RIVER LOWER DELTA

Casabón, Edgardo A. (1*); Ana L. Grassi (1); Enrique A. Frusso (1); Claudio Paternoste (1).

(1) Estación Experimental Agropecuaria Delta del Paraná (INTA).

*casabon.edgardo@inta.gov.ar. EEA Delta del Paraná (INTA). Río Paraná de las Palmas y Canal L. Comas.C.C.14. (2804). Campana, Buenos Aires, Argentina.

Resumen

El pecán pertenece a la familia de las Juglandáceas, es originario del Centro Sur de EEUU y Norte de México, y reconocido internacionalmente como fruto seco de elevado valor nutricional. Su madera se utiliza en ebanistería, parquets y cabos de herramientas entre otros usos. El pecan es una especie cuyo cultivo en Argentina ofrece excelentes perspectivas, tanto por la existencia de amplias zonas donde su ciclo se desarrolla con éxito, como por la creciente demanda de su producción que se observa en el mercado nacional e internacional. Las plantaciones en Argentina se estiman en 6.000 ha, 1.000 de ellas situadas en el Delta del Paraná. Se planta en diferentes ambientes y en los albardones naturales y bajos endicados del bajo Delta. Requiere suelos profundos, permeables, aireados, de textura media, con buen drenaje de agua, ricos en nutrientes y con pH levemente ácido a neutro (6,5 a 7) con adecuada provisión de agua durante la temporada estival. Las plantas inician su producción entre el quinto y el séptimo año y la vida útil supera los 100 años. Los principales cultivares son: Stuart, Desirable, Pawnee, Sumner, Gloria Grande, Oconee, Mahan, Shoshoni, Harris Super, Kernodle y Success. Por el desarrollo que alcanza su copa, las densidades de plantación son relativamente bajas (100 plantas ha⁻¹ o inferiores) siendo factibles la utilización de los espacios intercalares con actividades productivas como la ganadería y la apicultura, entre otras. Existen en el país experiencias de sistemas silvopastoriles bajo pecán, en las provincias de Misiones, Corrientes, Entre Ríos y Buenos Aires, y en la República Oriental del Uruguay. La utilización de ovinos y bovinos en sistemas agrosilvopastoriles resultan una alternativa productiva válida para el bajo Delta por poseer especies vegetales de crecimiento espontáneo de elevado valor nutritivo y buena disponibilidad de agua. La posibilidad de incorporar ganado de cría al monte frutal, cuando las plantas presentan un diámetro del tronco y una altura de copa fuera del alcance de los animales (entre el 3° y 5° año) acelera el momento de instalación del sistema. La presencia de animales facilita el control de la vegetación natural y la sombra de los árboles brinda un mayor bienestar al ganado. Un aspecto no favorable durante los primeros años de edad del pecán, es que el ganado vacuno puede ocasionar roturas de ramas por rascado, fundamentalmente cuando escasean las pasturas de calidad, y/o los animales presentan problemas sanitarios. Asimismo, debería evitarse el pastoreo del ganado antes y mientras dure el período de cosecha para impedir el contacto y/o la contaminación de la nuez con el estiércol de los animales (aproximadamente entre marzo y julio). Además la carga de ganado vacuno no debería exceder los 0,2-0,4 animales ha⁻¹ para impedir la compactación del suelo y la pérdida de productividad de la pastura y de la plantación. Una alternativa es ingresar al sistema animales de bajo peso como ganado ovino. La apicultura es otra actividad tradicional en la región y posibilita un ingreso estacional de dinero con la obtención de diferentes productos (miel, polen, propóleos, mielatos y material vivo). La pecanicultura, la ganadería y la apicultura en un mismo ambiente incrementan la rentabilidad del negocio agropecuario y generan una situación financiera de mayor estabilidad para los productores.

Palabras clave: Sistemas agroforestales; Ganadería; Apicultura; Fruticultura.



MANEJO DE LA REGENERACIÓN NATURAL DE "ALGARROBO" (*Prosopis* spp.) EN EL CHACO HUMEDO ARGENTINO

MANAGEMENT OF THE NATURAL REGENERATION OF "ALGARROBO" (*Prosopis* spp.) AT CHACO HUMID ARGENTINIAN

Gómez, Carlos A. (1); Sebastián M. Kees (1); Christian C. Ferrari (2)

(1) INTA. Campo Forestal Presidencia de la Plaza, Chaco. Argentina;

(2) Usandizaga Bernardo Pérez (3536). Presidencia de la Plaza, Chaco. Argentina.

Dirección de contacto: Lote IV, Colonia Sta. Elena (3536) Presidencia de la Plaza, Chaco. Argentina

gomez.c@inta.gob.ar

Resumen

En el departamento Presidencia de la Plaza, Chaco, existen grandes superficies de bosques secundarios en áreas que con anterioridad fueran agrícolas, y que no son incorporados al proceso productivo por falta de manejo. Con el objetivo de promocionar el manejo de la regeneración natural para contribuir al aumento del patrimonio forestal, el aumento de la receptividad ganadera y el uso múltiple del monte y la conservación de los servicios ecosistémicos, sobre una masa forestal de 20 has ubicado en la mencionada localidad en el corriente año (2018) se iniciaron las actividades en un rodal de 7 ha. En dicha superficie se determinó la densidad, área basal, y distribución espacial de las especies forestales en el monte. Debido a la alta densidad y la edad de los árboles, en función de abrir la masa forestal e introducir pasturas, se tomó la decisión de bajar la densidad de 830 a 200 arb/ha aproximadamente. Se marcaron árboles a cortar priorizando los de porte forestal no deseables y no dejar grandes superficies sin cobertura. Inmediatamente luego de la corta se aplicó a los tocones arboricida (Aminopyralid) mezcla en proporción 1/100. Luego se podaron los ejemplares remanentes para mejorar la forma y transitabilidad. Después de una lluvia se removió el piso con arado y se sembró al voleo (*Panicum maximum* cv. *gatton*) en las áreas removidas y no removidas a razón de 6 kg/ha. Progresivamente se intervendrá hasta completar la totalidad de la superficie. Luego de una jornada de capacitación realizada en la parcela intervenida de la que participaron productores, funcionarios, profesionales del sector, se puede decir que: las intervenciones silviculturales dirigidas, premeditadas y consensuadas mejoran la visualización y consideración de los productores hacia este tipo de capacitaciones y uso de las prácticas de manejo. En una primera etapa es necesario la marcación por un profesional de los árboles a cortar y capacitar al motosierrista responsable de la intervención para que, posteriormente, pueda llevar adelante las actividades bajo supervisión. La comercialización de la leña o su eventual transformación en carbón producto de la intervención, representa un ingreso importante para financiar las actividades, representando un buen incentivo para que otros productores realicen este tipo de manejo.

Palabras clave: Monte secundario; patrimonio forestal; receptividad ganadera; uso múltiple; servicios ecosistémicos.

Abstract.

At the Presidencia de la Plaza department, Chaco province in Argentina, there are large areas of secondary forests in areas that were previously agricultural zones. Actually there are not incorporated into productive activities due to a lack of management. The objective was to promote the management of natural regeneration in order to contribute to the increase of forest heritage, the increase of livestock receptivity, the multiple use of the forest and the conservation of ecosystem services. It was developed on a site of 20 hectares located in the aforementioned locality, in the current year (2018) we start with some silvicultural activities in a stand of 7 ha. In this area the density, basal area, and spatial distribution of the forest species was



determined. Due to the high density and age of the trees, the decision was to lower the density from 830 to 200 arb / ha approximately in order to open the forest coverage and introduce pastures. Trees were pointed to be cut, prioritizing those of undesirable forest size and not leaving large areas without cover. Immediately after cutting, an arboricide was applied to the stumps (Aminopyralid) in 1/100 proportion. Then, the remaining specimens were pruned to improve the form and passability. After a rain the plowed floor was removed and broadcast (*Panicum maximum cv. Gatton*) in the removed areas and not removed at a rate of 6 kg / ha. Progressively it will intervene to complete the entire surface. After a training session held in the intervened plot of which involved producers, officials, professionals in the sector, it can be said that: premeditated and consensual silvicultural interventions improve the expectations of producers towards this type of training and use of management practices. In a first stage it is necessary the marking by a professional of the trees to be cut and to train the chainsaw operator responsible for the intervention so that, later, he can carry out the activities under supervision. The commercialization of firewood or its eventual transformation into charcoal as a result of the intervention represents an important income to finance the activities, representing a good incentive for other producers to carry out this type of management

Keywords: Secondary forest; forest heritage; multiple use; ecosystem services



MBGI: IMPORTANCIA DE ABORDAR PROBLEMAS TERRITORIALES BAJO UN ENFOQUE INTERDISCIPLINARIO

MBGI: IMPORTANCE OF ADDRESSING TERRITORIAL PROBLEMS UNDER AN INTERDISCIPLINARY APPROACH

Ledesma, Tilda T. (1,2); Mariana Minervini (2); Adriana Gómez Omil (1,2); Sergio Cortéz (3); Fátima Miranda (1); Cristian Depósito (4); Andrés Perea(1,2); Carina M. Armella (1,2); Gustavo F. Guzmán (2); Sebastián T. Vilca Ochoa (2); Rocío Julián (2).

⁽¹⁾ INTA-EEA de Cultivos Tropicales-Yuto. Jujuy.

⁽²⁾ Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Jujuy, Jujuy.

⁽³⁾ INTA-EEA Cerrillo, Salta.

⁽⁴⁾ INTA-EEA Manfredi, Córdoba

Dirección de contacto: ledesma.tilda@inta.gov.ar; Ruta Nac., 34 km 1286 (4518), Yuto, Jujuy, Argentina.

Resumen

Las áreas boscosas actuales de la Provincia de Jujuy (más de un millón de hectáreas), representan ecosistemas críticos para la protección de la biodiversidad regional, para el desarrollo sustentable del sector forestal y ganadero y para el mantenimiento de otros servicios ecosistémicos como la obtención de recursos de subsistencia por una parte importante de las comunidades rurales y peri-urbanas. Actualmente, surge la necesidad de revertir el proceso que ha llevado a la degradación de los recursos naturales y a la conflictividad ambiental, y alcanzar un esquema de planificación territorial de las actividades productivas preservando los otros servicios ambientales. En este contexto, se plantea un marco de trabajo denominado, Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI) que compatibiliza el manejo ganadero, forestal y la conservación de los bosques nativos. En este marco, el equipo de trabajo plantea aumentar la producción de forraje bajo este enfoque con una planificación bajo un MBGI para dar respuestas a corto plazo a la problemática de la baja oferta forrajera y luego abordar los componentes silvopastoril y de conservación. Este proyecto cuenta con recursos humanos en las tres patas de la sustentabilidad (ambiental, productiva y social). En esta línea los indicadores que se toman son: suelo y biodiversidad, regeneración forestal, estructura vegetal, eficiencia de uso de recursos, productividad ganadera, eficiencia reproductiva, grado de adopción de la tecnología, trabajo. Se pretende potenciar las áreas degradadas próximas a los puestos (área peri doméstica) y aguadas de los predios ganaderos; considerando que la recuperación de las mismas influirá en el incremento de la oferta forrajera, mejorando la alimentación animal y minimizando la presión del bosque y los efectos negativos de las contingencias climáticas. Se comenzó exitosamente a trabajar con 7 productores ganaderos de la localidad de Palma Sola, los cuales ya lograron la implantación de las pasturas y se dará comienzo al manejo especializado de pasturas en esta temporada de crecimiento 2018.

Palabras clave: Ecosistema Chaqueño; degradación; forraje; ganadería.

Abstract

The current forested areas of the Province of Jujuy (more than one million hectares), represent critical ecosystems for the protection of regional biodiversity, the sustainable development of the forestry and livestock sector, and maintenance of other ecosystem services such as obtaining resources of subsistence for an important part of the rural and peri-urban communities. Currently, there is a need to reverse the process that has led to the degradation of natural resources and environmental conflict, just as achieve a territorial planning scheme of productive activities while preserv the other environmental services. In this context, a framework called forest management with integrated livestock (MBGI) is proposed, which makes compatible livestock, forestry management and the conservation of native forests. In this framework, the work team proposes to increase forage production under this approach with a planning under a MBGI to give short-term



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

answers to the problem of low forage supply and then address the silvopastoral and conservation components. This project has human resources in the three legs of sustainability (environmental, productive and social). In this line the indicators that are taken are: soil and biodiversity, forest regeneration, Vegetation structure, efficiency of resource use, livestock productivity, reproductive efficiency, degree of adoption of technology, work. The aim is to promote the degraded areas close to the farm (peri domestic area) and wastewater from livestock; considering that the recovery of these will influence the increase of the forage supply, improving animal feed and minimizing the pressure of the forest and the negative effects of climatic contingencies. Work was successfully started with 7 livestock producers in the town of Palma Sola, who have already achieved the implementation of the pastures and will begin specialized management of pastures in this growing season 2018.

Keywords: Chaco ecosystems; degradation; forage; livestock.



ESTRATEGIAS DE USO MÚLTIPLE DEL BOSQUE NATIVO POR LAS FAMILIAS RURALES DE TRASLASIERRA (CÓRDOBA)

MULTIPLE USE STRATEGY OF THE NATIVE FOREST BY RURAL FAMILIES IN TRASLASIERRA (CÓRDOBA)

Ledesma, Marcela (1); Carlos A Carranza (1); Ricardo Aguade (2)

⁽¹⁾ Estación Forestal INTA Villa Dolores, Córdoba, Argentina

⁽²⁾ Comuna de Chancaní, Córdoba, Argentina

Dirección de contacto: ledesma.marcela@inta.gob.ar; Av. Illia 303, (5870), Villa Dolores, Córdoba, Argentina

Resumen

Treinta familias rurales de siete parajes y dos Comunas rurales, de Luyaba y Chancaní, en el Oeste de Córdoba, participan de un proyecto PROFEDER de INTA y varios Proyectos Especiales de Prohuerta, en articulación con Proyectos Específicos de los Programas Nacionales Forestal y Agroindustria y Agregado de valor. El objetivo es contribuir a los procesos de desarrollo rural de las familias campesinas del monte nativo del Chaco Árido y Serrano, en Traslasierra, Córdoba, fortaleciendo la estrategia de uso múltiple de la diversidad biológica del entorno, tanto para autoconsumo como para intercambio económico local y regional. En un abordaje integral, con enfoque socio-ecosistémico y participativo, se trabaja en el mejoramiento de aspectos estructurales, organizacionales, productivos, de agregado de valor y de mercado: se construyeron cisternas de placas para almacenamiento de agua de lluvia y cocinas eficientes economizadoras de leña; se mejoran los procesos productivos de ganadería de monte caprina, ovina y bovina, la apicultura de monte, la recolección de más de 40 especies medicinales, 7 especies frutales y 10 especies leñeras y maderables nativas. Se apoya el cultivo en espacios peri domésticos de especies frutales y medicinales, alimenticias, de sombra y reparo y la cría de aves. Se mejoran los procesos de agregado de valor con Buenas Prácticas de Manufactura (BPM) a la leche caprina y bovina (quesos y dulce de leche), a la lana, la piel y los cueros (hilado, tejido, trenzado, sobado), a la miel, cera y propóleos (fraccionado, arropo de miel y productos medicinales), a los frutos del monte (harinas, tostado y molido, bebidas y arropes), a especies medicinales nativas y cultivadas (molienda, fraccionado y preparados medicinales). Se estudian y comunican las propiedades de los productos; se difunde un catálogo colectivo de productos del monte. Se apoya la comercialización individual y colectiva; se experimenta la intermediación solidaria en ferias francas regionales y mercados de la economía social urbanos. Se organizan los encuentros "Expo Monte" y otros espacios de intercambio. La experiencia muestra la pertinencia del abordaje integral y participativo basado en la estrategia de uso múltiple de las familias rurales del monte nativo, que utilizan un elevado número de especies de la flora y fauna locales para autoconsumo y mercadeo (hierbas, arbustos, sub arbustos, árboles, epífitas, enredaderas, cactus y especies de caza para subsistencia). La simultaneidad de la mejora de los procesos productivos y de las alternativas reales de mercadeo, alientan la producción familiar y fortalecen la memoria e identidad productora colectiva, visibilizando y dando valor al uso múltiple del monte nativo y a la necesidad de su mejora y conservación.

Palabras clave: biodiversidad; socio ecosistema; monte; campesinos



ESTABLECIMIENTO DE INDICADORES MBGI (Manejo de Bosque con Ganadería Integrada) EN BOSQUES DE *Nothofagus antarctica* EN LA PROVINCIA DE SANTA CRUZ

ESTABLISHMENT OF MBGI INDICATORS (Forest Management with Integrated Livestock) IN FOREST OF *Nothofagus antarctica* IN THE PROVINCE OF SANTA CRUZ

Peri, Pablo L. (1, 2, 3); Martín Mónaco (4); Francisco Mattenet (4); Lucas Monelos (2); Juan Manuel Cellini (5); Leonardo Huertas (1); Guillermo Martínez Pastur (3)

⁽¹⁾ INTA;

⁽²⁾ UNPA;

⁽³⁾ CONICET;

⁽⁴⁾ CAP;

⁽⁵⁾ UNLP

Dirección de contacto: peri.pablo@inta.gob.ar; CC 332 (9400) Río Gallegos, Santa Cruz, Argentina.

Resumen

El Manejo de Bosque con Ganadería Integrada (MBGI) se implementó en el año 2015 a partir de un convenio entre los Ministerio de Agroindustria y el Ministerio Ambiente y Desarrollo Sustentable con los objetivos de establecer lineamientos técnicos para planes foresto-ganaderos en las áreas de bosques nativos, que respeten los criterios de sustentabilidad establecidos en la Ley Nacional de Bosques Nativos N° 26.331, articular políticas públicas y fomentar el fortalecimiento de las provincias impulsando la generación de capacidades para la implementación de planes MBGI, mediante comités técnicos provinciales. La provincia de Santa Cruz firmó el acuerdo MBGI en el año 2016 y conformó su Comité Técnico Provincial en el año 2017. Los Planes MBGI son un modelo de gestión sustentable del bosque nativo a escala predial, que tiene como objetivo conjugar la producción y la conservación de los bosques, a través de intervenciones de bajo impacto buscando el bienestar del productor y las comunidades asociadas. Considerando que la propuesta se basa en el manejo adaptativo de socio-ecosistemas complejos, es imprescindible contar con un sistema de monitoreo que verifique que los resultados de la planificación se cumplan con los objetivos en todas las dimensiones de la sustentabilidad. En este contexto, el Comité Técnico MBGI de Santa Cruz aprobó en el año 2017 un Proyecto con el objetivo de instalar los 23 indicadores de monitoreo prediales MBGI en toda la provincia. Los indicadores utilizados fueron los consensuados por expertos de la región Patagónica y la mesa nacional de MBGI. Los indicadores se están instalando en los 55 establecimientos agropecuarios con bosques de ñire que tiene Santa Cruz definidos como de mediano valor de conservación, según la categoría II (Amarilla) del Ordenamiento Territorial de Bosque Nativo (OTBN) provincial. Los indicadores corresponden a 6 socio-económicos (Riesgo del emprendimiento productivo del predio, Evolución de la adopción tecnológica, Capacidades de gestión, Calidad y cantidad del trabajo, Margen neto o bruto, Satisfacción del productor), 7 indicadores productivos (Producción ganadera, Eficiencia reproductiva, Producción forestal maderera, Producción forrajera, Producción de lana, Productos forestales no madereros, Eficiencia de stock ganadero) y 10 indicadores ambientales (Cobertura de suelo y estratos inferiores, Cobertura de los estratos de vegetación, Especies invasoras e indicadoras de degradación, Calidad de hábitat de arroyos y ríos, frecuencias de reclutamiento de especies arbóreas, Conectividad de áreas con calidad de hábitat para la fauna, Calidad de hábitat de especies de valor funcional, Presencia de signos de erosión, Estructura y funcionalidad de la cobertura arbórea, Contenido de materia orgánica del suelo, Compactación del suelo, Calidad de agua). En el caso de los indicadores ambientales se están instalando de 2 a 4 sitios de muestreo en cada



establecimiento captando la variación de situaciones del bosque en diferentes potreros o sitios ecológicos del bosque de ñire.

Palabras clave: indicadores; sistema silvopastoril; monitoreo; sustentabilidad.

Abstract

Forest Management with Integrated Livestock (MBGI) was implemented in 2015 from an agreement between the Ministry of Agriculture, Livestock and Fisheries and the Ministry of Environment and Sustainable Development with the objectives of establishing technical guidelines for forestry-livestock plans in native forest areas that respect the sustainability criteria established in the forest law 26,331, articulate public policies and encourage the strengthening of the provinces, promoting the generation of capacities for the implementation of MBGI plans and provincial technical committees. The province of Santa Cruz signed the MBGI agreement in 2016 and consolidate its Provincial Technical Committee in 2017. The MBGI Plans are a model of sustainable management of the native forest on a farm scale, which aims to combine production and conservation of forests through low impact interventions seeking the welfare of the producer and the associated communities. Considering that the proposal is based on the adaptive and sustainable management of complex socio-ecosystems, it is essential to have a monitoring system that verifies that the planning complies with the objectives in all dimensions of sustainability. In this context, the MBGI Technical Committee of Santa Cruz approved in 2017 the installation of the 23 MBGI monitoring indicators throughout the province. The indicators used were those agreed by experts from the Patagonian region and the national MBGI board. The indicators are being installed in the 55 stations with ñire forests in Santa Cruz corresponding to the category II (Yellow) of the provincial OTBN (Native Land Management Organization). The indicators correspond to 6 socio-economic (Risk of productive entrepreneurship of the property, Evolution of technology adoption, Management capacities, Quality and quantity of work, Net or gross economic margin, Satisfaction of the producer), 7 productive indicators (Livestock production, Efficiency reproductive, Timber production, Forage production, Wool production, Non-wood forest products, Livestock stock efficiency) and 10 environmental indicators (Soil and lower strata cover, Vegetation strata cover, Invasive species of degradation, Quality of stream and river habitats, Recruitment of tree species frequencies, Connectivity of areas related to habitat quality for fauna, Habitat quality of functional value species, Presence of erosion signs, Structure and functionality of tree cover, Content of Soil organic matter, Soil compaction, Water quality) In the case of environmental indicators, 2 to 4 sampling sites are being installed in each establishment to capture the variation of forest situations in different paddocks or ecological sites of the ñire forest.

Keywords: indicators; silvopastoral system; monitoring; sustainability.



MANEJO DE REGENERACION DE *Prosopis*. INTEGRANDO PRODUCCIÓN Y CONSERVACION A PARTIR DE SISTEMAS SILVOPASTORILES.

MANAGEMENT OF REGENERATION OF *Prosopis*. INTEGRATING PRODUCTION AND CONSERVATION FROM SILVOPASTORAL SYSTEMS.

Pernochi, Aurelia L. S. (1), Marcos A. Atanasio (1), Marcos Giordano (2)

⁽¹⁾ Estación Experimental INTA Sáenz Peña, Sáenz Peña, Argentina.

⁽²⁾ Dirección de Bosques Delegación de Villa Ángela, Villa Ángela, Argentina.

Dirección de contacto: Pernochi.lorena@inta.gob.ar, ruta 95 km1108,(3700) Sáenz Peña, Chaco, Argentina.

Resumen

En distintas áreas de la provincia del Chaco se observa la presencia de regeneración de *Prosopis* spp y otras especies, en zonas que han sido usadas para la producción agrícola por muchos años, y luego por distintas circunstancias fueron abandonadas. El objetivo de este trabajo es desarrollar esquemas de manejo de regeneración natural de *Prosopis* spp. e integrarlos a sistemas silvopastoriles, en un contexto de producción y conservación del recurso forestal. El mismo se realiza en predios de productores agrícolas-ganaderos cercanos a la localidad de Villa Ángela, Departamento Mayor Luis Jorge Fontana, Chaco, Argentina. La intervención sobre masas de renovales de *Prosopis* viene realizándose en la zona de Villa Ángela desde 2010 por la delegación de la Dirección de Bosque, la Agencia de Extensión Villa Ángela dependiente de la EEA Sáenz Peña y grupos de Cambio Rural. Entre 2017 y 2018, se organizaron jornadas sobre la temática con una amplia participación de productores de la zona interesados en este manejo. Específicamente se ha iniciado trabajos de caracterización y establecimiento de parcelas de medición permanente de regeneración de *Prosopis* spp. en distintos esquemas/situaciones de manejo en nueve predios de productores demostrativos. En cada predio se instalarán 2 parcelas circulares de 17, 84 m² de radio, distribuidas al azar, luego de la selección de árboles/arbustos, raleo, poda, se registra la densidad remanente, la calidad de los árboles, y mediciones de variables forestales. También se registra la presencia de otras especies forestales y arbustivas. Además, se instalaron ensayos de recuperación de pastizales naturales e instalación de pasturas implantadas. En Julio de 2018, en rodales con una densidad remanente de 400 árboles/hectárea (*Prosopis* spp.), los DAP y alturas fluctuaron entre: 3,1 y 14,8 cm, y de 2,5 m hasta 5,8 m. Las alturas de fuste alcanzadas variaron de entre 1,20 m hasta 3 m. En rodales con una densidad remanente de 250 árboles /hectárea, los DAP variaron desde 2,5 cm hasta 13,3 cm, y las alturas totales, desde 2,60 m hasta 4,60 metros. Las alturas de fuste alcanzadas fluctuaron entre 1,3 m y 2,20 m. La forma y sanidad son buenas. La aparición de cobertura forestal en sectores de predios que han sido destinado a otros usos productivos, genera al productor la necesidad de remover la misma. Hay un marcado interés en este tipo de manejo y su incorporación al plan productivo de cada establecimiento. Por las condiciones ambientales y de sitio, las características de los renovales (especies heliófilas generalmente *Prosopis* spp. y tucas) y las características productivas, la integración con la ganadería se presenta como buena alternativa. El desafío es desarrollar herramientas de manejo que permitan al productor conservar parte de ese renoval natural, generando una renta.

Palabras claves: áreas degradadas; interdisciplinario; parcelas permanentes.



DIFERENTES ESQUEMAS DE SISTEMAS SILVOPASTORILES IMPLANTADOS CON MATERIAL SELECTO DE *Prosopis alba*.

DIFFERENT SCHEMES OF SILVOPASTORAL SYSTEMS IMPLANTED WITH SELECTED MATERIAL FROM *Prosopis alba*.

Pernochi, Aurelia L. S. (1); Marcos A. Atanasio (2).

⁽¹⁾ Estación Experimental INTA Sáenz Peña, Sáenz Peña, Argentina.

⁽²⁾ Estación Experimental INTA Sáenz Peña, Sáenz Peña, Argentina.

Dirección de contacto: Pernochi.lorena@inta.gob.ar, ruta 95 km1108, (3700) Sáenz Peña, Chaco, Argentina.

Resumen

El desarrollo óptimo de los sistemas silvopastoriles implica el uso de especies adaptadas a las condiciones del sistema-ambiente y el conocimiento de las interacciones que se producen entre ellas. En la zona centro y norte de la República Argentina habitan varias especies del género *Prosopis spp.* Se destaca como árbol multipropósito la especie *Prosopis alba* (algarrobo blanco) por sus múltiples usos: madera de calidad industrializable, flores melíferas, frutos aptos para consumo humano y animal. Se adapta a diversos ambientes en condiciones de sequía y suelos degradados favoreciendo la recuperación de suelos por su carácter de especie fijadora de nitrógeno. El algarrobo blanco se presenta como la componente ideal para sistemas silvopastoriles. Existen estudios en la región que sustentan la factibilidad de consociar esta especie con pasturas subtropicales como ser *Panicum maximum*. El objetivo del trabajo es describir un ensayo, el cual consiste en instalar módulos demostrativos de diferentes arreglos de sistemas silvopastoriles con material genético seleccionado de la especie *Prosopis alba*. Evaluar en los mismos las interacciones que se producen entre el componente forestal y los componentes pastura y ganadería. En la región centro de la provincia del Chaco, Argentina, en predio de la Estación Experimental del INTA Sáenz Peña se instalarán tres arreglos de sistema silvopastoril y un arreglo en macizo forestal puro (testigo), en una superficie de 30 hectáreas. Los mismos consisten en: Trinchera: 400 pl./ha, distanciamiento de plantación 7 x 3 m (en 6 líneas), ancho de callejón 30 m; Líneas pareadas: 400 pl./ha, distanciamiento 4 x 2,5 m (en 2 líneas), ancho de callejón 14 m; Macizo: 400 pl./ha, distanciamiento 7 x 3 m. y macizo forestal puro: 1111 pl./ha, distanciamiento 3 x 3 m. La superficie efectiva de siembra de la forrajera es de 0,50 ha en los arreglos silvopastoriles. En todos los arreglos se utilizará plantines obtenidos a partir de semillas de material selecto de *Prosopis alba*, desarrollado por el programa de mejoramiento genético del INTA. Se instalaron a la fecha (2018) nueve hectáreas con la componente forestal, cuatro en arreglo de Líneas pareadas, una hectárea de macizo, una en trinchera y tres hectáreas de macizo forestal puro (testigo). Los resultados preliminares del componente forestal al año de plantación arrojan los siguientes valores en los planteos de líneas pareadas y de macizo forestal puro testigo: 3,42 y 3,36 cm de diámetro a la altura de cuello, 1,96 y 2,02 m de altura total, respectivamente. Se instalarán también ensayos comparativos de podas, raleos y producción de pastura en los diferentes arreglos. La información obtenida a través de estos ensayos permitirá establecer pautas de manejo para los mismos, con material selecto de *Prosopias*. La utilización de este material permite tener una información valiosa e inédita de su comportamiento en campo y bajo esta modalidad productiva.

Palabras claves: interacciones, arreglos espaciales, componente forestal.



RESTAURACIÓN DEL MONTE NATIVO EN CAMPOS GANADEROS DE MENDOZA

RESTORATION OF THE NATIVE MOUNT IN LIVESTOCK FARMS OF MENDOZA

Quagliariello, Gaby (1), Sebastián Mora (2), Celeste Fernández (3), Natalia Naves (4).

(1) INTA, EEA Junín, Mendoza, Argentina

(2) INTA EEA Rama Caída, Mendoza, Argentina

(3) INTA EEA Junín, Mendoza, Argentina. Pasante Área de extensión foresto industrial de la Dirección Nacional de Desarrollo Foresto Industrial.

(4) Dirección Nacional de Desarrollo Foresto Industrial (DNDFI). Mendoza, Argentina

Dirección de contacto: quagliariello.gaby@inta.gob.ar; Isidoro Busquet s/n. La Colonia. Junin. Mendoza. Argentina.

Resumen

El proyecto pretende realizar aportes a la restauración del monte nativo mendocino con ejemplares de *Prosopis flexuosa* y *Prosopis chilensis* en áreas disturbadas por incendios con alto grado de severidad, en la zona este centro y sur de Mendoza respectivamente, departamentos de La Paz y San Rafael. Entre sus objetivos se proyecta evaluar y concretar propuestas técnicas de implantación en primavera y en otoño de bosques nativos en tierras no irrigadas, evaluar resultados mediante indicadores diseñados a tal fin e integrar las actividades ganaderas con técnicas que tiendan a restablecer condiciones favorables para el equilibrio de los ecosistemas, viabilizando la coexistencia sustentable de los distintos usos del suelo (refugios para fauna nativa, corredores biológicos, áreas de amortiguación). Por medio de esta intervención deseamos generar conocimiento que responda a la pregunta: ¿es posible compatibilizar producción y rentabilidad ganadera en zonas áridas de Mendoza con la recuperación del bosque y con la preservación de estos ecosistemas? Con este fin se establecerán dos viveros para la producción de las nativas y se identificaron dos campos ganaderos afectados por incendios en 2016 y 2017, en donde se llevará a cabo el trasplante de 10.000 ejemplares en una superficie de 50 hectáreas durante 3 años. En las áreas seleccionadas se plantea una metodología de enriquecimiento en bosque sobre micrositios con mayor captación de humedad para asegurar la implantación. Para el desarrollo del Proyecto, se está trabajando en el fortalecimiento de una red de instituciones que intervienen activamente en el proceso, integrada por el sector privado y público: INTA; Plataforma ForestAr 2030 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Plan Nacional de Restauración de Bosques Nativos; Dirección Nacional de Desarrollo Foresto Industrial del Ministerio de Agroindustria de la Nación; Ministerio de Desarrollo Social de la Nación; Dirección de Recursos Naturales de la Secretaría de Ambiente y Ordenamiento Territorial, Gobierno de Mendoza. Mediante la ejecución del proyecto se espera regenerar áreas boscosas nativas degradadas, a través del enriquecimiento con especies forestales de Algarrobo, sobre sistemas reales de producción afectados por incendios, definiendo las técnicas más adecuadas que contemplen el manejo cultural y las intervenciones silvícolas óptimas (selección de sitio, podas, raleos, reforestación, manejo de rebrote, enriquecimiento de bosque nativo entre otras).

Palabras clave: secano, reforestación, incendios, ganadería, *Prosopis spp.*



EXPERIENCIA SILVOPASTORIL CON *Eucalyptus sp.* EN EL DEPARTAMENTO CONCORDIA, ENTRE RÍOS

SILVOPASTORIL EXPERIENCE WITH *Eucalyptus sp.* IN THE CONCORDIA DEPARTMENT, ENTRE RÍOS

Roman, Lilian M. (1), Carlos. De La Peña (2), Mario Flores Palenzona (3), Natalia Messina (4)

(1) Agencia de Extensión de INTA, Concordia, Entre Ríos, Argentina

(2) Estación Experimental de INTA, Concordia, Entre Ríos, Argentina

(3) Dir. Nacional de Desarrollo Foresto Industrial, Min. de Agroindustria, CABA, Buenos Aires, Argentina

(4) Agencia de Extensión de INTA, Concordia, Entre Ríos, Argentina

Dirección de contacto: roman.lilian@inta.gob.ar; Ruta Nacional 14 km 258.5 (3200) Concordia, Entre Ríos, Argentina

Resumen

En el departamento Concordia, zona de influencia de la EEA Concordia del INTA, es tradicional la ganadería de cría vacuna y al mismo tiempo hay un importante desarrollo de la actividad forestal con *Eucalyptus ssp.* Sin embargo, no existen experiencias locales con sistemas silvopastoriles (SSP) resultantes de la combinación intencionada de estos dos sistemas puros como alternativa productiva. Dada la abundante y sólida información disponible en cuanto a los SSP en Misiones, Corrientes y Delta del Río Paraná, se estableció una red de ensayos, bajo la dirección de técnicos de INTA Cerro Azul y Montecarlo, con un sitio ubicado en un establecimiento forestal y ganadero de tipo familiar dedicado a la cría de terneros en Cnia. Yerúa, Dpto. Concordia, Entre Ríos (31° 28' 6.61" S, 58° 15' 31.03" O). En octubre del 2013 se realizó la implantación de la forestación y en enero de 2015 se sembró la forrajera *Brachiaria brizantha cv Marandú*. El lote experimental abarca una superficie de 3,5 ha en la que se han ensayado 3 tratamientos: líneas simples de *Eucalyptus grandis clon 279* del CIEF con distanciamientos de 2 metros entre plantas y 7, 14 y 21 metros entre filas, quedando densidades iniciales de 714, 357 y 238 pl/ha respectivamente. Cada parcela experimental está compuesta por 6 filas consecutivas de 50 m de longitud. Se realizó un raleo a pérdida al 3er año (30 %), y una poda baja total y poda alta selectiva (a 5 m aproximadamente). En lo que respecta al componente forrajero su instalación resultó baja (5pl/m² aprox.) posiblemente por no ser favorables las condiciones de clima templado y suelo del tipo Vertisol presente en el sitio. En cuanto al componente forestal, se realizó una medición a los 4 años de edad del diámetro a la altura del pecho (DAP) y la altura total (Ht), obteniéndose también la densidad actual que presenta cada tratamiento (345, 170 y 132 pl/ha para los tratamientos de 21, 14 y 7 m entre filas, respectivamente). El DAP promedio resultó mayor para los distanciamientos de 14 m (16,7 cm) y 21 m (16,5 cm), respecto del tratamiento de 7 m (12,7 cm); mientras que en cuanto a la altura se diferenció el tratamiento de 21 m (14,7 m) por sobre los tratamientos de 14 m (12,8 m) y 7 m (12,7 m). Si bien, los resultados preliminares son promisorios respecto del crecimiento del componente forestal se deberán evaluar otras especies forrajeras para lograr que la propuesta sea de interés para los productores locales en relación a la oferta forrajera aportada por el sistema.

Palabras clave: silvopastoril; *Eucalyptus*; alternativa productiva, *Brachiaria*.



UNIDADES DEMOSTRATIVAS: UNA HERRAMIENTA DIDÁCTICA Y DE EXTENSIÓN PARA EL BOSQUE DE CALDÉN

DEMONSTRATIVE UNITS: AN EDUCATIONAL TOOL AND OUTREACH FOR THE CALDÉN FOREST

Suárez, Carla E. (1); Ernesto F.A. Morici (1,2); Héctor D. Estelrich (1); Natalia Sawczuk (1); Mónica Alvarez Redondo (1); Gisela Lopez (1,3); Santiago Ferro Moreno (1)

⁽¹⁾ Facultad de Agronomía-UNLPam, Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

⁽²⁾ Facultad de Ciencias Exactas y Naturales- UNLPam, Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

⁽³⁾ CONICET

suarez@agro.unlpam.edu.ar Ruta 35, Km 334, (6300) Santa Rosa, La Pampa. Argentina

Resumen

El sobreuso al que fue sometido el bosque abierto de caldén con desmontes, pastoreos desmedidos y el control de los incendios naturales han ocasionado en este sistema profundas alteraciones estructurales y funcionales. En la actualidad la fisonomía dominante es de un "fachinal" denso con un estrato gramíneo-herbáceo con predominancia de pajonal y muchas veces especies exóticas. Desde 2010 la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional de La Pampa (FA-UNLPam) ha presentado, en las distintas convocatorias provinciales, planes de manejo para el Establecimiento Bajo Verde (NE: Lat. 36°29'18,0" Long. 64°37'03,4") elaborados en el marco de la Ley nacional N° 26.331 y la Ley provincial N° 2.624 (decreto 1026/12; disposiciones 259/15, 337/16, 290/18). En la actualidad se pretende trabajar con unidades demostrativas (UD) ya que permiten transferir un conjunto de herramientas dentro de un sistema real considerando todas las variables productivas, económicas, sociales y ambientales que hacen a la sustentabilidad del mismo. A través de UD, la FA-UNLPam junto con el Ministerio de la Producción-Dirección de Recursos Naturales pretenden poner a disposición de los productores de la región resultados generados a partir de situaciones concretas y extrapolables de la implementación a campo de alternativas de manejo silvopastoril, que permitan recuperar/rehabilitar el estrato arbóreo y gramíneo-herbáceo. El Establecimiento cuenta con 1964 ha de las cuales un 85% son de bosque. Cada uno de los potreros presenta características estructurales diferentes como resultado de los incendios en combinación con distintos usos y manejos, encontrándose áreas de bosque más reciente con altas densidades de individuos jóvenes con un DAP que apenas alcanzan los 10 cm, áreas de bosque más antiguo, con ejemplares maduros de gran porte y áreas más cerradas de baja accesibilidad, con una elevada proporción de leñosas. La actividad principal es la ganadería de cría bovina y actualmente el stock ganadero asciende a 325 vientres de raza Aberdeen Angus. Las UD definidas son: 1. Quema controlada, 2. Trituradora forestal, 3. Raleo manual de rebrotes, pos-rolado selectivo, con aplicación de herbicida, 4. Raleo manual selectivo de bosque 4. Raleo selectivo con topadora 5. Altas cargas en pastizal de *Stipa brachichaeta*. Hasta el momento ya se han realizado rolados, raleo y quema; en éstos se ha logrado el incremento de especies forrajeras nativas del pastizal y una disminución en la densidad de leñosas seleccionando los individuos de mejor porte. **Palabras clave:** caldenal, quema controlada, raleo manual, altas cargas, trituradora forestal.



MEJORA EN LA PRODUCCIÓN FORRAJERA, GANADERA Y FORESTAL A TRAVÉS DEL MANEJO DE BOSQUE CON GANADERÍA INTEGRADA EN EL CHACO SEMIÁRIDO DE LA PROVINCIA DE FORMOSA.

IMPROVEMENT IN FORAGE, LIVESTOCK AND FORESTRY PRODUCTION THROUGH FOREST MANAGEMENT WITH LIVESTOCK INTEGRATED IN THE SEMI-ARID CHACO OF THE PROVINCE OF FORMOSA.

Tomanek, Emmanuel (1); Nicolás B. Varlamoff (1)

⁽¹⁾ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. EEA Ing. Juárez. Ingeniero Juárez Formosa Argentina.

Dirección de contacto: tomanek.emmanuel@inta.gob.ar, Ruta Nacional N° 81 Km 1618,7 a 12 Km de La Localidad de Ingeniero Juárez (CP 3636), Formosa, Argentina.

Resumen

El objetivo de este sitio piloto es instalar una rotación completa silvopastoril a escala productiva, como base para la generación de información sobre las interacciones entre los componentes y el resultado económico de este tipo de propuestas del manejo de bosque nativo. La unidad de manejo se encuentra ubicada en el predio de la Estación Experimental Agropecuaria de INTA en Ingeniero Juárez Formosa y será de 350 ha. 250 ha con rolado de baja intensidad (RBI) rolando 50 ha por año, de las cuales 12 son aprovechadas forestalmente; 50 ha de reserva de biodiversidad y 50 ha como área de producción intensiva de forrajes. El manejo de este sitio piloto se plantea de acuerdo a las pautas del acuerdo MBGI (Manejo de Bosque con Ganadería Integrada) adaptado al centro oeste de la provincia de Formosa y la región del chaco semiárido. Se considera de primordial interés dado que sería el primer sitio piloto de la provincia de Formosa que se inserta en área de corredores según el Plan de Ordenamiento Territorial de la Provincia de Formosa (Ley 1552), la misma procura mantener el 80% de los bosques nativos en pie y que las intervenciones que se hagan en forma sustentable con el medio ambiente. En este sitio se prevé incorporar un corredor longitudinal en sentido Norte Sur para permitir el paso fauna nativa y realizar tareas de concientización de manejo y conservación de fauna nativa a los productores en general y vecinos en particular. Para el desarrollo de la actividad se cuenta con profesionales y técnicos de la región formados, el convenio Marco de Cooperación entre MAGyP y MPyA de la Provincia de Formosa firmado, el documento de sitio piloto de Ing. Juárez-Formosa- en permanente redacción y modificación, el Proyecto Cambio de Uso de Suelos y Estudio de Impacto Ambiental del campo de la EEA Juárez aprobado y maquinarias y herramientas adecuadas para la implementación de la práctica (Tractor FIAT 780 con protección forestal, pala frontal y rolo) y una superficie de 20 has intervenidas. Tras la primera capacitación a productores de un grupo Cambio Rural II y un Grupo de Abastecimiento Local, el interés por el desarrollo de las actividades y del sitio piloto se incrementó a fin de contar con la información al alcance de estos y otros productores de la región.

Palabras clave: MBGI, sitio piloto, rotación, rolado.



PROYECTO: COMPROMISOS Y SINERGIAS ENTRE LA PRODUCTIVIDAD FORRAJERA Y EL MANTENIMIENTO DE LA COBERTURA ARBÓREA A CORTO Y LARGO PLAZO

PROJECT: THRESHOLDS AND SYNERGIES BETWEEN FORAGE PRODUCTIVITY A ARBOREAL OVER MAINTENANCE AY THE SHORT AND LONG TERM

Trinco, Fabio D. (1); Verónica E. Rusch, (1), Lucas A. Garibaldi, (2) Pablo A. Titonell, (1)

⁽¹⁾ INTA EEA Bariloche, S. C. de Bariloche, Argentina

Dirección de contacto: trinco.fabio@inta.gob.ar; Modesta Victoria, 4450 (8400) Bariloche, Río Negro, Argentina

⁽²⁾ Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural (IRNAD)

Sede Andina, Universidad Nacional de Río Negro, Mitre 630, CP 8400, San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina.

Resumen

Se desarrolla un proyecto para estudiar posibles compromisos y sinergias entre la producción de forraje y el mantenimiento del bosque a corto y largo plazo, y su percepción por parte de los tomadores de decisiones. Se espera que el conocimiento generado contribuya al manejo sustentable de los bosques nativos del NO de Patagonia. Los bosques nativos brindan un amplio abanico de Servicios Ecosistémicos (SE) y son de gran importancia para el bienestar humano y para el desarrollo económico. Sin embargo, están sufriendo un proceso de cambio a nivel global causado por uso no sustentable. Una alternativa es la implementación de sistemas silvopastoriles. Estos sistemas deben ser diseñados de modo tal que se incrementen las interacciones beneficiosas entre sus componentes y provean diversos SE. En particular, existen procesos de facilitación y competencia entre especies arbóreas y especies forrajeras herbáceas que pueden generar compromisos o sinergias para la provisión de SE. En el NO de Patagonia existe un vacío de información para lograr definir pautas para un manejo sustentable de bosques bajos mixtos. En la mayoría de los casos son áreas que presentan muy alta heterogeneidad, afectadas por disturbios, que se encuentran en recuperación. Estas estructuras de vegetación han sido ampliamente empleadas para la producción ganadera, pero el manejo realizado actualmente parece no contemplar el mantenimiento de la cobertura boscosa. Por un lado, en referencia a procesos de largo plazo, la regeneración de especies arbóreas puede verse impedida por especies herbáceas que pertenecen a una nueva estructura de la vegetación que deriva del pastoreo y de la apertura del dosel. Simultáneamente, dichas especies son principal fuente forrajera de estos ambientes. Por otro lado, con respecto a procesos de corto plazo, no hay una comprensión clara de los efectos de facilitación y competencia de especies arbóreas adultas sobre especies forrajeras herbáceas. En ciertos casos podrían generar un efecto neto negativo por competencia por luz, y en otros uno positivo al reducir la evapotranspiración del suelo en períodos secos. Por último, comprender la percepción de los tomadores de decisiones es central no solo para comprender las causas del manejo que se realiza actualmente, sino también para generar herramientas que permitan intervenir en dichos sistemas de forma eficaz. A dicho análisis se asociará la evaluación de la productividad forrajera y potencial de regeneración arbórea de cada ambiente con clausuras en 6 campos con precipitaciones y altitudes contrastantes en los valles de los ríos Manso y Foyel (Río Negro). Esto permitirá comprender las interacciones entre estas funciones en diferentes condiciones de cobertura arbórea y herbácea, considerando humedad, luz y temperatura. Además, experimentos manipulativos de regeneración en invernáculo, con diferentes niveles de riego y coberturas herbáceas permitirán precisar el proceso de competencia por el recurso hídrico. Por último, las entrevistas buscarán entender la visión de los propios productores acerca de los SE provistos, del estado de sus predios, de la estructura de la producción y el efecto de las intervenciones de manejo en los cambios en el sistema. El proyecto lleva un año de desarrollo y al momento ya están colocadas todas las clausuras para la medición de la productividad forrajera. La información generada resultará de gran importancia para, en primer lugar, conocer los determinantes y asociar diferentes estructuras de vegetación con la productividad forrajera de



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

bosques bajos mixtos, lo que será un avance para estimar la receptividad ganadera de los campos. En segundo lugar, avanzar en el conocimiento acerca del rol de las especies herbáceas en procesos de regeneración de especies arbóreas permitirá realizar propuestas de uso sustentable del bosque. En tercer lugar, conocer la valoración de los servicios ecosistémicos y la percepción del efecto de las acciones de manejo por parte de los tomadores de decisiones permitirá comprender los factores determinantes del manejo actual, para así generar políticas más eficaces en el marco de la Ley N° 26331.

Palabras clave: servicios ecosistémicos, regeneración, facilitación y competencia, percepción social, valles de los ríos Manso y Foyel



¿COMPLEMENTO PARA EL DESARROLLO? CÓMO VEN A LOS SISTEMAS SILVOPASTORILES LAS COMUNIDADES MAPUCHES FORESTADORAS DE NEUQUÉN ANDINO

COMPLEMENT FOR DEVELOPMENT? HOW THE MAPUCHES WHO FOREST IN NEUQUÉN ANDINO COME TO THE SILVOPASTORAL SYSTEMS

Zalazar, Gabriel (1); Nahuel F. Trípodí (1)

⁽¹⁾ Dirección Nacional de Desarrollo Foresto Industrial del Ministerio de Agroindustria, Neuquén, Argentina.
zalazargabriel08@gmail.com, Mascardi 535 (8370), San Martín de los Andes, Neuquén, Argentina.

Resumen

En la provincia de Neuquén son 12 las comunidades mapuches que poseen forestaciones en sus territorios, las cuales totalizan una superficie neta de 1810 has. En estos territorios de propiedad comunitaria, existen más de 38.000 has. aptas para aumentar la superficie forestada. Esta posibilidad entra en conflicto, tanto con los usos tradicionales de la tierra así como con la historia y experiencias personales, producto de diversos programas e intervenciones institucionales en las últimas 3 décadas, que no han logrado resolver las cuestiones en juego para un desarrollo forestal sustentable. El objetivo del presente trabajo fue conocer la percepción sobre los sistemas silvopastoriles y sus relaciones con otras actividades productivas, de aquellas comunidades mapuches de Neuquén Andino que poseen forestaciones en sus territorios. Se realizaron entrevistas personales a representantes de las comunidades: Lonkos y miembros de las Comisiones Directivas. Se completaron encuestas semi-estructuradas, ejecutadas en formularios digitales, mediante aplicaciones de colección de datos para celulares Android, cuyos resultados se promediaron y pueden ser observados en gráficos de torta en el póster presentado. A modo de conclusión, la resistencia al aumento de forestaciones, aún con densidades bajas; fue vencida ante el planteo de incorporar animales luego de cierto período de clausura. Además, la actividad forestal resultó fuertemente relacionada con la generación de ingresos y trabajo. Se percibe mucho por mejorar, tanto en el trabajo de las comunidades como en el rol de las instituciones: la integración de un enfoque socio cultural para la promoción de actividades productivas es una visión compartida por todos los encuestados. Las comunidades reflejan un desconocimiento generalizado sobre el término "silvopastoril"; pero piensan que "forestación y ganadería pueden integrarse", considerándolo como una opción aceptable para la diversificación productiva sobre una misma superficie.

Palabras clave: silvopastoril; comunidades mapuches; forestación; diversificación productiva; territorio.



TRABAJO BASE

del EVENTO PARALELO

Avances, problemáticas y posibles soluciones en la aplicación del Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI)



MANEJO DE BOSQUES CON GANADERIA INTEGRADA (MBGI) EN ARGENTINA

MANAGEMENT OF FORESTS WITH INTEGRATED LIVESTOCK (MBGI) IN ARGENTINA

Peri, Pablo L. (1); Sebastián Fermani (2); Martín Mónaco (3); Victor Rosales (4); Franco Díaz (5); Leonardo Collado (6); Silvana Carolina Torres (7); Eva Ceballos (8); Julio Soupet (9); Marcelo Perdomo (10); Agustina Soto Castelló (11); Silvio Antequera (12); Marcelo Navall (13); Emmanuel Tomanek (14); Hernán Colomb (2); Mercedes Borrás (2)

(1) INTA EEA Santa Cruz-UNPA-CONICET;

(2) Dirección de Bosques del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de Nación (MAyDS);

(3) Director de Bosques del Consejo Agrario Provincial (CAP) de Santa Cruz;

(4) Director General de Bosque y Fauna, Ministerio de Producción, Recursos Naturales, Forestación y Tierras de Santiago del Estero;

(5) Subdirector de Bosque y Fauna de Santiago del Estero

(6) Director General de Bosques, Secretaría de Ambiente, Desarrollo Sostenible y Cambio Climático de Tierra del Fuego;

(7) Dirección de Bosques, Subsecretaría de Recursos Naturales, Ministerio de Producción de Chaco;

(8) Dirección General de Recursos Forestales de Neuquén;

(9) Dirección de Recursos Naturales y Gestión, Ministerio de la Producción y Ambiente de Formosa;

(10) Subsecretario de Recursos Forestales de la provincia de Río Negro;

(11) Directora de Planificación Territorial de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de Salta;

(12) Subsecretaría de Bosques e Incendios del Chubut;

(13) INTA EEA Santiago del Estero;

(14) INTA - EEA Ing. G. N. Juárez de Formosa.

Resumen

La mayor parte de los bosques nativos en Argentina cuentan con ganadería. En este contexto, en 2015 se firma el Convenio Marco Interinstitucional entre los actuales Ministerios de Agroindustria y el de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación para la implementación del acuerdo técnico sobre "Principios y Lineamientos Nacionales para Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI)". El mismo es un plan político-técnico, que permite establecer acuerdos intersectoriales de articulación de herramientas técnico-financieras, con el fin de optimizar los recursos del estado y la aplicación de los lineamientos por parte de las provincias y los productores. El marco conceptual donde se sustenta el acuerdo técnico MBGI, está basado en la provisión de servicios ecosistémicos por parte de los bosques, y en un esquema de manejo adaptativo para definir las intervenciones. En el presente trabajo se presentan los lineamientos técnicos, los contenidos mínimos de los Planes de Manejo MBGI, el estado de avance de las nueve las provincias que formalmente adhirieron al Convenio MBGI (Salta, Chaco, Formosa, Santiago del Estero, Neuquén, Río Negro, Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego) y los indicadores para el monitoreo de la aplicación de MBGI a escala predial.

Palabras clave: manejo adaptativo, monitoreo, servicios ecosistémicos, silvopastoril.

Abstract

Most of the native forests in Argentina have livestock. In this context, in 2015 the Inter-institutional Framework Agreement between the current Ministries of Agroindustry and the Environment and Sustainable Development signed a technical agreement for the implementation of the "National Principles and Guidelines for Forest Management with Integrated Livestock (MBGI)". This is a political-technical plan that allows



articulation of different sectors for technical-financial tools, in order to optimize the resources of the state and the application of the guidelines by the provinces and farmers. The conceptual framework of MBGI technical agreement is based on the provision of forests ecosystem services, and on an adaptive management scheme to define the interventions. In this work we present the technical guidelines, the minimum contents of MBGI Management Plans, the progress of the nine provinces that formally adhered to the MBGI Agreement (Salta, Chaco, Formosa, Santiago del Estero, Neuquén, Río Negro, Chubut, Santa Cruz and Tierra del Fuego) and indicators for monitoring the application of MBGI at the farm scale.

Keywords: adaptive management, monitoring, ecosystem services, silvopastoral.

INTRODUCCIÓN

Según datos de los Ordenamientos Territoriales Provinciales, Argentina cuenta con alrededor de 50 millones de hectáreas de bosque nativo, donde más del 60% corresponden a la categoría de protección intermedia (II o "amarillo") en el marco de la Ley Nacional de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos N° 26.331. La Categoría II (amarillo) corresponde a sectores de mediano valor de conservación en donde se permiten los usos de aprovechamiento sostenible maderero, silvopastoril, turismo, recolección, entre otros. En el período 2010 – 2017 de ejecución de la ley, se presentaron 947 Planes de Manejo correspondientes a sistemas silvopastoriles (Fig. 1), lo cual representa alrededor de un 70% del total de planes presentados a nivel país. La superficie de bosque nativo afectada a PM bajo uso silvopastoril representa aproximadamente el 60% de la superficie total de los planes de manejo financiados por la Ley. Esto realza la importancia de estos sistemas productivos en el manejo de los bosques nativos de Argentina. La mayoría de los PM de uso silvopastoril corresponde a las Ecoregiones del Parque Chaqueño y Monte, seguidos por el Espinal y el Bosque Andino Patagónico.

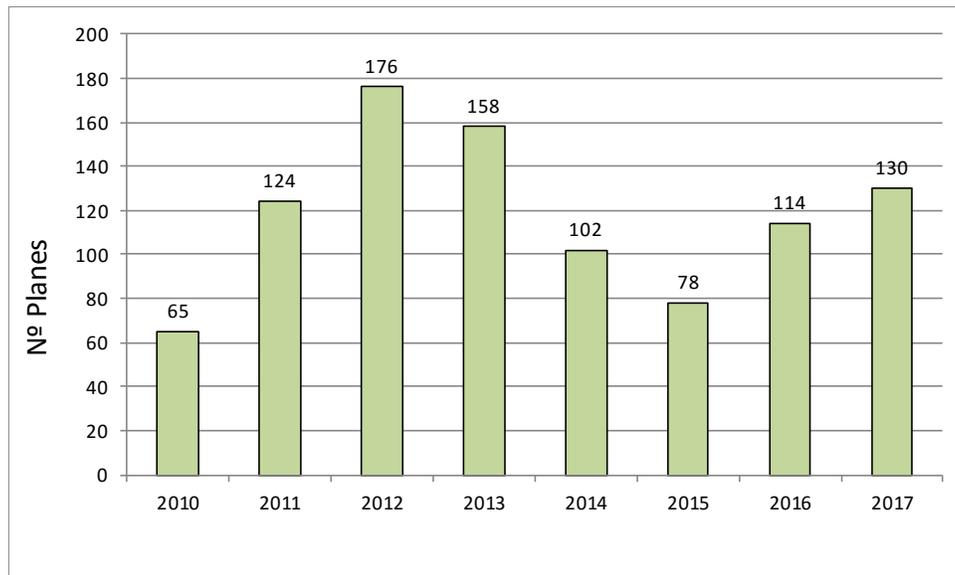


Figura 1. Cantidad de Planes de Manejo con modalidad silvopastoril en el marco de la Ley N° 26.331 de "Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos" en Argentina durante el período 2010-2017.



MANEJO DE BOSQUES CON GANADERÍA INTEGRADA (MBGI)

En este marco se realiza la importancia de contar con propuestas de manejo que congenien las expectativas de producción con la conservación de los demás servicios ecosistémicos de los bosques nativos. Con el objetivo de implementar un Plan Nacional de Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI), en 2015 se firma el Convenio Marco Interinstitucional entre los actuales Ministerios de Agroindustria y el de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación para la implementación del acuerdo técnico sobre "Principios y Lineamientos Nacionales para MBGI" (Navall et al. 2016). El mismo es un plan político-técnico, que permite establecer acuerdos intersectoriales de articulación de herramientas técnico-financieras, con el fin de optimizar los recursos del estado, garantizar la distribución coherente y equitativa de los mismos, y la aplicación de los lineamientos por parte de las provincias y los productores. El MBGI propone el manejo integral del ecosistema, como una herramienta de desarrollo frente al cambio de uso del suelo, donde se incluye al bosque nativo en la matriz productiva, como un agente proveedor de servicios ecosistémicos, especialmente en lo que respecta a la producción ganadera y forestal. Dicha propuesta se basa en la adopción de tecnologías de bajo impacto ambiental, con una visión integral del ambiente que busca el equilibrio entre la capacidad productiva del sistema, su integridad y sus servicios, bajo el principio de mantener y mejorar el bienestar del productor y las comunidades asociadas. Por lo tanto, el término MBGI se refiere a la planificación de todo tipo de actividad ganadera y forestal dentro de un bosque nativo, ampliando así, el concepto de Prácticas Silvopastoriles Tradicionales.

El marco conceptual donde se sustenta el acuerdo técnico MBGI, está basado en la provisión de servicios ecosistémicos por parte de los bosques, y en un esquema de manejo adaptativo para definir las intervenciones (Fig. 2).



Figura 2. Marco conceptual del acuerdo técnico MBGI basado en la provisión de servicios ecosistémicos de los bosques y en un esquema de manejo adaptativo para definir las intervenciones.

Este marco permite avanzar con una base técnica en la toma de decisiones sobre el uso de la tierra y el manejo de los recursos naturales, de manera de conservar la provisión de servicios ecosistémicos y evitar los impactos ambientales y sociales asociados a la pérdida de los mismos. El



marco conceptual MBGI parte de una concepción no dicotómica de las relaciones entre las sociedades y los ecosistemas, lo cual determina un socio-ecosistema compuesto por un sub-sistema biofísico en el cual se ubica el bosque nativo y los procesos naturales que permiten la provisión de los servicios ecosistémicos, un sub-sistema económico-productivo el cual se rige por el sistema económico dominante en un momento determinado y que determina las políticas públicas, y un sub-sistema socio-político-cultural que refleja la organización social, de una empresa forestal o familias que aprovechan el bosque nativo desde una dinámica cultural particular (Fig. 3). En este esquema se debe enmarcar el manejo forestal del bosque nativo, ganadero y las interrelaciones entre cada uno de los sub-sistemas, como la dinámica de estas en el tiempo y en el espacio.

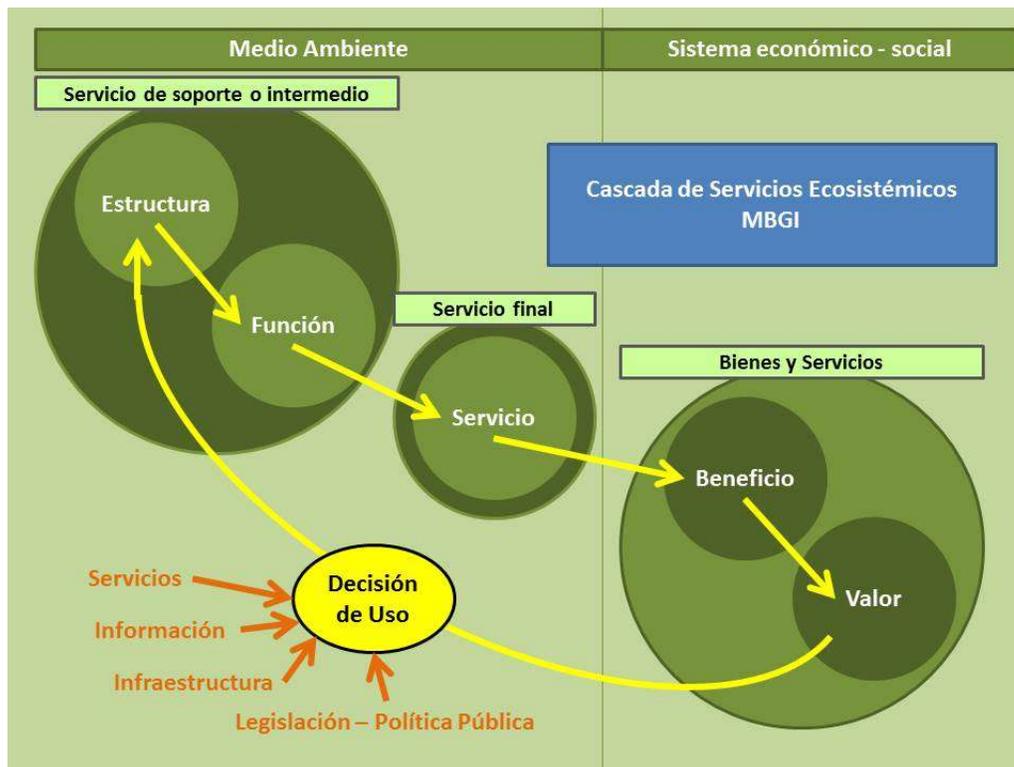


Figura 3. Marco para la valoración integrada de los bosques que considera tanto la prestación de servicios y bienes del ecosistema (oferta) como el uso y valor por parte de la sociedad (demanda), incluidos los valores ecológicos, culturales y monetarios. Modificado de Braat y de Groot (2012).

MBGI plantea 7 lineamientos técnicos para cumplir los objetivos y guiar los planes de manejo:

1. **Todo plan de MBGI se ajusta a los contenidos mínimos para Planes de Manejo Sostenible de Bosques Nativos:** propone una planificación integral de uso, donde se definan claramente las metas y objetivos específicos para cada componente del sistema y se diseñen las intervenciones respecto de un estado de referencia del bosque y su estado actual. Un Plan de Manejo Sostenible es el documento que sintetiza la organización, medios y recursos, en tiempo y espacio, del aprovechamiento sostenible de los recursos forestales maderables y no maderables y los servicios que provee el ecosistema como la producción de alimentos y energía en un bosque nativo o grupo de bosques nativos. Por lo tanto, el plan debe incluir



una descripción pormenorizada del establecimiento en sus aspectos ecológicos, legales, sociales y económicos, así como también un inventario forestal o del recurso no maderable objeto de aprovechamiento o algún otro tipo de relevamiento con un aceptable nivel de detalle para la toma de decisiones en cuanto a la silvicultura a aplicar o a las medidas a implementar según la modalidad de que se trate. Los contenidos mínimos de los Planes de Manejo Sostenible son establecidos y periódicamente actualizados por el Consejo Federal del Medio Ambiente (COFEMA). Para ello, se necesita realizar una caracterización detallada Estado Inicial o línea base, entendido como la generación, procesamiento y análisis de la información de base que sintetiza las características del predio, e identifica el o los sitios ecológicos involucrados, y su estado actual con el fin de obtener un diagnóstico social, económico y ambiental de la situación "sin proyecto".

2. **Los planes MBGI mantienen un área exclusiva para la conservación de biodiversidad, el mantenimiento de la conectividad, preservación del acervo genético de las especies que ocupan el predio y el resguardo de la fauna asociada:** En consideración de la importancia que reviste la conservación de la biodiversidad en paisajes productivos, resulta de gran valor preservar dentro de la unidad de manejo áreas libres de ganado. Idealmente, las mismas debieran ubicarse alejados de caminos y sitios de uso productivo intensivo para garantizar el cumplimiento de las mismas. El abordaje de la escala cuando se planifica la conectividad de dichas áreas, se debería hacer con especial énfasis cuando se trata de predios pertenecientes a pequeños productores, comunidades campesinas o indígenas. El concepto de conectividad merece enfocarse desde un nivel de cuenca o de paisaje, en lugar de analizarse solo a nivel predial.

3. **Estrato arbustivo:** Se destaca la importancia de todos los estratos que forman parte de la estructura vertical de un bosque como elementos vitales en el funcionamiento del ecosistema y del sistema productivo. En este sentido, y de manera particular, se destaca la funcionalidad del estrato arbustivo nativo en el ciclo de nutrientes, aporte de forraje, protección de suelos y biodiversidad, ciclo del agua, fuente de productos no madereros y de alimento y resguardo de fauna. El manejo de la cobertura arbustiva (un remanente no menor al 30%) y la siembra de pasturas son prácticas útiles para incrementar la oferta forrajera dentro de bosques, y con ello la productividad del sistema. Sin embargo, es necesario establecer lineamientos para aplicarlas en un marco de sustentabilidad del MBGI. Para el tratamiento del estrato arbustivo, se establece umbrales de parámetros técnicos de la maquinaria a utilizar en el Chaco semiárido y árido (ancho de intervención máximo de 2,5 m, largo del equipo de 10 m como máximo incluyendo el remolque, potencia bruta de tractores con rodados neumáticos máximo de 100-120 HP y sin hoja frontal en caso de tractores con tren de rodaje tipo orugas). Otra herramienta disponible para aumentar la oferta forrajera consiste en destinar un área exclusiva para su producción (Reserva o banco forrajero). Dicha área no podrá superar el 10% de la ocupada por bosque en el predio. Las intervenciones podrán realizarse mientras no se contrapongan con las metas de conservación del bosque, evitando su degradación en términos de sobrepastoreo y pisoteo de los estratos inferiores que no integran el sistema intensivo propuesto. Las áreas destinadas a la producción exclusiva de forraje (bancos forrajeros) se situarán prioritariamente en aquellos lugares del predio que no presentan bosque, en caso contrario debería quedar justificando y fundamentado. La implantación de especies forrajeras (no



invasoras) podrá realizarse bajo cualquier método solamente en las áreas intervenidas específicamente para tal fin. Esta práctica puede aplicarse conjuntamente con el manejo de la cobertura arbustiva, y su extensión debe ser coherente con los objetivos económicos de sustentabilidad del emprendimiento. Las especies forrajeras implantadas para incrementar la oferta forrajera compatibles con el MBGI serán definidas a nivel regional por los organismos competentes en la materia. Por ejemplo, para el Chaco árido y semiárido las especies son *Panicum maximun* Jacq. y *Cenchrus ciliaris* L.

4. **La organización de actividades incluye un plan de manejo forestal que permita conducir la estructura del bosque y monitorear su estado periódicamente:** El esquema de tratamientos propuesto para cada sitio intervenido debe basarse en la dinámica natural del bosque, con el fin de asegurar su regeneración. Se establece que la estructura resultante del aprovechamiento forestal debe ser representativa del bosque de referencia para la región, tanto en la composición de especies (en cuanto a su riqueza y abundancia) como en la distribución diamétrica. A su vez, establece que se deberá contemplar un remanente de árboles que cumplan con otras funciones del bosque como cobertura, producción de semillas, hábitat de fauna, ciclado de nutrientes, etc. Por ejemplo, se define para formaciones de Quebrachal en sitios ecológicos de "alto" de la región del Chaco semiárido, que las existencias mínimas de área basal que deben mantenerse sea de 6 m²/ha, con una distribución irregular balanceada, mientras que las cortas no deben superar la posibilidad forestal del tramo de corta, ni el 30% del área basal total. Para alentar la aplicación exitosa del manejo forestal en el marco de MBGI, es deseable promover el agregado de valor a los productos forestales y la promoción de la diferenciación de los productos madereros y no madereros, junto con la mejora de las capacidades y condiciones del empleo en el sector agro-forestal.
5. **Manejo ganadero:** El manejo ganadero explicitado en el plan de manejo integral debe adecuarse a las posibilidades reales del sistema, en un horizonte temporal que tenga en cuenta la variabilidad interanual de las condiciones ambientales, contemplando las distintas fuentes de forraje, la planificación de reservas de forraje y la eficiencia productiva, permitiendo en todos los casos, la regeneración del bosque. Asimismo, atendiendo a la variabilidad productiva, y para evitar los efectos adversos que provoca el sobrepastoreo, es necesario el monitoreo de la carga ganadera (ajuste de carga) y la planificación de reservas forrajeras. Un plan de MBGI debe contemplar una meta y estrategias de eficiencia productiva. En el caso de sistemas ganaderos de cría, se deberá poner especial énfasis en alcanzar niveles de procreo adecuados para evitar el impacto de ganado improductivo sobre el sistema.
6. **Contingencias:** establece que el plan MBGI debe contener un sistema de prevención y control de incendios forestales y de pastizales asociados, y de situaciones de sequías prolongadas para prevenir o controlar los impactos negativos sobre el sistema. Las prácticas ígneas de eliminación de residuos vegetales provenientes de los tratamientos aplicados se consideran una práctica excepcional, sólo recomendable cuando exista una amenaza cierta de incendio forestal. En caso de sequía, se recomienda establecer reservas hídricas para consumo del ganado. Si existiesen alarmas de prevención de las mismas, se recomienda realizar ajustes de carga animal y reservas forrajeras.



- 7. Manejo del agua:** establece la planificación y el diseño del uso eficiente y productivo del agua, mediante un plan de manejo que incluya el aprovisionamiento y la distribución, y permita disminuir los impactos del ganado en el bosque y su regeneración (ramoneo, pisoteo, etc.), un mejor aprovechamiento de las existencias forrajeras, acompañar el aumento de la receptividad y de la producción de carne, el mejoramiento del bienestar animal, el mejor aprovechamiento del agua, evitar contaminación y la erosión de cursos de agua.

Estos lineamientos técnicos de MBGI precisan definiciones por parte de organismos de gobierno provinciales que les den sentido y operatividad a escala local, manteniendo el balance y la integración de las bases productivas, ambientales y sociales que están plasmadas en los principios de sustentabilidad. Aspectos tales como tipos de bosque, estados de referencia, umbrales de intervención, protocolos de acción, valores especiales de conservación y establecimiento de corredores biológicos deberán desarrollarse en mayor detalle a escala provincial, y revisarse periódicamente a la luz de los resultados en un enfoque de manejo adaptativo.

Dentro de la planificación predial se prevé que la mayor parte de la unidad de producción esté manejada a través de intervenciones de bajo impacto y una proporción menor esté destinada a: (i) conservación exclusiva (núcleos y corredores ubicados en consonancia a la situación de contexto en que se encuentre el predio); y (ii) áreas de "sacrificio" para la producción intensiva de forraje que permita producir reservas y preservar del pastoreo lotes en regeneración. Estas áreas de sacrificio, deberán ubicarse prioritariamente en áreas ya perturbadas o aún degradadas, a fin de recuperar su producción a través de prácticas de rehabilitación (e.g. chacras abandonadas y/o en uso).

En cuanto al área de manejo de bajo impacto, se proponen intervenciones secuenciales (rotación espacio-temporal) de todos los componentes del sistema, manejando al bosque dentro de los límites de su resiliencia. En el caso del estrato arbustivo, el objetivo de su manejo es liberar recursos (espacios, agua, nutrientes) para favorecer la producción forrajera, controlando su cobertura y densidad secuencialmente y de manera rotativa. Este concepto se aleja del propuesto por esquemas de intensificación ganadera de alto impacto, ya que reconoce el rol del estrato arbustivo en la prestación de servicios ecosistémicos, clave tanto en la regulación ecológica como en la provisión de bienes: aporte de materia orgánica al suelo, provisión de forraje, manteniendo del proceso de infiltración de agua, control de la erosión hídrica y eólica, el ciclado de nutrientes, entre otras (Carranza y Ledesma 2005; Peri et al. 2017).

El aprovechamiento forestal se ajusta considerando las tasas de crecimiento de los rodales y bajo pautas que contemplan el mantenimiento de un stock y cobertura remanente mínimos, la preservación de hábitat para la conservación de la biodiversidad y de los demás servicios de sostén y regulación del sistema. Para el Parque Chaqueño, se propone un manejo irregular en forma policíclica de la masa arbórea manteniendo la estructura heterogénea del bosque nativo, cuya posibilidad de un aprovechamiento actual queda expresada por la cantidad de árboles comerciables maduros. Las prácticas para favorecer la regeneración, las podas sanitarias, los raleos y el aprovechamiento de árboles maduros se realizan simultáneamente en una misma intervención, tomando como una referencia el mantenimiento de la distribución diamétrica de "J invertida". El manejo ganadero en tanto, se debe adaptar a los requerimientos para la regeneración del bosque. De esta manera, al disminuir la intensidad, frecuencia y escala espacial en que se aplica los



tratamientos, el impacto sobre la biodiversidad y los servicios de sostén y regulación es menor. La propuesta tiene fundamentos en la valoración de la diversidad y servicios ambientales claves para estos sistemas productivos, y para mantener la integridad ecológica de todo el paisaje. Estas propuestas fueron las bases para lo que hoy se denomina MBGI, que se diferencia de otros manejos silvopastoriles en que la base del sistema es siempre el manejo y uso del bosque, al cual se integra la ganadería. La propuesta MBGI se adapta sin inconvenientes a sistemas productivos de pequeños productores campesinos, ya que el mantenimiento de la biodiversidad permite el uso múltiple que normalmente realizan. Productores más especializados en ganadería bovina, medianos y grandes, tienen reparos en su implementación, ya que tienden a optar por sistemas más simplificados, no visualizando el rédito que pueda tener para sus expectativas mantener cobertura arbustiva, aun cuando en muchas situaciones eliminar este estrato supone importantes riesgos económicos y ambientales, sobre todo cuando se trata de regiones áridas/semiáridas y en contexto de cambio climático. Se debe entender que MBGI es una propuesta que trata de congeniar producción y conservación en el contexto de una ley que ordena y establece que, en bosque bajo categoría de protección intermedia, las actividades productivas no pueden hacer perder al bosque su integridad ecológica.

El convenio MBGI se sustenta en un informe técnico que presenta prácticas concretas de manejo y de diseño de la planificación predial, muchas de ellas tomadas de un caso de estudio en Chaco Semiárido, que deben ser interpretadas solo a modo ilustrativo. Como quedó expuesto, las prácticas en cada predio estarán sujetas a condiciones particulares de ese sistema socio-ambiental. La propuesta MBGI, como máxima intervención plantea un 10% o más de la superficie boscosa del predio como área para conservación de la biodiversidad, conectividad, y resguardo de la fauna silvestre, donde no podrán realizarse actividades ganaderas o forestales. Esa superficie se determinará tomando como referencia aquellos bosques de mayor grado de conservación dentro de cada predio y se proyectará dentro de ella. También, la propuesta contempla el desarrollo de un banco forrajero con el fin de incorporar un mecanismo para quitarle presión al bosque nativo, cumpliendo una función esencial en el mantenimiento del sistema forestal y ganadero. La superficie máxima con destino a Banco Forrajero establecida en los lineamientos del convenio es el 10% o menos del área ocupada por bosques en el predio. Dependiendo del planteo productivo o por motivos circunstanciales, estas áreas exclusivas pueden ser utilizadas tanto para implantación de pasturas como para cultivos, fundamentalmente sorgo, maíz, alfalfa o pasturas mejoradas en función de la actividad ganadera. El resto del predio (80%) es destinado en el Parque Chaqueño a prácticas de RBI (Rolado de Baja Intensidad) donde se controla el estrato arbustivo pero dejando un remanente de cobertura arbustiva mínimo del 30% por cada hectárea intervenida (Figura 3) o raleos sucesivos para los bosques de ñire en la región Patagónica.



Figura 4. Esquema de distribución espacial a nivel predial de la propuesta Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI) para Bosques del Chaco Semiárido de la provincia de Santiago del Estero (Navall et al. 2016).

PLANES DE MANEJO MBGI PREDIALES

Los contenidos mínimos complementarios a los establecidos por la Resolución de COFEMA N° 277/14 y consensuados por la Mesa Nacional MBGI para los planes de escala predial son:

Contenido 1.- Definición objetivos

Un plan de manejo debe responder tanto a las inquietudes, saberes y responsabilidades que el titular pretende, puede y quiere asumir, como también a los presupuestos técnicos que el profesional responsable considere factibles de realizar y que puedan darle viabilidad y cumplimiento efectivo al plan. Por lo tanto, en una primera instancia, se deben definir los objetivos generales que orienten la recopilación de los datos necesarios para establecer los objetivos específicos y las metas a cumplir mediante el plan de manejo.

Resultado: Objetivo general del Plan de Manejo.

Contenido 2. Informe Estado Inicial

Se debe generar, procesar y evaluar la información de base para la confección de un Informe de Estado Inicial que sintetice las características del predio, identifique el o los sitios ecológicos



involucrados y su estado actual. A su vez, la información debe permitir identificar valores especiales de conservación como áreas protegidas, sitios y o especies de alto valor biológico, corredores, endemismos, relictos genéticos, especies CITES, protección de márgenes de cursos de agua o de laderas, etc. El Informe de Estado Inicial será el insumo básico para la elaboración del Plan de Manejo y para el monitoreo de las intervenciones sobre los sitios y el predio en general. Por lo tanto, mediante la caracterización y evaluación de los ambientes físico, biótico, social y económico debe permitir: identificar, ubicar y delimitar cada sitio ecológico que integra el predio; describir y evaluar el estado de cada sitio ecológico identificado; identificar valores especiales de conservación; describir y caracterizar el entorno social, económico y ambiental del predio. El informe debe contener una descripción de los materiales y métodos utilizados y los parámetros y umbrales tenidos en cuenta en su elaboración.

Resultados: Diagnostico social, económico y ambiental del predio; Mapa predial (identificando sitios ecológicos y tipos de uso).

Contenido 3. Definición metas

En función de los resultados del Informe de Estado Inicial, los recursos disponibles (naturales, financieros, infraestructura, etc.) y la capacidad operativa (mano de obra, tiempo, etc.), se deben definir las metas a cumplir, que serán la base para la programación de las intervenciones y actividades a realizar.

Resultados: Metas económicas; Metas ambientales; Metas sociales.

Contenido 4. Propuesta de intervención.

El análisis de las posibles alternativas de intervención, referidas a los sitios presentes en el predio y el estado inicial de los mismos, la infraestructura instalada y las posibilidades reales de aprovechamiento de los recursos con los que se cuenta, debe permitir la definición de los esquemas de tratamientos a aplicar en cada combinación sitio/estado, las actividades a realizar en el predio y las inversiones necesarias para llevarlas a cabo. Por lo tanto, el plan de manejo debe reconocer la organización, los medios y los recursos que se utilizarán en un tiempo determinado y en un lugar específico, para realizar un aprovechamiento sostenible de los recursos del bosque. Un esquema de tratamiento consiste en la definición de la secuencia lógica de prácticas y tratamientos a aplicar en el tiempo, sobre cada combinación de sitio / estado que componen el predio. Dicho esquema se define según los siguientes parámetros: (i) Intensidad: indicador de la cantidad y tipo de biomasa a remover respecto de la disponibilidad antes del tratamiento o indicador de la carga ganadera a aplicar; (ii) Severidad: consideraciones sobre la aplicación del tratamiento para minimizar efectos adversos sobre el suelo o la composición de las comunidades; (iii) Frecuencia: indicador del número de días/meses/años en que volverá a aplicarse el mismo tratamiento en el mismo lugar; (iv) Oportunidad: indicador del momento del año en que se aplicará el tratamiento; (v) Extensión: indicador de la superficie sobre la que se aplicará tratamiento dentro de la unidad bajo manejo.

Resultado: Planificación estratégica de los esquemas de tratamientos a aplicar sobre cada sitio/estado y las inversiones a realizar sobre el predio en función de los objetivos y metas del plan;



Descripción detallada de la organización económica y financiera; Plan Operativo Anual que ordene los esquemas de tratamientos, las inversiones y las actividades a realizar en el plan.

Contenido 5.- Monitoreo

El programa de monitoreo consiste en un proceso sistemático de recolección, evaluación y análisis de la información necesaria para el seguimiento del impacto de la aplicación de los tratamientos sobre los sitios ecológicos que integran el plan. La evaluación y el seguimiento a través de un adecuado programa de monitoreo, permite identificar los desvíos existentes respecto de lo planificado y ajustar los objetivos particulares, las estrategias y los parámetros de intervención para mejorar los resultados de la ejecución. Por lo tanto, la evaluación de los ambientes físico, biótico, social y económico durante la aplicación de los tratamientos y las inversiones propuestas, debe permitir la detección temprana de los posibles desvíos en el cumplimiento del plan y las reformulaciones necesarias para corregir las decisiones tomadas. Es preciso detallar los métodos, parámetros y umbrales (y periodicidad) de los que se hará uso para realizar el seguimiento de cada práctica aplicada. Los indicadores que se tomen en cuenta para el monitoreo, deben correlacionarse con los elementos del bosque que varían con la aplicación del esquema de tratamiento y con el mejoramiento del estado del sitio ecológico de referencia que se está interviniendo.

Resultados: Programa de monitoreo; Informes de avance; Memoria descriptiva de aplicación.

En su Anexo se sintetizan los contenidos mínimos que deben contener los Planes de Manejo según Res. COFEMA N° 277/14: 1. Aspectos legales y administrativos vinculados a la naturaleza y extensión de los derechos del beneficiario. 2. Descripción de antecedentes de uso del establecimiento y de las condiciones socioeconómicas de la región. 3. Descripción de los recursos que serán manejados, de su entorno natural y de las limitaciones ambientales existentes, integrado a una escala de paisaje. 4. Descripción del estado inicial del sistema y/o de los estados sucesivos post intervenciones a través de inventario forestal diseñado en función de los objetivos de manejo, inventario de productos forestales no madereros y/o relevamiento del estado de los servicios que brindan los bosques. 5. Descripción y fundamentación del sistema de manejo (silvicultural, ganadero o el que corresponda según el recurso aprovechado), diseñado en función de la posibilidad calculada en base a la ecología del bosque y a la información obtenida de los inventarios y/o relevamientos. Debe identificar y proponer medidas de conservación para las áreas de manejo que contengan valores de conservación especiales. 6. Descripción detallada de la organización económica y financiera, de los niveles de producción pretendidos en cantidad y calidad en función de la posibilidad y de la organización espaciotemporal del establecimiento. 7. Descripción y justificación de las técnicas de aprovechamiento y del equipamiento utilizado. 8. Descripción de la evolución esperada de los componentes del sistema que asegurarán su sustentabilidad (momentos, sitios, distribución, densidades, evolución de la regeneración, crecimientos, etc.). 9. Descripción de los aspectos sociales relevantes previos al proyecto y del impacto social previsto. 10. Declaración jurada por parte del titular de los impactos ambientales previstos en el plan para facilitar el análisis por parte de la ALA, quien determinará la necesidad de efectuar un estudio de impacto ambiental (EIA). En el caso que los riesgos ambientales no ameriten un EIA se incluirán en el plan de manejo las medidas preventivas y correctivas de los tratamientos que alteren el ecosistema. 11. Prescripción de técnicas y medidas de protección ambiental necesarias para preservar los recursos naturales involucrados en el emprendimiento. 12. Medidas para el monitoreo del estado del bosque y de los



impactos ambientales ocasionados. 13. Medidas de mitigación de impactos ambientales ocasionados. 14. Descripción del tratamiento de residuos generados por las actividades del plan. 15. Cartografía que identifique la ubicación, las vías de acceso a la propiedad, los aspectos naturales relevantes y la zonificación de las actividades a desarrollar.

ESTADO DE AVANCE EN LAS PROVINCIAS

En el país, fueron nueve las provincias que formalmente adhirieron al Convenio MBGI con diferentes grados de avance. Las provincias de Salta, Chaco, Formosa y Santiago del Estero firman la adhesión al convenio MBGI en el año 2015. Las provincias Patagónicas (Neuquén, Río Negro, Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego) firman el convenio en el año 2016 en el marco de las V Jornadas Forestales Patagónicas – III Jornadas Forestales de Patagonia Sur realizadas en la ciudad de Esquel (Chubut). Para la Región Patagónica, se realizaron talleres con la participación de personal técnico y funcionarios de los Ministerios de Ambiente y Desarrollo Sustentable y de Agroindustria de Nación, y de las cinco provincias patagónicas donde se consensuaron y firmaron acuerdos sobre los indicadores de sustentabilidad y la adecuación de los lineamientos técnicos para la implementación de MBGI en la región de Patagonia.

Santiago del Estero

La Provincia se adhirió al Convenio MBGI mediante convenio de cooperación en el año 2015 y conformó el comité técnico provincial MBGI (Resolución Ministerial N°2590/2015) integrados por la Dirección General de Bosques y Fauna (DGByF), la Dirección General de Agricultura y Ganadería dependientes del Ministerio de Producción, EEA INTA Santiago del Estero, EEA INTA ESTE de Santiago del Estero, Universidad Nacional de Santiago del Estero, Universidad Católica de Santiago del Estero, Secretaria de Ambiente dependiente del Ministerio de Agua y Ambiente, Colegio de Graduados en Ciencias Forestales, Colegio de Ingenieros Agrónomos, la Secretaria de Agricultura Familiar de la Nación, el Nodo 3 del Norte y Programa Bosques y Comunidad dependiente del Ministerio de Ambiente de la Nación.

El Comité Técnico (CT) se reunió en más de diez oportunidades para analizar el convenio, sus particularidades técnicas y de adaptación a la provincia. En este sentido se analizaron los criterios e indicadores propuestos por el comité técnico nacional para avanzar en la presentación de planes experimentales (proyectos pilotos). En marzo de 2017 se abrió una convocatoria especial para la presentación de proyectos de planes experimentales MBGI, en el que se presentaron 35 proyectos con una superficie total de 180.000 ha, los cuales fueron analizados en el Dirección de Bosques y Fauna y se propusieron al CT 17 proyectos como viables en los términos específicos de MBGI. Junto al EEA INTA Santiago se trabajó durante 3 meses en mesas de trabajo técnicos dirigidos a formuladores y productores para la redacción de la línea de base.

Se presentaron hasta el momento 5 planes experimentales para la ejecución de MBGI, los mismos son analizados por la DGByF fijando su línea de base, que permitirá realizar un control y monitoreo cada 100 hectáreas ejecutadas.



Salta

En la provincia de Salta en el año 2011 se elaboraron los Contenidos Mínimos de Planes de Manejo bajo la modalidad silvopastoril, reglamentados mediante la Resolución 966/12 de la Secretaría de Ambiente. Posteriormente se firmó el Convenio Marco de Cooperación MBGI, el que fue ratificado mediante Decreto N°3930/15 y luego, en el año 2017, se conformó el Comité Técnico Provincial.

Debido a que no puede generalizarse una práctica para toda la región fue importante la determinación de suficientes sitios pilotos representativos para poder evaluar los impactos que permitan determinar prácticas de manejo adecuadas para cada situación.

Se considera que para la aplicación del MBGI se requiere de una planificación que contemple un diseño cíclico entre la situación de referencia meta, las prácticas de manejo y la situación inicial; que permita monitorear los resultados generando los ajustes necesarios para continuar con las mejoras del sistema productivo sin comprometer los objetivos planteados. La provincia ha elaborado un Sistema de Monitoreo de Planes de Manejo y Conservación (SMPMyC) de Bosques Nativos conformado por dos tipos de indicadores (Transversales y Específicos) y abarcando dos escalas de análisis (predial y supra-predial). Para el MBGI se prevé utilizar los Indicadores de sustentabilidad desarrollados en la consulta - taller de especialistas realizada en el año 2016.

Chaco

El 23 y 25 de junio del 2015, con el fin de presentar la propuesta del MBGI, y evaluar la recepción de los actores del territorio, en la ciudad de Presidencia Roque Sáenz Peña, se llevaron a cabo dos Mesas de diálogo técnico con el sector público en primer lugar, y luego con el sector privado de la provincia del Chaco y representantes de la Dirección de Bosques de la Nación. Posteriormente a la presentación de la propuesta de MBGI, y previas reuniones entre representantes de la provincia y de la entonces SAyDS, el 3 de septiembre del 2015, con el objetivo de dar comienzo a la implementación de los lineamientos establecidos en el Convenio de Articulación Institucional N° 32/15, la provincia del Chaco, se adhiere al Plan Nacional de MBGI mediante la celebración del Convenio Marco de Cooperación entre el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca y el Ministerio de Producción de la Provincia del Chaco.

Ya con el Convenio tripartito celebrado, y con los compromisos asumidos por las partes, el equipo técnico de la Dirección de Bosques de la Provincia del Chaco con el fin de captar el interés de los productores e identificar interesados en la implementación del MBGI, se reunió el 2 y 9 de septiembre de 2015 con productores forestales y/o ganaderos que poseen predios con bosques en Categoría de Conservación II. Una vez expuesto los lineamientos del MBGI y escuchadas las inquietudes de los productores, el 15 de octubre del mismo año, se realizó una mesa de trabajo entre representantes de la provincia (Subsecretaría de Recursos Naturales, Dirección de Bosques, Instituto de Investigaciones Forestales y Agropecuarias y Consejos profesionales), el MAyDS, el INTA de Santiago del Estero, Chaco y Formosa para tratar nuevamente en detalle los lineamientos técnicos del MBGI, y definir las condiciones de preselección de sitios pilotos.

Finalmente, el 21 de septiembre del año 2016, se reunieron representantes del Ministerio de Producción de la provincia, del INTA y del Ministerio de Ambiente de la Nación, y se definió de



acuerdo a los objetivos propuestos en el convenio, los organismos e instituciones que conforman el Comité Técnico Provincial de MBGI en Chaco. Es así, y según lo previsto en el Convenio Marco de Cooperación, el 9 de enero de 2017 mediante la Resolución 03/17 se crea el Comité Técnico Provincial (CTP) conformado por: 1) Ministerio de Producción de la Provincia del Chaco (Coordinador del Comité Técnico), 2) Subsecretaría de Recursos Naturales (ALA de la Ley Nº 26.331), 3) Subsecretaría de Ganadería, 4) Dirección de Bosques de la provincia, 5) Instituto de Desarrollo Rural y Agricultura Familiar de la provincia (IDRAF), 6) Ministerio de Planificación y Ambiente, 7) INTA regional Chaco-Formosa, 8) Ministerio de Ambiente de la Nación, 9) Ministerio de Agroindustria de la Nación, 10) Secretaría de Agricultura Familiar de la Nación (SAF), 11) Instituto de Botánica del Noroeste (IBONE) dependiente de la U.N.N.E – CONICET, 12) Facultad de Ciencias Agrarias y Veterinarias de la U.N.N.E, 13) Consejo de Ing. Agr. Del Chaco (CPIACH), 14) Consejo de Ing. Ftal. del Chaco, 14) Consejo de Veterinarios del Chaco, 15) Asociaciones de Productores forestales de la Provincia del Chaco y 16) Fundación Vida Silvestre. En esta misma resolución se establece que la instrumentación de los sitios pilotos, se realizará por medio de convenios individuales (particulares-Provincia) y se aprueba un modelo de convenio, que obra en el Anexo de la mencionada Resolución.

Identificados los potenciales sitios pilotos, se determinó que los titulares de estos sitios deberían cumplir con los siguientes requisitos: (i) Que se dediquen a la actividad ganadera y hayan tenido experiencia en la ejecución de sistemas silvopastoriles; (ii) Que no cuenten con infracciones ante la Dirección de Bosques; (iii) Que tengan regularizada la tenencia de la tierra; y (iv) Que cuenten con los medios necesarios para solventar los costos de implementación del MBGI.

Una vez definido estos requisitos, se realizó una preselección de 26 sitios pilotos en Categoría de Conservación II y III, que correspondían a 20 interesados, los que posteriormente fueron visitados por personal de la Dirección de Bosques de la provincia del Chaco. En estas visitas se tomaron datos referido a la ubicación catastral del potencial predio sitio piloto, su superficie, número de cabezas con que contaban en ese momento y el número al cual se pretendía estacionar el rodeo. Con estos datos se inició la verificación de la situación de dominio de la tierra y se buscó antecedentes de cada uno de ellos en la Dirección de Bosques, resultando así, que no todos los predios preseleccionados cumplían con la totalidad de los requisitos definidos y que además existían interesados que proponían predios con muy poca superficie boscosa en relación a la superficie catastral. A continuación, se practicó un modelo de diagnóstico predial o esbozo de una línea base considerando los indicadores, verificadores y herramientas o instrumentos propuestos en el monitoreo a escala predial en el marco del MBGI que se podían obtener desde la dirección de bosques. Para esto, se utilizó como información de base inventarios forestales presentados ante la Dirección de Bosques de predios preseleccionados, tipificación de bosques según inventario forestal 2011 de la provincia del Chaco, resumen de stock remanente de productos forestales, análisis temporal de imágenes satelitales, cartas de suelo y corredores ecológicos.

En base a este ejercicio, y a conversaciones entabladas con algunos de los interesados, se llegó a la conclusión que un gran número de sitios pilotos pre-seleccionados no resultaban ser convenientes para tal fin y que se debía realizar una nueva selección con mayor criterio y orientado a un perfil comprometido con el manejo sustentable. Asimismo, también se concluyó que el éxito de los sitios pilotos como medidores de resultados y verificadores de los objetivos del MBGI, dependerán en gran medida de las capacidades y responsabilidades de los profesionales formuladores y asistentes de planes de MBGI, evaluadores y profesionales responsables del



monitoreo. En este contexto, en la última reunión del CTP (21 de mayo de 2018) se expuso la problemática de los sitios pilotos pre-seleccionados y la complejidad en el diseño de la línea de base y el monitoreo a través de indicadores. Se propuso y se consensó llamar a una nueva convocatoria, en la que los interesados deberán enviar una nota de intención al CTP acompañada de un cuestionario diseñado por el CTP. Paralelamente a esto se pretende acordar con el Comité Técnico Nacional una serie de capacitaciones dirigidas a evaluadores, formuladores y asesores técnicos de planes de MBGI.

Entre los desafíos a corto plazo se destacan:

- Identificar productores forestales y/o ganaderos con un perfil acorde a los principios básicos de sustentabilidad, interesados y comprometido con el cuidado del ambiente, dispuestos a contribuir en la definición, evaluación y reformulación de pautas técnicas complementarias a las ya acordadas, que permitan obtener un diagnóstico social, económico y ambiental, crear concientización y demostrar a cada uno de los actores del sector que el MBGI es una propuesta de mayor sustentabilidad que los actuales sistemas de producción ganadera y forestal.
- Fortalecer y generar capacidades en el recurso humano de la provincia para la evaluación formulación, asistencia, implementación y monitoreo de planes de MBGI.
- Establecer vínculos y articular entre organismos, instituciones gubernamentales, no gubernamentales y asociaciones relacionadas al tema para diseñar una línea de base y un sistema de monitoreo acorde a los recursos disponibles, vinculados y articulados.

Formosa

El Gobierno de la Provincia de Formosa da su primer paso en MBGI el 8 de noviembre de 2015 en FRUTAR 2015 tras celebrarse la firma del convenio marco de Cooperación entre el Ministerio de Producción y Ambiente de Formosa y el Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca de Nación. Desde aquel momento el Gobierno de la Provincia de Formosa acompaña en forma constante la iniciativa llevada a cabo por el INTA sin la conformación aún del Comité Técnico Provincial.

El Plan de Ordenamiento Territorial de la Provincia de Formosa (POT-FOR) en adhesión a la Ley de Bosques (26.331) regula la ordenación de los mismos bajo el mismo criterio de protección e incluso restringe más el cambio de uso de suelos. Se sitúa en categoría roja reservas naturales y a los bosques en galería a los márgenes de cauces o ríos manteniendo el 100% de la cobertura boscosa, en categoría amarilla se incluyen principalmente las comunidades originarias y la categoría verde toma dos restricciones según el sitio que ocupe; la categoría verde oscuro corresponde a las zonas de corredores y el porcentaje de conservación la masa forestal a mantener en pie es de 80%, por su parte la categoría de verde claro, corresponde a la zona central y oriental donde el porcentaje de conservación de masa forestal al mantener en pie es del 40%. Cabe destacar que la aplicación de MBGI en la provincia se trabajaría con las asaciones criollas. Además, actualmente se está evaluando la instalación de sitios pilotos MBGI en la provincia.

Desde el INTA EEA Ing. Juárez se propone que, además de las zonas amarillas, las zonas en verde de corredores y zona central y oriental pueden aplicar MBGI dado que la masa forestal se mantiene en su totalidad interviniendo solo hasta el 70% del sotobosque. Esta propuesta la avala el Gobierno



de la provincia de Formosa y propone que el INTA lleve adelante las intervenciones correspondientes y la evaluación del sistema propiamente dicho para tomarlo como propuesta de mejora en la producción del bosque nativo e incorporarlo en el Programa de Ordenamiento Territorial de Formosa (POT-For) como práctica sustentable y no como cambio de uso del suelo en igualdad de un desmonte total. Para tal fin desde INTA EEA Ing. Juárez se han llevado a cabo las siguientes actividades: (i) Reunión MBGI (agosto 2016) para definir lineamientos del sitio piloto de EEA Ing. Juárez integrado por investigadores y extensionistas. (ii) Participación de 1° Taller de Formación de RRHH para implementación del plan nacional MBGI en las provincias. en Monte Quemado - Santiago del Estero (octubre 2016). (iii) Participación en la Primer reunión de MBGI de las EEAs del Centro Regional Chaco-Formosa en Saenz Peña – Chaco (noviembre 2016). (iv) Participación en Audiencia Pública de ley provincial 1552 POT-For con la propuesta de incorporación de MBGI como práctica de intervención, se propone al INTA que lleve a cabo las intervenciones correspondientes para poder incorporarlo en la próxima revisión de la ley en 2 años aproximadamente.

Desde 2015 a la fecha redacción y revisión plan de manejo del sitio piloto MBGI para el Campo de la EEA INTA Ing. Juárez con medición de Indicadores de cambio en vegetación y suelo en la zona intervenida, adquisición de maquinaria (tractor FIAT 780 equipado para trabajos forestales, rolo de 3,5 toneladas y sembradora de pasturas) para realizar la práctica de RBI. Se intervino 20 hectáreas con RBI, seis de las cuales con pasada doble y siembra de gaton panic. Capacitaciones a profesionales, técnicos y productores en MBGI.

Neuquén

En la provincia del Neuquén, sobre gran parte de la superficie, se desarrolla la actividad ganadera. Las áreas de mejor aptitud ganadera se encuentran subdividida entre pocos propietarios en grandes extensiones, que realizan mayormente manejo de ganadería bovina. Las tierras de inferior calidad, productivamente marginales, son principalmente fiscales y están ocupadas por pequeños productores, comunidades de pueblos originarios, ganaderos trashumantes, con permisos precarios, denominados crianceros, con explotaciones de subsistencia, y generalmente de ganado menor.

La provincia del Neuquén cuenta con 543.900 ha de bosque nativo con jurisdicción provincial y aproximadamente 630.000 ha en jurisdicción nacional con Administración de Parques Nacionales. Dentro del bosque nativo el uso ganadero tiene lugar durante el verano. El sistema productivo de manejo ganadero, sin importar la tipificación de actores, es en dos áreas: veranada e invernada, siendo el clima quien condiciona estos sistemas. Las áreas de invernada no se encuentran dentro del bosque nativo siendo sitios de menor calidad forrajera, menor disponibilidad de agua, pero los productores suelen tener sus viviendas y en muchos casos la titularidad de la tierra ocupada. Esta condición es denominada trashumancia de "movimiento recurrente y funcional". La periodicidad del movimiento está regulada por el ritmo cíclico de las estaciones y las actividades desarrolladas en las unidades domésticas de producción se ajustan a las mismas. Esto origina un cambio temporal de asentamientos seguido por una situación de retorno que da comienzo a un nuevo ciclo. El circuito lo conforman la invernada, la veranada y la ruta pecuaria.



En el año 2012 la provincia adhirió a la Ley Nacional N° 26.331, a través de la Ley Provincial N° 2.780 de Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos. Conociendo la situación descripta, la Dirección de Bosques dispuso la realización de un inventario de "usos", además del inventario forestal y de conservación, para visibilizar todos los usos que se realizan sobre las áreas de bosque nativo. Resultado del mismo fue la comprobación de la actividad ganadera sobre gran parte de los bosques en distintas categorías de conservación, destacándose la presencia de animales principalmente en la época estival.

En cada una de las convocatorias a presentación de planes de la Ley, se recibieron varios relacionados con la actividad ganadera, ya sea de cerramiento de áreas para pastoreo o de exclusión del ganado del bosque nativo, siendo importante remarcar que los titulares de los planes son productores ganaderos y muy pocos se dedican a la actividad forestal. Asimismo, es importante destacar que los productores generalmente no realizan un manejo silvopastoril, sino que utilizan el bosque como recurso forrajero y de protección. Al participar del lineamiento de MBGI, es intención de la provincia desarrollar e implementar planes en la temática focalizando la intervención de los técnicos provinciales especialmente en las áreas donde conviven los pequeños productores fiscaleros.

A la fecha se ha conformado un Comité Técnico que aún no se encuentra en funcionamiento, donde participan la Dirección de Ganadería, la Subsecretaría de Producción con referentes locales, el INTA, ley ovina- caprina y la Dirección de Bosques. Durante el trabajo territorial se convocará a los técnicos locales de distintas instituciones u organizaciones a participar, siendo fundamental el aporte de su conocimiento sobre el área y los productores. A su vez se determinó un área de bosque y ganadería, en el norte de la provincia en donde se definirá el sitio piloto para poner a prueba los esquemas de manejo que se adecuen a la modalidad propuesta. El tipo de productor con el cual se pretende trabajar será un fiscalero con cría de animales ovinos y caprinos.

Río Negro

La provincia de Río Negro firmó el Convenio Marco de Cooperación Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI) en el año 2016. Participó también en el Taller "Lineamientos técnicos para el MBGI en la Región Patagónica" en el año 2017 en El Calafate donde se generó un acuerdo regional sobre los lineamientos generales para la aplicación de MBGI en los Bosques Andino-patagónicos.

El próximo paso que se está dando en la provincia es la conformación del Comité Técnico Provincial, el cual actualmente se encuentra en estado de proyecto de Resolución. En el ámbito de trabajo del Comité Técnico Provincial se definirán los lineamientos específicos para la implementación de MBGI en la provincia, como así también la identificación y puesta en valor del Sitio Piloto, y la determinación de los principales procedimientos que orientarán el manejo productivo.

La provincia cuenta con la información generada desde el año 2010 hasta la fecha de los Planes de Manejo presentados por los productores a la Unidad Ejecutora Provincial de Bosque Nativos. A partir de esta información es posible realizar un análisis más ajustado de la situación productiva para cada una de las áreas o cuencas de manejo. Si bien el ganado produce cambios en la estructura



y dinámica de los bosques nativos, está claro que dicha actividad se encuentra arraigada en la cultura productiva local, y es de vital importancia para la economía regional. Por ello, es necesario desarrollar estrategias de planificación y manejo para asegurar el uso sustentable de los bosques nativos.

Chubut

La Ley N° 26331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos comenzó a implementarse en Chubut en 2010 con la Ley Provincial XVII N° 92 que aprueba su Ordenamiento Territorial (OT) y designa la Autoridad Local de Aplicación (ALA). La actividad ganadera es uno de los principales usos tradicionales de la tierra en la cordillera y se realiza bajo diferentes sistemas productivos que involucran de algún modo los distintos tipos forestales existentes. Ya en la convocatoria a presentación de proyectos de financiamiento del año 2011 se contemplaba especialmente la actividad ganadera con proyectos institucionales específicos tendientes a evaluar y recomendar pautas técnicas de manejo de ganadería en el bosque. Con el proyecto CU-PM-38-2011-POA-01, de "Aplicación de pautas de manejo silvopastoril en áreas de bosque de ñire en la zona de Trevelin" se realizaron ensayos en dos situaciones características (Manejo con invernada y veranada, y manejo de ciclo completo en el predio); predios que serán considerados como sitios pilotos en el marco del acuerdo MBGI.

De los 201 Planes de Manejo Sostenible presentados hasta la fecha en la Subsecretaría de Bosques e Incendios de la Provincia del Chubut, 81% proponen alguna componente ganadera. La mayoría se concentra en el departamento Futaleufú, seguido por Cushamen, siendo el ñire la especie más utilizada.

El día 9 de noviembre de 2017 se suscribió Convenio Marco de Cooperación entre el Ministerio de Agro Industria, el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable y el Ministerio de la Producción de la Provincia del Chubut para implementar en la provincia los "Principios y Lineamientos Nacionales para el Manejo de Bosques con Ganadería Integrada en Concordancia con la Ley N° 26.331. Antes de ello, ya se había logrado avanzar significativamente en la elaboración, por un lado, de pautas de manejo de bosque con ganadería integrada adaptada a las particularidades de la zona, y por otro, una propuesta técnica para la implementación del Convenio Marco para el Plan Nacional de Manejo de Bosques con Ganadería Integrada en la Provincia del Chubut.

La Disposición N° 20/2017 – SSBI aprueba los Contenidos Mínimos para Componentes de Manejo de Bosques con Ganadería Integrada en Planes de Manejo Sostenible y es utilizada como marco para la formulación, presentación y evaluación de planes en el marco de la ley. Por su parte, la propuesta técnica para la implementación del Convenio Marco se elaboró gracias a un trabajo técnico inter-institucional con profesionales del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), el Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónica (CIEFAP), La Subsecretaría de Ganadería y Subsecretaría de Bosques e Incendios del Chubut. La metodología consistió en una primera etapa de consenso y validación de los propósitos que contempla la firma del convenio MBGI. Luego, bajo la premisa de lograr una integración entre la producción y conservación del ambiente, se elaboró una propuesta para realizar de manera sustentable la actividad ganadera en la zona del Bosque Andino Patagónico. En esa instancia se analizaron los ajustes necesarios de los sistemas productivos,



en particular la actividad ganadera, para garantizar el éxito de las políticas de protección del patrimonio natural. La propuesta pretende mejorar los indicadores productivos, básicamente el porcentaje y peso de destete, y contempla las siguientes intervenciones: 1) Mejoramiento de instalaciones e infraestructura, 2) Mejoramiento del manejo y disponibilidad forrajera, 3) Mejoramiento del manejo sanitario reproductivo del rodeo, 4) Mejoramiento de accesibilidad y prevención de incendios, y 5) Trabajos en capacitación y conformación de grupos de productores.

Se ha avanzado con la determinación de dos sitios piloto e iniciado actividades a través de proyectos financiados por la ley N° 26.331. Se formuló e inició la implementación del Plan de Manejo Establecimiento Zona del Cañadón Chileno (CU-PM-31-2016) que contempla un área de manejo ganadero entre formaciones de bosque mixto de ciprés y otras especies arbóreas y arbustivas. Lo mismo ocurrió con el Plan de Manejo Silvopastoril en bosque mixto, en Estancia Valle Frío, Lago Rosario (CU-PM-38-2011), que propone mejoras en el manejo tradicional de veranada e internada. Asimismo, se identificaron dos situaciones más para instalación de sitios pilotos, ambos de manejo de ganado bobino en bosque de ñire, de los cuales uno estaría integrado por un grupo de productores de la zona de Río Pico.

El Comité Técnico para el Manejo de Bosques con Ganadería Integrada funcionará en el ámbito del Ministerio de la Producción. La presidencia será ejercida por el Ministro de la Producción, quien estará acompañado por los Subsecretario de las áreas competentes, el Subsecretario de Bosques el Incendios y el Subsecretario de Ganadería. Se invitará a participar al Director del Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP) y al Director de la Estación Experimental Agropecuaria Esquel del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA-EEA Esquel), ambos de instituciones científico-técnicas con responsabilidades formales en la materia. También se invitará a un representante de productores y pobladores y de profesionales y técnicos. Asimismo, se facultará a las partes a determinar el modo de trabajo y la reglamentar el funcionamiento, y a integrar al mismo para el tratamiento de temas con especificidad temática y/o territorial a actores o representantes de otros ámbitos.

Santa Cruz

El primer paso que se dio en la provincia de Santa Cruz fue en el año 2010 cuando se realiza la modificación de la Ley Provincial N° 65 incorporando el uso silvopastoril de los bosques de ñire (Ley provincia de Santa Cruz N° 3159/10, Proyecto N° 572/10). Luego, firma el Convenio Marco de Cooperación MBGI en al año 2016 y conforma su Comité Técnico en el año 2017, mediante la Resolución N° 356/CAP/2017. El mismo está integrado por el Consejo Agrario Provincial como autoridad local de aplicación de la ley provincial de bosques y la ley ovina, áreas de la economía rural, el INTA Santa Cruz, técnicos y productores del sector privado.

El Comité Técnico en pos del cumplimiento de los objetivos estratégicos y los acuerdos alcanzados a nivel regional, define los siguientes lineamientos estratégicos de implementación del plan:

- Articular los instrumentos de fomento de las instituciones que participan del plan.



- Formular y ejecutar un Programa de Monitoreo para los sitios MBGI, utilizando como herramienta los Indicadores de sustentabilidad, desarrollados en la consulta - taller de especialistas realizada en diciembre de 2016.
- Establecer formalmente un Sitio Piloto - Demostrador MBGI en la provincia.
- Desarrollar y ajustar modelos de intervención local, con el objeto de establecer ensayos y experiencias de MBGI y contribuir en la definición, evaluación y reformulación de pautas técnicas complementarias a las ya acordadas.
- Acordar y llevar adelante programas de capacitación y asistencia técnica, a técnicos formuladores de planes, productores, autoridades locales de aplicación de planes ganaderos y de la Ley de Bosques (N° 26.331) y dependencias de los organismos con incumbencias en la provincia.
- Avanzar en programas de mejora de la comercialización de productos del MBGI, que incluya a los actores e instituciones vinculados con la cadena producción, industrialización y comercialización. Desarrollar una estrategia de certificación de productos provenientes de planes MBGI.
- Establecer vinculación y articulación con organismos, instituciones y asociaciones, con incumbencia en la temática, tanto gubernamentales como no gubernamentales.

Los avances al respecto de la estrategia establecida son:

- La definición formal e instalación del Sitio Piloto – Demostrador MBGI en la Ea. Morro Chico y la organización de jornadas de campo para productores y profesionales;
- El desarrollo de productos forestales no madereros (tintes naturales, infusiones y bebidas artesanales) en base a la cosecha de hojas de ñire, la promoción mediante folletería, la participación y organización de eventos de difusión, avances en la inscripción en el Código alimentario nacional y el desarrollo técnico del aprovechamiento sustentable;
- El desarrollo de productos forestales madereros, la confección y diseño de muebles y otros productos de alto valor agregado a partir de los raleos, la organización de cursos de uso de la madera de ñire que transfiera las técnicas y conocimientos adquiridos;
- Primera etapa cumplida en la instalación de los indicadores de monitoreo MBGI acordados a nivel regional, en 55 establecimientos agropecuarios con bosques de ñire en la categoría II del OTBN provincial;
- Reconocimiento como prácticas MBGI en los ñirantales de Santa Cruz a la separación de ambientes para el uso diferencial en pastoreo, las protecciones forestales individuales, el raleo sustentable, la protección de accesos al agua, la suplementación y el mejoramiento forrajero.



- Avances en la identificación de las herramientas de fomento que la provincia posee, avanzar en la articulación, su complementariedad y eficacia en el cumplimiento de sus objetivos particulares y conjuntos.

La provincia cuenta con la información y la experiencia de más de 15 años en manejo de bosque y manejo ganadero, por parte del Consejo Agrario, el INTA Santa Cruz, la UNPA, profesionales y productores privados, también con herramientas técnicas desarrolladas en la provincia, instrumentos de fomento provinciales y nacionales, como la Ley de Bosques y la Ley ovina, y el trabajo coordinado y sostenido entre instituciones públicas y privadas, que le permite tomar y sostener la decisión de establecer como una estrategia política integral y sustentable, el desarrollo del Plan santacruceño para el MBGI, que de manera conjunta y participativa, conserve los bosques nativos y desarrolle el sector ganadero que con estos convive. Para el cumplimiento de los múltiples objetivos que dicho plan se propone, el comité técnico considera fundamental el sostenimiento de una amplia vinculación entre los sectores involucrados, un plan de monitoreo robusto que asegure que las intervenciones sostienen los servicios ecosistemas objetivos, el desarrollo de productos que sean económicamente viables en esquemas integrales de aprovechamiento, y el desarrollo de programas de difusión y capacitación, que por un lado amplíen las visiones técnicas disciplinarias y promuevan la adopción de prácticas y enfoques técnicos integrales y la participación e involucramiento del sector privado.

Tierra del Fuego

En Tierra del Fuego el concepto de manejo y plan silvopastoril, si bien está incorporado en la Ley Forestal 145, desde 1994, nunca se establecieron pautas, ni hubo planes de manejo que contemplaran el manejo ganadero en bosques o de bosques con ganado. Las diferentes administraciones forestales provinciales siempre se abocaron al control, fiscalización y planificación de la actividad maderera, realizada en bosques de lenga mayoritariamente, tanto en bosques fiscales como en propiedad privada. No hubo cruce de información ni de manejo entre los ganaderos y los forestales, ni entre sus correspondientes administraciones sectoriales, lo que llevó a la degradación de bosques de lenga aprovechados, por uso ganadero posterior y a la degradación de bosques de ñire por sobrepastoreo en áreas climáticas críticas. Desde los primeros años del siglo XXI se realizaron algunos relevamientos prediales en conjunto entre las áreas de Bosques y Ganadería lo que generó una interacción positiva entre ambas miradas sectoriales. Posteriormente y en función de aquella interacción la administración forestal provincial incorporó en sus relevamientos de bosques indicadores de pastoreo tanto de ganado doméstico como asilvestrado y también se incorpora una mirada de la fauna nativa y su impacto sobre los bosques.

Recién a partir de la Ley 26.331 es que se comienza a mirar con una mayor integralidad y complejidad a los sistemas boscosos y de pastizales, que en la provincia comprende mayoritariamente el territorio al norte de la latitud del lago Fagnano, que se corresponde con las regiones ecológicas de cordillera en su porción más seca, y toda la región ecotonal. La implementación de dicha norma nacional y el acceso a la financiación se da a partir de la promulgación de la Ley provincial 869, de 2012, que aprueba el OTBN. A partir de ese momento y en las sucesivas 7 convocatorias a presentación de planes de manejo y conservación, para ser financiados por la Ley Nacional, la mirada sobre los bosques se amplió a múltiples aspectos de su uso, entre ellos el ganadero integrado a los bosques. Es así que hoy se cuenta con 10



establecimientos ganaderos que ya han realizado sus planes de manejo integrales en toda su extensión, sumando una superficie de 175.000 ha. Estos planes cubren buena parte de los bosques Ecotonales, dominados por ñirantales pero con importantes superficies de lengales ecotonales también. Están representados casi todos los bosques del ecotono atlántico, también hay establecimientos en el sector oeste, donde el gradiente climático estrecha al mínimo la transición entre la región cordillerana y la estepa, también los hay en el ecotono centro norte y en el límite entre cordillera y ecotono. Estos planes constituyen el primer intento concreto, en primer lugar, de mirada integradora y en segundo de intentar un manejo real integrado de la ganadería y el bosque, que implica básicamente el dialogo de los actores implicados en el manejo ganadero con aquellos que lo hacen en el forestal. A pesar de que la geografía de la provincia lo reclama desde hace años, estas miradas nunca dialogaron. Hoy esta interacción es incipiente pero promisoría.

Consideramos que estos planes y esta mirada intersectorial constituyen un primer paso hacia la incorporación del MBGI en la provincia, y que la incorporación de todos los establecimientos ganaderos con bosques a la Ley 26.331 es uno de los primeros objetivos a cumplir y ya está realizado en un 40% en estos primeros 7 años de implementación. Hoy en día uno de los principales obstáculos que atentan contra esta integración lo constituye la debilidad institucional del área de ganadería de la provincia. A partir de diciembre de 2015, el área de ganadería, que formaba parte de la antigua Secretaría de Recursos Naturales, hoy de Ambiente, Desarrollo Sostenible y Cambio Climático, donde siempre tuvo un peso relativo considerable, paso a formar parte del Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca. Durante 2016 y 2017, entre ambas instituciones se llevaron a cabo reuniones y se definieron los posibles integrantes de un Comité Técnico de MBGI que aún no logro constituirse.

El mismo debería estar conformado básicamente y de mínima por la SADSyCC el MAGyP, el INTA, el SENASA, la Asociación Rural y El CADIC, instituciones estas involucradas en la temática que tratamos, bien de manera sectorial o bien en aspectos integrados. Se espera conformar el mismo en los próximos meses, debiendo constituir una de sus iniciales tareas la proposición de pautas mínimas y realizables para el manejo integrado de ganadería, fauna herbívora nativa y bosques, bajo un concepto de gradualidad, teniendo en cuenta la situación de manejo actual de ganadería extensiva, hacia una de mayor complejidad, intensidad y con incorporación de nuevas técnicas y más profesionalizada.

INDICADORES DE MONITOREO A ESCALA PREDIAL

Teniendo en cuenta los múltiples aspectos que involucra al MBGI es necesario evaluar y monitorear distintas variables relacionadas a las dimensiones socio-económicas y ambientales. Considerando que una característica de MBGI es el manejo adaptativo, actualmente se están instalando Sitios Pilotos en que serán monitoreadas en sus consecuencias sobre aspectos ambientales, productivos y socio-económicos a través de un sistema de indicadores elaborado para este fin. El conjunto de lineamientos definidos en MBGI pretende que la combinación de actividades ganaderas y forestales permita el mantenimiento de los componentes estructurales y funcionales del bosque nativo, y por ende de sus servicios ecosistémicos. Es decir, los indicadores responden a los principios básicos de sustentabilidad: a) La capacidad productiva y la productividad del ecosistema deben mantenerse o mejorarse; b) La integridad del ecosistema y sus servicios deben mantenerse o mejorarse; c) El bienestar de las comunidades asociadas a su uso debe mantenerse o



mejorarse. La importancia de contar con un conjunto de indicadores de seguimiento permitirá a los organismos gubernamentales con competencia en la gestión de los bosques nativos (por ejemplo, los Comités Técnicos Provinciales en la aplicación del MGBI), aparte de contar con una línea de base, evaluar el impacto de los Planes de Manejo sobre los principales procesos naturales en el estado de conservación de los bosques y en la calidad de vida de la población asociada a ellos.

En un proceso participativo (consulta amplia a expertos y trabajo de taller para la redefinición y priorización de indicadores) y por indicación de la Mesa Nacional MBGI se generaron los indicadores de monitoreo a escala predial. Por ejemplo, para la región Chaqueña se acordó por consenso de especialistas 17 indicadores (7 ambientales, 4 socio-económicos, 6 productivos) para el monitoreo a escala predial (Tabla 1) (Carranza et al. 2015).

Tabla 1. Lista de los 17 indicadores de sustentabilidad para el monitoreo de MBGI en el Parque Chaqueño (Carranza et al. 2015).

Indicador Ambiental	Indicador de Producción	Indicador Socio-económico
A1. Erosión de suelo	P1. Capacidad productiva forestal	SE1. Resultado Económico: Margen bruto anual del sistema productivo
A2. Materia Orgánica del Suelo	P2. Obtención de Productos Forestales no madereros (PFNM)	SE2. Grado de satisfacción del productor
A3. Regeneración del bosque	P3. Oferta forrajera	SE3. Trabajo: Mano de obra directa empleada anualmente por el sistema productivo
A4. Estructura y composición de la vegetación	P4. Productividad ganadera	SE4. Grado de adopción de la tecnología
A5. Configuración espacial y superficie del bosque a nivel de predio	P5. Eficiencia reproductiva ganadera	
A6. Funcionalidad del sistema	P6. Producción Forestal: Volumen del productos madereros extraídos	
A7. Dinámica de la captura de carbono		

En forma similar en el año 2016, con una metodología similar, se determinó 25 indicadores de sustentabilidad para el monitoreo de MBGI a nivel predial para la región Patagónica (Tabla 2).



Tabla 2. Lista de los 25 indicadores de sustentabilidad para el monitoreo de MBGI a nivel predial en la región Patagónica (Mesa Nacional Indicadores MBGI 2017).

Indicador Ambiental	Indicador de Producción	Indicador Socio-económico
A1. Cobertura de suelo y estratos inferiores	P1. Producción ganadera (carne)	SE1. Riesgo del emprendimiento productivo del predio
A2. Cobertura de los estratos de vegetación	P2. Eficiencia reproductiva	SE2. Evolución de la adopción tecnológica
A3. Especies invasoras e indicatoras de degradación	P3. Producción forestal maderera	SE3. Capacidades de gestión
A4. Calidad de hábitat de arroyos y ríos	P4. Producción forrajera	SE4. Calidad y cantidad del trabajo
A5. Reclutamiento de frecuencias de especies arbóreas	P5. Producción de lana	SE5. Margen neto o bruto
A6. Conectividad de áreas con calidad de hábitat para la fauna	P6. Productos forestales no madereros	SE6. Satisfacción del productor
A7. Calidad de hábitat de especies de valor funcional	P7. Eficiencia de stock ganadero	
A8. Presencia de signos de erosión		
A9. Estructura y funcionalidad de la cobertura arbórea		
A10. Contenido de materia orgánica del suelo		
A11. Compactación del suelo		
A12. Calidad de agua		



CONCLUSIONES Y CONSIDERACIONES FINALES

Para que MBGI alcance los objetivos de aumentar la productividad conservando los demás servicios ecosistémicos de los bosques nativos, necesariamente los planes de manejo prediales deben estar contextualizados en relación a su conectividad con el resto del paisaje y al ámbito socio-productivo en que se desarrollan. Tratándose de una propuesta de manejo sustentable adaptativo, es fundamental que MBGI se entienda como proceso y que como tal se monitoree su desempeño en el tiempo. Asimismo, es necesario generar una red de Sitio Pilotos con un monitoreo Socio-Ambiental de MBGI. El monitoreo de corto-mediano y largo plazo, debería llevarse a cabo en Sitios Pilotos en predios con bosques de las Ecorregiones de El Chaco y de Patagonia que evalúen (experimentalmente) diferentes niveles y configuraciones de intervención y sus efectos sobre funciones y servicios ambientales claves. Para garantizar la sustentabilidad de sistemas productivos en bosque nativo, es indispensable que se avance en la implementación de sistemas de monitoreo a niveles de paisaje y regional.

Bibliografía

- Braat, L., de Groot, R. 2012. The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosystem Services* 1: 4–15.
- Navall M., Peri P.L., Merletti G., Monaco M., Carranza C. Y Medina A. 2016. Acuerdo MBGI: Una iniciativa para devolver el significado a los Sistemas Silvopastoriles sobre bosques nativos. *Quipu Forestal* 2: 20-21.
- Carranza C A y M Ledesma. 2005. Sistemas Silvopastoriles en el Chaco Arido. *IDIA XXI* pp 240 – 246
- Carranza C.; Daniele G.; Cabello M.J.; Peri P.L. 2015. Indicadores para el monitoreo a escala predial en el marco del Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI), 18 pp. MAGyP-SAyDS-INTA.
- Peri, P.L., López, D.R., Rusch, V., Rusch, G., Rosas, Y.M., Martínez Pastur, G. 2017. State and transition model approach in native forests of Southern Patagonia (Argentina): linking ecosystemic services, thresholds and resilience. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 13(2): 105-111.

Organizadores



Secretaría
de Agroindustria



Ministerio de Producción y Trabajo
Presidencia de la Nación



Secretaría de Ambiente
y Desarrollo Sustentable
Presidencia de la Nación



Auspiciantes

MINISTERIO DE
PRODUCCIÓN
E INDUSTRIA

NEUQUÉN
PROVINCIA



MINISTERIO DE AGRICULTURA,
GANADERIA Y PESCA



GOBIERNO
DE LA PROVINCIA
DEL CHUBUT

MINISTERIO
DE LA PRODUCCIÓN



CONSEJO FEDERAL
DE INVERSIONES



Instituto de Promoción
de la Carne Vacuna
Argentina



HELVETAS
Swiss Intercooperation



Secretaría
de Agroindustria



Ministerio de Producción y Trabajo
Presidencia de la Nación